

NORAH

Noise-related annoyance, cognition, and health

Verkehrslärmwirkungen im Flughafenumfeld

Band 3:

Wirkungen von Verkehrslärm auf die Belästigung und Lebensqualität

Endbericht

AUTOREN, PROJEKTBEARBEITUNG

Dirk Schreckenber	ZEUS GmbH, Zentrum für angewandte Psychologie, Umwelt- und Sozialforschung, 58093 Hagen
Frank Faulbaum	SUZ - Sozialwissenschaftliches Umfragezentrum GmbH, 47051 Duisburg
Rainer Guski	Ruhr-Universität Bochum, 44780 Bochum
Lars Ninke	SUZ - Sozialwissenschaftliches Umfragezentrum GmbH, 47051 Duisburg
Christin Peschel	ZEUS GmbH, Zentrum für angewandte Psychologie, Umwelt- und Sozialforschung, 58093 Hagen
Jan Spilski	Technische Universität Kaiserslautern, Center for Cognitive Science, 67663 Kaiserslautern
Jördis Wothge	Ruhr-Universität Bochum, 44780 Bochum

HERAUSGEBER, AUFTRAGGEBER

Gemeinnützige Umwelthaus GmbH
Rüsselsheimer Str. 100
65451 Kelsterbach

GESAMTKOORDINATION DER NORAH-STUDIE

Rainer Guski	Ruhr-Universität Bochum, 44780 Bochum
Dirk Schreckenber	ZEUS GmbH, Zentrum für angewandte Psychologie, Umwelt- und Sozialforschung, 58093 Hagen

INTERNE QUALITÄTSSICHERUNG DIESES TEILPROJEKTS

August Schick	Universität Oldenburg
Rudolf Schuemer	Hagen
Berthold Vogelsang	Niedersächsisches Ministerium für Umwelt, Energie und Klimaschutz, Hannover

WISSENSCHAFTLICHER BEIRAT - EXTERNE QUALITÄTSSICHERUNG

Mark Brink	ETH Zürich Schweiz
Erland Erdmann	Universität zu Köln
Kerstin Giering	Hochschule Trier, Umwelt-Campus Birkenfeld
Barbara Griefahn	Leibniz-Institut für Arbeitsforschung, TU Dortmund
Jürgen Hellbrück	Katholische Universität Eichstätt-Ingolstadt (ab Januar 2014)
Wolfgang Hoffmann	Universitätsmedizin Greifswald
Christian Maschke	Landesamt für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz Brandenburg, Potsdam (bis Dezember 2013)
Lothar Ohse	Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie, Wiesbaden
Georg Thomann	Amt für Natur und Umwelt, CH-Graubünden (ab Januar 2013)
Irene van Kamp	Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, NL-Bilthoven (ab Januar 2013)
Joachim Vogt	Technische Universität Darmstadt (ab April 2014)

31. Oktober 2015

ZUR STUDIE NORAH - VERKEHRSLÄRMWIRKUNGEN IM FLUGHAFENUMFELD – ERSCIENENE BÄNDE

- Band 1 Kognitive Entwicklung und Lebensqualität von Kindern
- Band 2 Erfassung der Verkehrsgeräuschexpositionen
- Band 3 Belästigung und Lebensqualität
- Band 4 Fluglärm und nächtlicher Schlaf
- Band 5 Blutdruckmonitoring
- Band 6 Erkrankungsrisiken
- Band 7 Gesamtbetrachtung

COPYRIGHT

Sämtliche in diesem Dokument enthaltenen wissenschaftlichen Texte, Grafiken, Tabellen und sonstigen Inhalte sind urheberrechtlich geschützt. Sie dürfen ohne vorherige schriftliche Genehmigung des Urhebers oder des Herausgebers weder ganz, noch auszugsweise kopiert, verändert, vervielfältigt oder veröffentlicht werden. Eine - auch auszugsweise - Veröffentlichung oder Verwendung dieses Dokumentes ist auch mit Zustimmung von Urheber bzw. Herausgeber grundsätzlich nur unter Angabe der vollständigen Quelle zulässig.

Inhalt

Inhalt	5
Zusammenfassung	14
Summary	18
I: Einleitung: Theorie, Hintergrund.....	22
1 Aufgabenstellung	23
2 Wirkung von Verkehrslärm	25
2.1 Stress erzeugende Wirkung von Verkehrslärm	25
2.2 Kontext- und personenbezogene (nicht-akustische) Einflussgrößen, Kontrollvariablen	26
2.3 Stressbezogenes Rahmenmodell zur Wirkung von Verkehrslärm	29
2.4 Lärmwirkungen am Flughafen im Änderungsprozess.....	32
2.5 Wirkung von Lärm unterschiedlicher Verkehrslärmquellen	34
2.6 Wirkung kombinierter Verkehrslärmquellen	35
II. Untersuchungsplan und Studiendurchführung	38
3 Untersuchungsdesign.....	39
3.1 Flughafenstandorte	39
3.2 Definition der Studienregionen	41
3.3 Untersuchungsdesign der Panelstudie Rhein-Main	42
3.3.1 Geplantes Untersuchungsdesign.....	42
3.3.2 Änderungen im Studiendesign	46
3.4 Untersuchungsdesigns an den Vergleichsflughäfen	47
3.5 Untersuchungsdesigns der weiteren Querschnittsstudien am Flughafen Frankfurt	47
3.5.1 Untersuchungsdesign Straßenverkehrslärm-Querschnittsstudie (QS Straße)	49
3.5.2 Untersuchungsdesign Schienenverkehrslärm-Querschnittsstudie (QS Schiene).....	50
3.5.3 Untersuchungsplan zur Kombinationslärmuntersuchung.....	51
3.5.4 Übersicht der Studiendesigns	52
4 Erhobene Variablen	54
4.1 Verwendete Verkehrslärm-Expositionsmaße	54
4.2 Befragungsdaten	56

4.2.1	Zielgrößen, abhängige Variablen.....	60
4.2.2	Potenzielle Co-Determinanten in den Expositions- Wirkungsanalysen	62
4.2.3	Soziodemographie, sonstige Kontrollvariablen.....	70
4.3	Non-Responder-Befragung	74
5	Hypothesen zur Wirkung von Verkehrslärm auf Belästigung und Lebensqualität	75
5.1	Zeitvergleich - Hypothesen zur Wirkung von Fluglärm bei ausbaubedingten Flugverkehrsänderungen.....	75
5.2	Standortvergleich - Hypothesen zur Wirkung von Fluglärm an verschiedenen Flughafenstandorten	77
5.3	Quellenvergleich - Hypothesen zur Wirkung des Lärms verschiedener Verkehrsarten	78
5.3.1	Hypothesen zum Vergleich der Beeinträchtigung durch den Lärm einzelner Verkehrsarten.....	78
5.3.2	Hypothesen zur Belästigungswirkung kombinierter Einwirkungen von Fluglärm und Straßen- bzw. Schienenverkehrslärm.....	80
5.4	Hypothesen zu den Zusammenhängen zwischen den Wirkungsbereichen Belästigung sowie Wohn- und gesundheitsbezogene Lebensqualität	81
6	Studiendurchführung.....	82
6.1	Votum der Datenschutzbehörden.....	82
6.2	Auswahl der Befragungsteilnehmenden	82
6.2.1	Auswahl für die Panelstudie Rhein-Main und für die Studien an den Vergleichsflughäfen.....	82
6.2.2	Auswahl der Teilnehmenden der weiteren Querschnittsstudien am Flughafen Frankfurt im Jahr 2012.....	88
6.3	Short Surveys in der Panelstudie Rhein-Main	91
6.4	Pretest.....	91
6.5	Befragungszeiträume und Interviewlänge	92
6.6	Interviewpersonal und Qualitätskontrolle.....	92
7	Datenmanagement und Datenanalysen.....	94
7.1	Datenaustausch	94
7.2	Verwendete Software für die Auswertungen	94
7.3	Datenaufbereitung.....	95
7.3.1	Prüfung und Aufbereitung der Datensätze.....	95
7.3.2	Missingwerte	95
7.3.3	Scorebildung bei Einstellungs- und Bewertungsfragen	97

7.3.4	Deskriptive Statistik und Verteilungsprüfungen.....	100
7.4	Inferenzstatistische Prüfung der Hypothesen (Hauptanalysen)	101
7.5	Verallgemeinerbarkeit, externe Validität, Non-Response	102
7.5.1	Analyse der Non-Responder-Informationen.....	104
7.5.2	Prüfung der Verteilung soziodemografischer Variablen.....	105
7.5.3	Populationsdaten aus den Studienregionen im Umfeld der untersuchten Flughäfen	107
7.5.4	Stichproben, für die Verteilungsvergleiche mit bevölkerungsbezogenen Daten vorgenommen werden.....	107
7.5.5	Modellanpassung durch Stichprobengewichtung anhand der ausgewählten Populationsmerkmale	108
7.5.6	Abschätzung der Robustheit der Ergebnisse.....	109
7.6	Sensitivitätsanalysen, Hauptanalysen.....	110
III.	Ergebnisse	112
8	Beteiligung in der Studie	113
8.1	Überblick über Kapitel 8.....	113
8.2	Erreichte Stichprobenzahlen	113
8.3	Räumliche Verteilung der Stichproben	122
8.4	Verteilungsstatistiken zu den Stichproben.....	125
8.4.1	Verteilung in der Panelstichprobe Rhein-Main (Flughafen Frankfurt).....	125
8.4.2	Verteilung in der Studie "QS Straße" am Flughafen Frankfurt.....	138
8.4.3	Verteilung in der Studie "QS Schiene" am Flughafen Frankfurt	141
8.4.4	Stichprobenverteilung am Flughafen Berlin-Brandenburg.....	144
8.4.5	Stichprobenverteilung an den Flughäfen Köln/Bonn (CGN) und Stuttgart (STR).....	146
8.4.6	Charakteristika der Stichprobe der Neurekrutierten im Rhein- Main-Gebiet in 2013 (Kontrollgruppe).....	148
8.5	Non-Response-Analyse	148
8.5.1	Vorgehensweise und Methodik.....	148
8.5.2	Basis für die Analyse der Verweigerungsreaktionen	157
8.5.3	Ergebnisse der Analyse der Verweigerungsreaktionen	161
8.5.4	Zusammenhang zwischen Responseraten und Personenmerkmalen bzw. ausgewählten Befragungsangaben.....	171
8.5.5	Einordnung der Ergebnisse der Nonresponse-Analyse	172

8.6	Sensitivitätsanalysen I: Verteilung von Personenmerkmalen über Luftverkehrsgeräuschpegelklassen und deren Effekte auf Belästigung, berichtete Schlafstörungen und die allgemeine Gesundheitswahrnehmung (SF8-Score GH)	174
8.6.1	Verteilung über Luftverkehrsgeräuschpegelklassen	175
8.6.2	Effekt auf die Fluglärmelastigung	181
8.6.3	Effekt auf berichtete fluglärmbedingte Schlafstörungen	187
8.6.4	Effekt auf den allgemeinen Gesundheitsstatus	193
8.6.5	Schlussfolgerung zu den Zusammenhängen zwischen Personenmerkmalen, der Luftverkehrsgeräuschpegelbelastung und den abhängigen (Ziel-) Variablen	199
9	Wirkungsanalysen zum Fluglärm - Querschnittsanalysen	201
9.1	Überblick über Kapitel 9	201
9.2	Luftverkehrsgeräuschexposition	202
9.2.1	Verwendete akustische Parameter für die Luftverkehrsgeräuschexposition	202
9.2.2	Luftverkehrsgeräuschexposition in der Panelstudie Rhein-Main	203
9.2.3	Veränderung der Luftverkehrsgeräuschexposition in der Rhein-Main Region	208
9.2.4	Luftverkehrsgeräuschexposition an den Vergleichsflughäfen	213
9.3	Fluglärmelastigung	217
9.3.1	Übersicht zum Abschnitt 9.3	217
9.3.2	Deskriptive Statistik zur Fluglärmelastigung in der Panelstudie Rhein-Main	217
9.3.3	Fluglärmelastigung vor und nach Eröffnung der Nordwest-Landebahn	218
9.3.4	Fluglärmelastigung am Flughafen Frankfurt zu verschiedenen Tageszeiten	222
9.3.5	Fluglärmelastigung an den untersuchten Flughafenstandorten im Vergleich	227
9.4	Berichtete fluglärmbedingte Schlafstörungen	230
9.4.1	Übersicht zum Abschnitt 9.4	230
9.4.2	Deskriptive Statistik zu berichteten fluglärmbedingten Schlafstörungen in der Panelstudie Rhein-Main	230
9.4.3	Berichtete fluglärmbedingte Schlafstörungen in Abhängigkeit der Veränderung der Luftverkehrsgeräuschexposition nach Eröffnung der Nordwest-Landebahn	232

9.4.4	Fluglärmbedingte Schlafstörungen an den untersuchten Flughafenstandorten im Vergleich	238
9.5	Gesundheitsbezogene Lebensqualität und Geräuschexposition durch Luftverkehr	241
9.5.1	Gesundheitsbezogene Lebensqualität an den untersuchten Flughäfen im Vergleich zu Normwerten.....	241
9.5.2	Gesundheitsbezogene Lebensqualität am Flughafen Frankfurt vor und nach Eröffnung der Nordwest-Landebahn	246
9.5.3	Gesundheitsbezogene Lebensqualität an den untersuchten Flughafenstandorten im Vergleich	255
9.6	Auswahl von Co-Determinanten für die Expositions-Wirkungsmodelle.....	257
9.6.1	Auswahl von Co-Determinanten für die Modelle zur Lärmbelästigung	257
9.6.2	Auswahl von Co-Determinanten für die Modelle zu berichteten verkehrslärmbedingten Schlafstörungen	268
9.6.3	Auswahl von Co-Determinanten für die Modelle zur gesundheitsbezogenen Lebensqualität	271
9.7	Expositions-Wirkungsmodelle zur Fluglärmbelästigung	278
9.7.1	Übersicht über die berechneten Modelle zur Fluglärmbelästigung ...	278
9.7.2	Expositions-Wirkungsbeziehungen zum Grad der Fluglärmbelästigung.....	280
9.7.3	Expositions-Wirkungsbeziehungen zum Prozentanteil hoch durch Fluglärm belästigter Personen (HA-Anteil)	290
9.8	Expositions-Wirkungsmodelle zu berichteten fluglärmbedingten Schlafstörungen	294
9.8.1	Übersicht über die berechneten Modelle zu berichteten fluglärmbedingten Schlafstörungen.....	294
9.8.2	Expositions-Wirkungsbeziehungen zum Grad der fluglärmbedingten Schlafstörungen.....	296
9.8.3	Expositions-Wirkungsbeziehungen zum Prozentanteil hoch durch Fluglärm schlafgestörter Personen (HSD-Anteil)	305
9.9	Expositions-Wirkungsmodelle zur gesundheitsbezogenen Lebensqualität (SF8-Scores MCS, PCS).....	309
9.9.1	Ergebnisse zur psychischen Lebensqualität (SF-8 psychischer Summenscore MCS).....	311
9.9.2	Ergebnisse zur körperlichen Lebensqualität (SF-8 körperlicher Summenscore PCS)	316

9.10	Wahrnehmung und Bewertung von Schallschutzmaßnahmen am Flughafen Frankfurt	321
9.10.1	Häufigkeiten der Antworten/Nennungen	323
9.10.2	Häufigkeiten der Nennungen nach Klassen des 24-Stunden-Mittelungspegels.....	326
9.10.3	Bewertung der Wirksamkeit auf die eigene Wohnsituation	329
9.11	Zusammenführung der Ergebnisse zur Wirkung von Fluglärm	330
10	Vertiefende Längsschnittanalysen zur Wirkung von Fluglärm am Flughafen Frankfurt vor und nach Eröffnung der Nordwest-Landebahn (2011 bis 2013).....	336
10.1	Verfahren der Längsschnittanalysen: Latente Wachstumskurvenmodelle	336
10.2	Veränderungseffekte in der Fluglärmbelastigung	341
10.3	Veränderungseffekte in der fluglärmbedingten Schlafstörungen	358
10.4	Veränderungseffekte in der gesundheitsbezogenen Lebensqualität - "psychische Lebensqualität" (SF8 MCS)	374
10.5	Veränderungseffekte in der gesundheitsbezogenen Lebensqualität- "körperliche Lebensqualität" (SF8 PCS)	387
10.6	Vergleich des Anteils hoch fluglärmbelastigter Personen in dieser Studie mit den Ergebnissen der RDF-Belästigungsstudie von 2005	396
11	Wirkungsanalysen zum Straßenverkehrslärm, Rhein-Main-Gebiet (Studie QS Straße)	400
11.1	Überblick über Kapitel 11	400
11.2	Straßenverkehrsgeräuschexposition.....	400
11.3	Deskriptive Statistik zu den Zielvariablen in der Teilstudie QS Straße	402
11.4	Expositions-Wirkungsbeziehung zur Belästigung durch Straßenverkehrslärm ..	407
11.5	Expositions-Wirkungsbeziehung zu straßenverkehrslärmbedingten Schlafstörungen	411
11.6	Gesundheitsbezogene Lebensqualität (SF8) und Straßenverkehrsgeräuschexposition.....	416
12	Wirkungsanalysen zum Schienenverkehrslärm, Rhein-Main-Gebiet (Studie QS Schiene).....	422
12.1	Überblick über Kapitel 12	422
12.2	Schienenverkehrslärmexposition	422
12.3	Deskriptive Statistik zu den Zielvariablen in der Teilstudie QS Schiene	424
12.4	Expositions-Wirkungsbeziehung zur Belästigung durch Schienenverkehrslärm.....	428

12.5	Expositions-Wirkungsbeziehung zu schienenverkehrslärmbedingten Schlafstörungen	432
12.6	Gesundheitsbezogene Lebensqualität (SF8) und Schienenverkehrsgeräuschexposition	436
13	Zusammenführung der bisherigen Ergebnisse zur Wirkung von Verkehrslärm im Rhein-Main-Gebiet	442
14	Weitere Effekte von Verkehrslärm	449
14.1	Überblick über Kapitel 14	449
14.1.1	Aktivitätsstörung	449
14.1.2	Psycho-vegetative Störungen	455
14.1.3	Lärmbewältigungsvermögen	458
14.1.4	Allgemeine subjektive Schlafqualität der letzten 4 Wochen.....	461
14.1.5	Wohnzufriedenheit	464
14.1.6	Wahrnehmung der Veränderungen: Erwartungen, Einstellungen.....	468
15	Expositions-Wirkungsanalysen zur kombinierten Verkehrsgeräuschexposition	474
15.1	Überblick über Kapitel 15	474
15.2	Wirkungsanalysen zur Kombination Luft- plus Schienenverkehrsgeräusche	474
15.2.1	Stichprobenverteilung	474
15.2.2	Geräusch-Exposition	477
15.2.3	Gesamtlärmbelästigung durch Luft- plus Schienenverkehrsgeräusche.....	478
15.2.4	Expositions- Wirkungsmodelle zur kombinierten Verkehrsgeräuschexposition durch Luft- und Schienenverkehr	483
15.3	Wirkungsanalysen zur Kombination Luft- plus Straßenverkehrsgeräusche	489
15.3.1	Stichprobenverteilung	489
15.3.2	Geräusch-Exposition	492
15.3.3	Gesamtlärmbelästigung durch Luft- und Straßenverkehrsgeräusche	493
15.3.4	Expositions- Wirkungsmodelle zur kombinierten Verkehrsgeräuschexposition durch Luft- und Straßenverkehr	498
15.4	Fazit aus den Untersuchungen zur kombinierten Verkehrsgeräusch-Exposition.....	503
16	Sensitivitätsanalysen zur Response und zur Robustheit der Ergebnisse	505
16.1	Sensitivitätsanalysen II: Effekt der Anpassungsgewichtung der Panelstichprobe Rhein-Main bedingt durch Nonresponse und Panelmortalität	505

16.1.1	Querschnittgewichtung	505
16.1.2	Längsschnittgewichtung	506
16.1.3	Effekt der Gewichtung der Panelstichprobe der dritten Erhebungswelle auf die Fluglärmelastigung.....	519
16.1.4	Effekt der Gewichtung der Panelstichprobe der dritten Erhebungswelle auf fluglärmbedingte Schlafstörungen.....	522
16.1.5	Effekt der Gewichtung der Panelstichprobe der dritten Erhebungswelle auf die gesundheitsbezogene Lebensqualität (SF8).....	524
16.1.6	Fazit zum Effekt der Gewichtung der Panelstichprobendaten.....	527
16.2	Sensitivitätsanalysen III: Vergleich der Expositions-Wirkungsbeziehungen der Teilnehmenden aller Erhebungswellen mit der vollen Teilnehmerzahl pro Erhebungswelle in der Panelstudie Rhein-Main.....	528
16.2.1	Gegenstand der Vergleichsanalysen in der Panelstichprobe Rhein-Main	528
16.2.2	Einfluss von Ausfällen im Rhein-Main Panel auf die Expositions-Wirkungsbeziehungen zur Fluglärmelastigung, zu Schlafstörungen und zur gesundheitsbezogenen Lebensqualität	529
16.3	Sensitivitätsanalysen IV: Vergleich der Expositions-wirkungsbeziehungen aus Basis- und erweiterten Modellen	533
16.3.1	Expositions-Wirkungsbeziehungen zur Fluglärmelastigung.....	533
16.3.2	Expositions-Wirkungsbeziehungen zu fluglärmbedingten Schlafstörungen.....	538
16.3.3	Expositions-Wirkungsbeziehungen zur gesundheitsbezogenen Lebensqualität.....	543
16.3.4	Fazit aus dem Vergleich von Expositions-Wirkungsbeziehungen aus Basis- und erweiterten Modellen	548
16.4	Sensitivitätsanalysen V: Fluglärmelastigung und berichtete Schlafstörungen der Panelteilnehmenden in 2013 versus Neurekruitierte in 2013 (Rhein-Main-Gebiet)	549
IV.	Diskussion, Fazit	554
17	Diskussion der Ergebnisse	555
17.1	Aufgabenstellung und Teilstudien	555
17.2	Fluglärm: Zeit- und Standortvergleich.....	557
17.3	Vergleich von Flug-, Schienen- und Straßenverkehrslärm	562
17.4	Wirkung kombinierter Verkehrsgeräuschexposition.....	564
17.5	Gesundheitsbezogene Lebensqualität und Lärmelastigung	565

17.6	Weitere Wirkungen von Verkehrslärm	567
17.7	Nicht-akustische Einflussgrößen	568
17.8	Limitationen der Studie	569
17.8.1	Beteiligung in der Studie	569
17.8.2	Verallgemeinerbarkeit der Expositions-Wirkungsbeziehungen zum Schienen- und Straßenverkehrslärm	574
17.8.3	Vergleichbarkeit der Stichproben	574
17.9	Stärken der Studie	575
18	Schlussbemerkung	577
V.	Verzeichnisse, Glossar	579
	Literaturverzeichnis	580
	Abbildungsverzeichnis	598
	Tabellenverzeichnis	609
	Erläuterungen und Glossar	623
	Erläuterungen zu gewählten Schallpegelbezeichnungen	623
	Glossar, Abkürzungsverzeichnis	625
	Danksagung	629

Zusammenfassung

Diese Studie "**Wirkungen von Verkehrslärm auf die Belästigung und Lebensqualität**" ist Teil des Forschungsverbundprojekts NORAH (Noise-Related Annoyance, Cognition, and Health). Sie wurde im Zeitraum von 2011 bis 2013 in der Rhein-Main Region am Flughafen Frankfurt (FRA) durchgeführt sowie in Teilen auch vergleichend an den Flughäfen Köln/Bonn (CGN), Stuttgart (STR) und Berlin-Brandenburg (BER, vor Fertigstellung des Ausbaus des Regionalflughafens Berlin-Schönefeld und Eröffnung als Flughafen BER).

Zu den Hauptzielen der Studie zählen die Erstellung bzw. Aktualisierung von Expositions-Wirkungs-Beziehungen zwischen akustischen und psychologischen Variablen - d. h. adressgenau berechneten Parametern der chronischen akustischen Belastung durch Geräusche vom Straßen-, Schienen- und Luftverkehr einerseits und Antworten von betroffenen Anwohnenden in Befragungen hinsichtlich Lärmbelästigung, erlebten Störungen und Lebensqualität andererseits. Die Studie geht dabei von einem stresstheoretischen Ansatz aus, wonach Stress dadurch definiert ist, dass eine akute Umweltaforderung (Verkehrsgläusche) die psychologischen und physiologischen Regulationsmöglichkeiten eines Menschen überschreitet, insbesondere in Situationen, die Unvorhersehbarkeit und Unkontrollierbarkeit einschließen (vgl. Lazarus & Launier, 1978; Koolhaas et al., 2011).

Die Studie stellt eine **kombinierte sozio-akustische Längs- und Querschnittsstudie** dar. Die Studienregionen wurden an den Flughäfen jeweils durch die umhüllende Kontur der Tages- und Nachtdauerschallpegel in Höhe von 40 dB für Luftverkehr eingegrenzt. Alle Wohnadressen mit einer Luftverkehrsgeräuschbelastung größer oder gleich der Umhüllenden von $L_{pAeq,06-22h}$ und $L_{pAeq,22-06h}$ von 40 dB wurden in die Stichprobenziehung einbezogen.

Die Studie umfasst eine Panelbefragung von Anwohnenden im Rhein-Main-Gebiet im Jahr 2011 vor Inbetriebnahme der Landebahn Nordwest am Flughafen Frankfurt im Oktober 2011 sowie wiederholt in den Jahren 2012 und 2013. Für die Wohnadresse jeder befragten Person wurden zu jeder Erhebungswelle quellenspezifische Mittelungs- und Maximalpegel zur Kennzeichnung der langfristigen (12-Monats-) Geräuschbelastung durch Luft-, Straßen- und Schienenverkehr berechnet. Weitere in der Rhein-Main Region in 2012 durchgeführte vergleichende Querschnittserhebungen (einmalige Erhebungen) beziehen sich auf Straßen- und Schienenverkehrslärm und die kombinierte Wirkung von Flug- und Straßenverkehrslärm bzw. Flug- und Schienenverkehrslärm. Bei den Befragungen und adressgenauen Berechnungen der Verkehrsgeräuschbelastungen an den Flughäfen BER (2012), CGN (2013) und STR (2013) handelt es sich jeweils um einmalige Querschnittserhebungen. Die Befragungen fanden überwiegend als Telefoninterviews statt, 11 bis 18 % nutzten die optionale Möglichkeit der Online-Teilnahme mit dem jeweils gleichen Befragungsinstrument. Für die Gewinnung der teilnehmenden Personen wurden anhand von Einwohnermelde- und Gebäudeadressdaten geschichtet nach Verkehrsgeräuschpegeln (umhüllende Kontur des Dauerschallpegels für die Tages- und Nachtzeit) mehrere Stichproben in der Rhein-Main Region und je eine Stichprobe an den Vergleichsflughäfen gezogen und mit recherchierten Tele-

fonrufnummern aus Telefonregistern verknüpft. Am Flughafen Stuttgart erfolgte die Stichprobenziehung in Ermangelung verfügbarer Einwohnermeldedaten anhand von Gebäudeadress- und Telefonnummerdaten. Die ausgewählten Personen erhielten vor Befragungsbeginn Informationsschreiben mit Angaben zur Untersuchung und der Bitte um Teilnahme. Zu dem Erhebungsverfahren liegen von den zuständigen Datenschutzbehörden Voten vor, die die Einhaltung der Datenschutz- und -sicherheitsbestimmungen bestätigen. Im Rhein-Main-Gebiet beträgt die Zahl der Untersuchungsteilnehmenden 18.757, die teils mehrfach befragt wurden, an den übrigen Vergleichsflughäfen insgesamt 10.482 Personen.

Die Studie zeigt, dass die Expositions-Wirkungskurve zur **Lärmbelästigung** durch Fluglärm bezogen auf den 24-Stunden-Dauerschallpegel am Flughafen Frankfurt nach Eröffnung der Landebahn Nordwest im Oktober 2011 nach oben verschoben ist. Das heißt, die befragten Anwohnenden reagieren insgesamt bei gleicher Luftverkehrsgeräuschexposition (24-Stunden-Mittelungspegel $L_{pAeq,24h}$), im ersten Jahr nach der Landebahneröffnung mit höheren Fluglärmbelästigungswerten als 2011 vor der Inbetriebnahme der neuen Landebahn. Im Jahr 2012 liegt der Anteil der hoch durch Fluglärm belästigten Personen (%HA; *highly annoyed*) am Flughafen Frankfurt je nach Höhe der Mittelungspegel um 2 bis 5 % höher als 2011. Die Fluglärmbelästigung in 2013 liegt zwischen der von 2011 und 2012. Zu den Veränderungen zwischen den Jahren im Grad der Fluglärmbelästigung bzw. dem Anteil hoch belästigter Personen bei gleichen Mittelungspegeln tragen vor allem das Lärmbewältigungsvermögen und die Erwartungen zu den künftigen Auswirkungen des Flugbetriebs bei. Ein größerer Belästigungsunterschied zeigt sich allerdings im Vergleich mit der Fluglärmwirkungsstudie am Flughafen Frankfurt in 2005 im Auftrag des Regionalen Dialogforum Flughafen Frankfurt (RDF) - der "RDF-Belästigungsstudie" (Schreckenberget al., 2010b). Bereits im Jahr 2011, vor Inbetriebnahme der neuen Landebahn, liegt der %HA-Anteil um eine Differenz von 15 - 20 % höher als in der RDF-Belästigungsstudie. Zu berücksichtigen ist dabei, dass einige Flugrouten schon im März 2011 geändert wurden, bevor die NORAH-Untersuchungen beginnen konnten (Anpassung der Gegenanflüge, Verlagerung der Eindrehbereiche sowie Absenkung des Luftraumes). Die Änderung der Geräuschexposition erfolgte demnach nicht abrupt am Tag der Inbetriebnahme der Landebahn Nordwest, sondern impliziert einen sukzessiven Prozess.

Der %HA-Anteil ebenso wie die durchschnittliche Fluglärmbelästigung ist am Flughafen Frankfurt in allen untersuchten Jahren 2011 bis 2013 höher als an den **Vergleichsflughäfen**. Auffälliger sind aber die Unterschiede im Anstieg der Expositions-Wirkungs-Kurven zwischen den Flughäfen, d. h. der unterschiedlich starke Zusammenhang zwischen dem Mittelungspegel und den Fluglärmbelästigungsurteilen. Unterschiede zwischen den Flughäfen bezüglich der Zahl und tageszeitlichen Verteilung der Flugbewegungen können die Belästigungsdifferenzen nicht erschöpfend erklären. Neben den operativen und akustischen Bedingungen stehen auch nicht-akustische Kontextfaktoren (personale, situative und soziale Faktoren) - bei allen Verkehrsarten - im Zusammenhang mit den Belästigungsurteilen. Hierzu zählen die individuelle Lärmempfindlichkeit sowie die Einstellung zur Lärmquelle (Bewertung der jeweiligen Verkehrsart als "nützlich" oder "umweltschädigend"). Das Einflussgewicht dieser Faktoren im Expositions-Wirkungsmodell zur Fluglärmbelästigung ist

an den untersuchten Flughäfen unterschiedlich ausgeprägt, am höchsten an den Flughäfen Köln/Bonn und Frankfurt, am geringsten am Flughafen Stuttgart. Es ist möglich, dass unterschiedliche "Flughafenhistorien" bzw. Unterschiede im regionalgesellschaftlichen Diskurs über den Flughafen und dessen Betrieb die Einflussstärken der nicht-akustischen Faktoren und damit auch den Anteil des Geräuschpegels an der Erklärung der Lärmbelästigung verändern. Dies lässt sich allerdings anhand der Daten der Studie nicht erschöpfend aufklären, dazu bedürfte es einer längerfristigen Beobachtung der Lärmwirkungen (Längsschnittstudie) an mehreren und nicht nur an einem Flughafen.

Im **Vergleich der Quellenarten** zeigt sich, dass die Luftverkehrsgeräuschbelastung bei gleichem Mittelungspegel mit einer höheren Lärmbelästigung assoziiert ist als die Schienen- und Straßenverkehrsgeräuschexposition. Dies entspricht den Ergebnissen früherer Originalstudien und Sekundäranalysen zur Lärmbelästigung. Straßen- und Schienenverkehrslärm unterscheiden sich in der Belästigung in dem untersuchten Geräuschpegelbereich kaum, bei höheren Mittelungspegeln ($L_{pAeq,24h} > 65$ dB) allerdings erweist sich der Schienenverkehrslärm gegenüber dem Straßenverkehrslärm als belästigender. Bei **kombinierter Verkehrslärmbelastung** erweist sich der Fluglärm als dominierender Einflussfaktor auf die Gesamtlärmbelästigung. Nicht der energetisch aufsummierte Gesamtdauerschallpegel und auch nicht die im Geräuschpegel dominierende Lärmquelle erweisen sich als maßgebend für die Gesamtlärmbelästigung, sondern die in der Belästigung dominierende Lärmquelle (hier: Luftverkehrsgeräuschbelastung).

Bei den berichteten fluglärmbedingten **Schlafstörungen** ist eine Veränderung am Flughafen Frankfurt 2012 und 2013 gegenüber 2011 erkennbar, die auf die Einführung der Kernruhezeit von 23 bis 05 Uhr im Oktober 2011 zurückgeführt werden kann: In 2011 ist der Grad der berichteten Schlafstörungen bei gleichem Mittelungspegel für die Nachtzeit von 22 bis 06 Uhr am Flughafen Frankfurt deutlich höher als an den Vergleichsflughäfen, auch höher als am Flughafen Köln/Bonn, obwohl dieser mit 30 % der Flugbewegungen den höchsten relativen Nachtfluganteil unter den untersuchten Flughäfen aufweist (Frankfurt: 10 % in 2011, 8 % in 2012 und 7 % in 2013). In den Folgejahren, nach Einführung der Kernruhezeit sinkt bei gleichem Nacht-Mittelungspegel der Grad der Schlafstörungen sowie der Anteil der hoch durch Fluglärm schlafgestörten Personen (%HSD, *highly sleep disturbed*). Der Rückgang der Schlafstörungen bei gleichem Nachtpegel bezieht sich allerdings nur auf Störungen des Nachtschlafs bzw. Störungen beim Durchschlafen. Die berichteten Störungen durch Fluglärm in der Einschlafphase sind dagegen nicht zurückgegangen, die für die Aufwachphase berichteten Schlafstörungen haben zugenommen. Wie auch bei der Lärmbelästigung sind die berichteten Schlafstörungen beim Fluglärm bei gleichem Mittelungspegel höher als beim Schienen- und Straßenverkehrslärm. Die bei der Lärmbelästigung festgestellten Unterschiede zwischen den Verkehrslärmquellenarten zeigen sich in gleicher Reihenfolge auch bei den berichteten lärmbedingten Schlafstörungen.

Verkehrslärm hat in dieser Studie einen kleinen aber statistisch signifikanten Effekt auf die berichtete **gesundheitsbezogene psychische wie körperliche Lebensqualität**. Soweit ein solcher Effekt erkennbar ist, scheint dieser über die Lärmbelästigung vermittelt zu sein, d.

h. danach ist eine höhere Lärmbelastigung mit einer niedrigeren gesundheitsbezogenen Lebensqualität assoziiert. Dies gilt für alle Verkehrslärmquellenarten gleichermaßen.

Mit zunehmender Geräuschbelastung durch Luft-, Schienen- und Straßenverkehr ergeben sich die folgenden **weiteren Wirkungen**: Zunehmende Intensität von berichteten Aktivitätsstörungen am Tage (Kommunikation, Ruhe und Konzentration), Abnahme der Zufriedenheit mit der Wohngegend, Abnahme im Vertrauen um das Bemühen von verantwortlichen Institutionen. Beim Fluglärm kommen hinzu: Zunahme an negativen Erwartungen zum künftigen Flugbetrieb am Flughafen und Abnahme der wahrgenommenen prozeduralen Fairness im Entscheidungsprozess zum Flughafenbetrieb mit zunehmender Geräuschexposition. Ursprünglich waren Vertrauen, Erwartungen und Fairness als Einflussgrößen der Lärmbelästigung, insbesondere der Fluglärmelastigung im Zusammenhang mit dem Ausbau des Frankfurter Flughafens, konzipiert. Aufgrund der Korrelation dieser Variablen mit dem Geräuschpegel durchgeführte Mediatoranalysen stützen allerdings die Annahme, dass diese Einstellungs- und Erwartungsvariablen in der Querschnittsbetrachtung eher eine Sekundärreaktion auf den Verkehrslärm darstellen. In den Längsschnittanalysen zeigt sich allerdings, dass diese Variablen einen Mediatoreffekt auf die in Folgebefragungen erhobene Lärmbelastigung ausüben.

In dieser Studie betragen die erzielten Quoten der **Befragungsteilnahme** (vollständige Interviews bzw. ausgefüllte Onlinefragebögen) zwischen 7 und 31 % bezogen auf die Zahl der versandten Schreiben und zwischen 17 und 31 % bezogen auf die verfügbaren Telefon- und Email-Kontaktdaten. Diese Teilnahmequoten sind niedrig und geben Anlass zu einer umfassenden Non-Responder-Analyse und Prüfung der Abschätzung einer möglichen responsebedingten Verzerrung auf die Ergebnisse. Die zur Prüfung der möglichen Verzerrungseffekte durch Non-Response durchgeführten Sensitivitätsanalysen umfassen: Verteilungsprüfungen von Personenmerkmalen über Geräuschpegelklassen; Prüfung des Zusammenhangs mit den Zielvariablen (Lärmbelastigung, Schlafstörungen, Lebensqualität); Vergleich von Expositions-Wirkungsmodellen unter Ein- vs. Ausschluss von relevanten Personenmerkmalen; Vergleich von Modellen mit ungewichteten Befragungsdaten vs. Modellen mit den gleichen Daten, gewichtet nach verfügbaren relevanten populationsbeschreibenden Zensusdaten der Studienregionen; Einsatz eines Bootstrap-Verfahrens für zentrale Expositions-Wirkungsmodelle. Mit letzterem Verfahren lässt sich die Robustheit der jeweiligen Expositions-Wirkungs-Modellierung an einer großen Anzahl von "Bootstrap"-Stichproben (hier: 5.000) aus der Gesamtstichprobe in verschiedenen Teilstichproben auch ohne Kenntnis von Populationsinformationen abschätzen. Es zeigt sich, dass - trotz vorliegender Unterschiede in der Verteilung von Personenmerkmalen in den Stichproben und der jeweils zugrundeliegenden Population - die Expositions-Wirkungsbeziehungen für die verkehrslärmbedingten Lärmbelastigungen, berichteten Schlafstörungen und möglichen Lebensqualitätsbeeinträchtigungen eine hohe Robustheit aufweisen. Sie können als verallgemeinerbar auf die jeweilige Studienregion (Flughafenstandort) betrachtet werden.

Summary

The current study "**The impact of transportation noise on annoyance and health-related quality of life**" is part of the research project NORAH (Noise Related Annoyance, Cognition and Health). NORAH was conducted from 2011 until 2013 in the urban area of the Rhine-Main-Valley around the airport of Frankfurt (FRA). Furthermore airports of Cologne- Bonn (CGN), Stuttgart (STR) and Berlin-Brandenburg (BER; before the finalization of the reconstruction of the regional airport Berlin-Schönefeld and opening as airport BER) were included in the study for comparison.

The main aim of the study is to establish or update exposure-response-curves of acoustic and psychological parameters. On the one hand, this includes the accurate (and participant's address-specific) calculation of the chronic acoustic exposure to road traffic, railway and aircraft sounds; on the other hand, it includes the results of surveys by residents of that region regarding noise annoyance, self-reported disturbances and subjective quality of life. The current study is based on a scientific stress-model, which defines stress as an acute environmental demand (i.e. transportation noise), which exceeds the psychological and physiological capacities of an individual and particularly includes situations which are neither predictable nor controllable by that person (see Lazarus & Launier, 1978; Koolhaas et al., 2011).

The study entails a **combined socio-acoustic cross-sectional as well as longitudinal design**. The region, where the research was held, was curtailed by the "envelope" of the energy equivalent sound level during day (L_d) and night (L_n) of aircraft traffic with a sound level of at least 40 dB. All addresses with an "encased" aircraft noise level ($L_{pAeq,06-22h}$ and $L_{pAeq,22-06h}$) of 40 dB and higher were included in the pool for sampling. More specifically, the study consists of a panel survey, which was recruited in 2011 - prior to the opening of north-west runway at Frankfurt airport in October that year, 2012 and 2013. For every residential address of every participant, equivalent sound levels, as well as maximum sound levels were calculated in order to identify the source specific (annual) sound exposure to aircraft, road traffic and railway noise. Furthermore, a comparative cross-sectional survey of road traffic and railway noise, as well as the combined impact of aircraft and railway noise, respectively aircraft and road traffic noise was conducted in 2012 in the Rhine-Main area. The surveys held in Berlin (BER), Cologne (CGN, 2013) and Stuttgart (STR, 2013) were also cross-sectional and were not repeated.

A vast majority of the interviews was conducted via telephone; only about 11 % to 18 % used the online-survey, which was also available and identical to the interview in content. The samples (various for the Rhine-Main-area and one for every airport that served as comparison) were randomly sampled from the population registries and were stratified by the level of noise (encased equivalent sound level for day and night) and then linked to the contact information from the telephone registration. At Stuttgart airport the sample was drawn without residents' registration and only by address and telephone contact information, due to a lack of access to residential registration data. Prior to the start of

the survey participants received an information letter with details about the study and an invitation to participate. The sampling was supervised and certified by the responsible agency for data protection. In the Rhine-Main-area a total of 18757 participants, which were partly repeatedly interviewed, took part in the study. The samples of the remaining airports, investigated for comparison, included an overall number of 10482 participants.

The results of the study show that at Frankfurt Airport the exposure-response curve for aircraft noise annoyance against the $L_{pAeq,24h}$ moves higher up after the opening of the north-western runway in October 2011. The residents, which were surveyed, reveal an increased aircraft noise annoyance to the same sound exposure (described by the aircraft equivalent sound level ($L_{pAeq,24h}$)) in the first year after the implementation of the new runway. In 2012 the percentage of highly annoyed (%HA) individuals is between 2 to 5 % higher than in 2011, depending on the equivalent sound level. In 2013, the noise annoyance for aircraft noise decreases slightly and settles between the degree of noise annoyance in 2011 and 2012. The change in exposure-response-relationship between the surveying years is mainly associated with the subjective coping capacity toward noise and the expectations about the prospective effects of the air traffic at the airport. A more distinct change in noise annoyance can be seen when comparing the current results to the results of the last noise impact study at Frankfurt airport in 2005, which was conducted on behalf of the Regionales Dialogforum Flughafen Frankfurt (RDF) (Schreckenberget al., 2010). Prior to the implementation of the new runway in 2011 the %HA is already 15 to 20 % higher than in 2005. Note that some flight paths had already been changed in March 2011 before the start of the NORAH study (adjustment of downwind, relocation of downwind turning area, lowering of airspace). Thus, the change in noise exposure did not occur abruptly at the day of the opening of the 4th runway but is a successive process of change. Whether the level of noise annoyance measured in 2013 will remain stable or keep on changing cannot be foreseen based on the current study and its results. One way to answer this question is to implement a recurring monitoring of the impact of noise (in a triennial cycle, for example), which is also advised by the 'Expertengremium 'Aktiver Schallschutz' des Forum Flughafen & Region' (2010) when applying the exposure-response-function of the *Frankfurter Tagindex für Fluglärm* (FTI; Frankfurt Aircraft Noise Index for daytime).

The proportion of highly annoyed individuals, as well as the regular noise annoyance is higher at **Frankfurt airport** than at the **other airports**, which are used for comparison; this result refers to all three years (2011 - 2013). More striking are the differences in the slope of the different exposure-response-curves of the different airports, hence the difference of the strength of association between the equivalent sound level and the noise annoyance. Differences in the number and time-frames (day or night-time) of aircraft movements at the various airports cannot explain these diverging results satisfyingly. Next to operative and acoustic requirements, non-acoustic context parameters (personal, situational and social factors) are associated with the noise annoyance; this applies to all three sources of traffic noise. These non-acoustic parameters include the individual noise sensitivity and the attitude towards the noise source (judgments whether a source of

traffic is "useful" or "harmful for the environment"). The strength of association between these contextual parameters on the noise annoyance differs from airport to airport: the strongest association can be found for the airports Cologne-Bonn and Frankfurt and the weakest for the airport in Stuttgart. One possible explanation for these differences is the regional history of each of these airports or differences in public discourse about the airport and its flight operations in each of the respective geographic areas. Again, the data of this study are not suited to explain these differences comprehensively. In order to achieve this, a longitudinal analysis of more than one airport at the same time would be needed.

The **comparison of noise sources** reveals that the equivalent sound level of aircraft noise is associated with higher noise annoyance than the equivalent sound level of railway and road traffic noise. The results are in line with earlier research and secondary analyses on noise annoyance. Noise annoyance due to railway traffic noise and road traffic noise differs only slightly at the same sound level up to 65dB; with higher levels ($L_{pAeq,24h} > 65$ dB) railway traffic noise becomes more annoying than road traffic noise. The investigation of **combined noise** annoyance of aircraft and railway noise, respectively aircraft and road traffic noise, shows that aircraft noise has a dominating influence on the overall noise annoyance. The source of noise which is most annoying (in this case: aircraft noise) determines the overall annoyance, instead of the "energetically summed equivalent level of sound" or the source of noise, which is dominant with regard to the sound level.

The results of the **reported sleep disturbances** show a decrease from 2011 to 2012 and 2013 at Frankfurt airport, which is probably due to the introduction of a core rest-phase from 23.00 h until 05.00 in October 2011. In comparison to the other airports, self reported sleep disturbance is considerably higher for Frankfurt airport, when comparing the sound levels for the time frame from 22.00 till 06.00 o'clock at night. This also holds for the comparison with Cologne-Bonn airport, which has the highest percentage (30 %) of nighttime aircraft activity (in contrast, Frankfurt airport had 10 % in 2011, 8 % in 2012, and 7 % in 2013). In the subsequent years after the introduction of the core rest period the degree of sleep disturbances decreases, as well as the proportion of highly sleep disturbed (%HSD) individuals, when examining the energy equivalent sound level at night. This only accounts for the sleep disturbance while being at sleep at night, though. The self-reported sleep disturbances due to aircraft noise while falling asleep and when waking up, do not decline. Instead, the reported disturbances during the early morning (start of waking time) increased.

Similar to noise annoyance, the self-reported sleep disturbance is higher for aircraft noise than for railway or road traffic noise, when considering the same energy equivalent sound levels. The differences that can be shown between the sources of noise with regard to noise annoyance can also be found in the same sequential order when it comes to self-reported sleep-disturbances.

The results of this study show that road traffic noise has a small but statistically significant effect on the **health-related quality of life** - mentally as well as physically. As far as such

an effect is discernable, it seems to be mediated by the noise annoyance. This means that a higher noise annoyance is associated with a lower health-related quality of life. This accounts for all sources of noise: aircraft, railway and road traffic noise.

Further effects that can be seen with increasing exposure to sound by aircraft, railway and road traffic are as follows: There is an increase of reported disturbances of intended activities (e.g., communicating, quietness, and mental work), decrease of residential satisfaction. Decrease of trust into the work of institutions responsible for noise. In the case of aircraft noise, some personal and social factors add to this list: negative expectations towards the prospective air traffic at the airport and a decrease of the perceived procedural fairness of the decision making process of the flight operations with increasing exposure to sound. Initially, trust, expectations and fairness were supposed to be parameters co-determining the noise annoyance, especially the noise annoyance by aircraft noise, in association with the reconstruction of Frankfurt airport. A mediator analysis based on the regression models of these parameters with the level of sound, support the assumption that in the cross-sectional-analysis these parameters of attitude and expectations are rather a secondary reaction to the transportation noise, which is mediated by the noise annoyance recorded at the same point of time. The longitudinal analysis shows that these secondary reactions then have a mediator effect on the noise annoyance assessed in the next survey period.

In total, the **response rate** (completed interviews respectively online surveys) of the current study ranges between 7 to 31 %, based on all postal notices that were sent, and between 17 to 31 % with regard to all accessible telephone and email contact information. Due to these low response rates a comprehensive non-response-analysis and several sensitivity analyses were conducted, in order to identify and estimate any potential bias on the results. The sensitivity analyses - calculated in order to examine a possible response bias - included: check of the distributions of personal characteristics at different levels of sound; covariance analysis of dependent variables (noise annoyance, disturbances of sleep and quality of life); comparison of exposure-response relations including and excluding numerous relevant personal parameters; comparison of statistical models including unweighed as well as weighed data to models including the same data, but weighed by representational population based data in accordance with information by the German census; application of boot-strapping methods for the main exposure-response-curves. The latter being a technique to estimate the robustness of an exposure-response-model by its repeated calculation in a large number of "bootstrap"-samples (in this case 5000) that are randomly drawn from the overall sample.

Even though the sample of the study differs from the population with regard to individual parameters, it can be shown that the exposure-response-curves for the transportation noise annoyance, self-reported sleep-disturbances and potential impairments of the health-related quality of life seem to have a high degree of statistical robustness. Thus, they can be taken as generalizable for the respective study-area under investigation (the corresponding surroundings of airports).

I: Einleitung: Theorie, Hintergrund

1 Aufgabenstellung

Das Hauptziel der Studie "Wirkungen von Verkehrslärm auf die Belästigung und Lebensqualität" im Rahmen der NORAH-Studie ist es, bei Anwohnern des Flughafens Frankfurt im Zeitverlauf vor und nach Eröffnung der Nordwest-Landebahn (NW-Bahn) am 21.10.2011 die Expositions-Wirkungsbeziehungen und ihre Veränderungen zu untersuchen und zwar bezogen auf

- die Lärmbelästigung und Aktivitätenstörungen am Tage,
- berichtete, lärmbedingte Störungen des Schlafs,
- wahrgenommene Lebensqualität, insbesondere gesundheitsbezogene, körperliche und psychische Lebensqualität, aber auch weitergehende Aspekte wie Wohnzufriedenheit oder allgemeine Schlafqualität.

Die Expositions-Wirkungsbeziehungen sollen getrennt für die Verkehrsträger Flug-, Schienen- und Straßenverkehr sowie für deren Kombination (Flug- und Straßenverkehr bzw. Flug- und Schienenverkehr) betrachtet werden. Außerdem sollten die Expositions-Wirkungsbeziehungen zum Fluglärm unter Berücksichtigung anderer Verkehrslärmarten am Frankfurter Flughafen (FRA) mit jenen an drei Vergleichsflughäfen, Berlin-Brandenburg (BER), Köln/Bonn (CGN) und Stuttgart (STR), verglichen werden. Ferner sollten die Beziehungen der erfassten Wirkungsbereiche untereinander, insbesondere der Zusammenhang zwischen der Lärmbelästigung und Lebensqualität untersucht werden.

Es ergeben sich demnach im Modul 1 drei Hauptanalysegruppen:

- Zeitvergleich: Untersuchung der Auswirkungen des Fluglärms auf Belästigung und Lebensqualität von Anwohnern vor und nach Eröffnung der Landebahn im Oktober 2011;
- Quellenvergleich: Vergleich der Wirkungen von Flug-, Schienen- und Straßenverkehrslärm am Frankfurter Flughafen auf das Belästigungserleben und die Lebensqualität (inklusive Kombinationswirkung);
- Standortvergleich: Vergleich der Wirkungen von Fluglärm an den Flughäfen FRA, BER, CGN, STR; insbesondere Vergleich der Fluglärmwirkungen an Flughäfen, die sich in einer Änderungssituation befinden (FRA, BER) und solchen in Bestandssituation mit eingeschränktem (STR) und weniger eingeschränkten (CGN) Nachtflugverkehr;

und ergänzend die Analyse der Beziehung zwischen Wirkungsbereichen, insbesondere Lärmbelästigung und Lebensqualität.

Für die drei Vergleichsanalysegruppen wurden verschiedene Stichproben untersucht: Eine Panelstichprobe im Rhein-Main-Gebiet, weitere Querschnittsstichproben (einmalige Erhebungen) speziell zum Schienen- und Straßenverkehrslärm sowie der Kombination mit Fluglärm und Querschnittsstichproben an den Flughäfen BER, CGN und STR. Eine Übersicht über die verschiedenen Stichproben bzw. Teilstudien zeigt Abbildung 1-1.

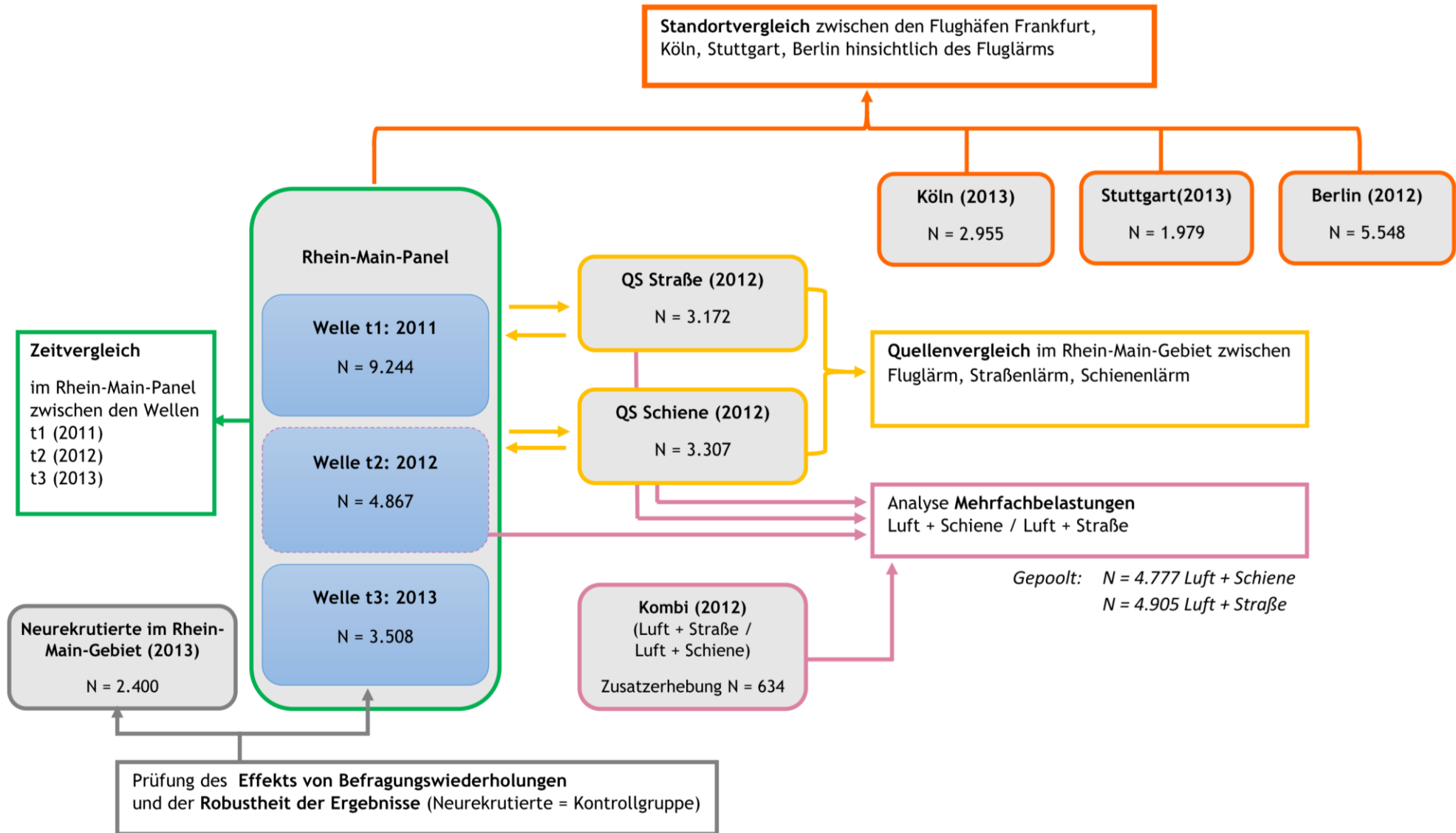


Abbildung 1-1. Übersicht über die Teilstichproben und Hauptanalysegruppen der NORAH-Studie "Belästigung und Lebensqualität".

2 Wirkung von Verkehrslärm

2.1 Stress erzeugende Wirkung von Verkehrslärm

Die grundlegende Annahme, die dieser Studie zugrunde liegt, ist, dass sich die gesundheitsbezogene Wirkung von Lärm am besten als die einer Stress erzeugenden Wirkung einer Umweltbelastung verstehen lässt. Entsprechend beruht das in dieser Studie als Rahmen verwendete Modell auf allgemeinen psychologischen bzw. psycho-physischen Stressmodellen (z.B. Lazarus & Launier, 1978; Henry, 1977) sowie speziell auf Lärmwirkungen bezogene Stressmodellen (z. B. Babisch, 2006; van Kamp, 1990; Stallen, 1999).

Stress ist hierbei dadurch definiert, dass eine akute Umwelthanforderung (z.B. Lärm) die psychologischen und physiologischen Regulationsmöglichkeiten eines Menschen überschreitet, insbesondere in Situationen, die Unvorhersehbarkeit und Unkontrollierbarkeit einschließen (vgl. Koolhaas et al., 2011). Die Ausprägung der dadurch bedingten psychologischen und physiologischen Änderungen im einzelnen Menschen hängen im Falle der Umweltbelastung "Lärm" u. a.

- (a) von der Häufigkeit, zeitlichen Verteilung und Intensität (Schallpegel) der Lärmbelastung,
- (b) von personenbezogenen Faktoren, (z. B. Alter, Lärmempfindlichkeit, Einstellungen zur Lärmquelle und zu den als verantwortlich für die Lärminderung wahrgenommenen Institutionen und Personen),
- (c) von sozialen Kontextfaktoren (z.B. Medienberichterstattung),
- (d) von situativen Faktoren, (u. a. Wohnbedingungen, Lüftungsverhalten, vorhandener Schallschutz) und
- (e) sonstigen Risikofaktoren (z. B. lärmunabhängige Belastungen, Gesundheitsverhalten) betroffener Personen ab.

Die Aufzählungen (a) bis (e) implizieren, dass die Wirkungen von Lärm kontextabhängig sind und von der Person und ihrer (Wohn-) Situation abhängen (Lercher, 1996). Dies gilt vor allem für die Lärmsituationen, die von betroffenen Menschen bewusst wahrgenommen und bewertet werden. Daneben zeigen Befunde insbesondere zu nächtlichem Verkehrslärm, dass dieser physiologische Stressreaktionen unmittelbar auslösen kann, ohne dass diesen ein bewusstes Störungserleben oder ein akutes Erleben von Lärmbelästigung vorausgeht (Babisch, 2014; Frei, Mohler & Rösli, 2013)

Auf psychischer Ebene werden Geräuschbelastungen individuell wahrgenommen, auf physischer Ebene treten eine Reihe von autonomen, spezifischen und unspezifischen Reaktionen des Organismus als Antwort auf die Anforderung auf. Als Indikatoren psychischer Stressreaktionen werden auf akuter Ebene erlebte, lärmbedingte Störungen der Ruhe und Konzent-

ration, der Kommunikation und des Schlafs angesehen (primäre, akute Wirkung). Mittelfristig etabliert sich als affektive Bewertung der Geräuschbelastung sowie in Abhängigkeit von Ausmaß und Häufigkeit der erlebten Störungen und den Möglichkeiten, diese zu bewältigen, ein Lärmbelastungserleben, das im Rahmen von Befragungen - etwa gemäß ISO/TS 15666 - bezogen auf einen mehrmonatigen Zeitraum (z. B. 12 Monate) anhand mehrstufiger Belästigungsskalen (5-stufige Verbalskala und 11-stufige numerische Skala) quantifiziert werden kann (sekundäre, kumulative Wirkung).

Die weitere Annahme ist, dass, wenn langfristig die Möglichkeit der Restauration (Erholung) nach andauernden lärmbedingten Störungen fehlt, dies in eine reduzierte generelle gesundheitsbezogene Lebensqualität mündet (Dratva et al., 2010; Nitschke, Tucker, Simon, Hansen & Pisaniello, 2014; Schreckenber, Meis, Kahl, Peschel & Eikmann, 2010b; Shepherd, Welch, Dirks, & Mathews, 2010; Welch, Shepherd, Dirks, McBride & Marsh, 2013) und körperliche Gesundheitsbeeinträchtigungen, insbesondere vaskuläre Erkrankungen (Babisch, 2006; Babisch & van Kamp, 2009; Greiser & Greiser, 2010; Sørensen et al., 2011) sowie teils auch psychische Erkrankungen (Depression, u.a. Greiser & Greiser, 2010; Smith, Hayward, Heatherley & Diamond, 2001), begünstigen kann (tertiäre, chronische Wirkung). Die Lärmbelastung wird hierbei als psychische Stressreaktion auf Lärm verstanden, die zumindest teilweise zwischen Verkehrsgeräuschbelastung und langfristigen physischen als auch psychischen Gesundheitsbeeinträchtigungen interveniert (Belojevic & Saric-Tanaskovic, 2002; Babisch et al., 2013, Eriksson et al., 2010; McLean & Tarnopolsky, 1977; Miyakawa et al., 2007; van Kamp et al., 2007). Allerdings wird, insbesondere bezogen auf psychische Gesundheitsbeeinträchtigungen, auch die gegenteilige Kausalrichtung diskutiert, wonach psychisch vorerkrankte Personen auf Lärm stärker reagieren (vgl. u. a. Stansfeld, 1992; van Kamp & Davies, 2013).

Neben den möglichen langfristigen Gesundheitsfolgen durch Lärm gilt auch eine Veränderung der Bewertung der Wohnqualität, insbesondere die Wohnzufriedenheit als sekundäre Folge des Lärms. Danach nimmt mit zunehmender Geräuschbelastung und Lärmbelastung die Wohnzufriedenheit, insbesondere die Zufriedenheit mit der Wohngegend ab (Kroesen et al., 2010; Schreckenber et al., 2010b; Urban & Máca, 2013).

2.2 Kontext- und personenbezogene (nicht-akustische) Einflussgrößen, Kontrollvariablen

Es ist bekannt, dass mit der üblichen Darstellung von Expositions-Wirkungsbeziehungen bezogen auf Mittelungs- und Beurteilungspegel nur ein Teil - üblicherweise bis zu 20 % (Job, 1988a), maximal bis zu einem Drittel (Guski, 1999) - der Varianz der Lärmbelastung erklärt wird.

Andere akustisch relevante Größen wie (psycho-) akustische Kennwerte, Pausenstruktur, die Häufigkeit von Geräuschereignissen, Differenz zwischen quellenspezifischen und Hintergrund-Geräuschpegel oder die Differenz zwischen maximaler Geräuschbelastung (Maxi-

malpegel) und dem über Geräuschereignisse innerhalb einer Bezugszeit integrierten Mittelungspegel (Emergenz), die allesamt nicht optimal im quellenspezifischen Mittelungs- und Beurteilungspegel abgebildet sind, können zum Belästigungserleben beitragen.

Darüber hinaus haben neben der Geräuschexposition auch nicht-akustische, auf den situativen Kontext oder die Person bezogene Faktoren einen Einfluss auf die Lärmbelästigung (Guski, 1999; Fields, 1993; Miedema & Vos, 1999).

Einstellungsbezogene Größen (auch als "soziale Moderatoren" bezeichnet; Guski, 1999) wie die generelle Einstellung zur Lärmquelle, zu Betreibern und als verantwortlich für den Lärmschutz wahrgenommenen Personen/Institutionen sowie situative Faktoren (vorhandener Schallschutz, Fensterart und Lüftungsverhalten, Rückzugsmöglichkeiten), weisen dabei einen stärkeren Effekt auf die Lärmbelästigung auf als z. B. soziodemografische Faktoren (Fields, 1993; Miedema & Vos, 1999; Miller et al., 2014). Die in der Fachliteratur vorgestellte Unterscheidung sozialer und personaler Einflussfaktoren der Lärmbelästigung (Guski, 1999; Maris, 2008) ist eine Setzung, die nicht bedeutet, dass es sich dabei um voneinander unabhängige, abgrenzbare Kategorien handelt. Letztlich handelt es sich in beiden Fällen um personenbezogene Einflussgrößen. Der Begriff "soziale Co-Faktoren" meint solche (sozial vermittelten) Bewertungen einer betroffenen Person (Einstellungen, *attitudes*), die sich im Lärmkontext auf die Quelle oder hiermit in Beziehung gebrachte Personen bzw. Organisationen (Betreiber, Verursacher, Politik, Verwaltung, etc.) beziehen und den sozialen Wirkungsaspekt von Lärm in den Vordergrund stellt (vgl. das "You-Expose-Me"-Konzept von Stallen, 1999). Unter "personale Faktoren" werden mit der Lärmbelästigung assoziierte intrapersonelle Merkmale, Zustände, bzw. Dispositionen subsumiert (z. B. Alter, individuelle Lärmempfindlichkeit).

Weitere wohnbezogene Faktoren wie die Wohndauer und Wohneigentum, insbesondere Hauseigentum, sind mögliche Einflussgrößen mit allerdings geringerer Bedeutung für die Lärmbelästigung (Fields, 1993). Effekte auf die Lärmbelästigung sind aber auch hier nachweisbar, speziell im Falle von Änderungen in der Lärmsituation (u.a. Kastka et al., 1995, bezogen auf Wohndauer; Schreckenber, 2008, bezogen auf Wohn-/Hauseigentum).

Nach Stallen (1999) und Hatfield et al. (2002) handelt es sich bei den einstellungs- und situationsbezogenen Einflussgrößen der Lärmbelästigung gerade um solche, die die wahrgenommene Handlungskontrolle und damit das wahrgenommene Lärmbewältigungsvermögen beeinflussen und über diesen Weg mit der Lärmbelästigung assoziiert sind. Werden die wahrgenommene Handlungskontrolle und Bewältigungsmöglichkeiten als eingeschränkt erlebt, z. B. in Folge des Misstrauens gegenüber verantwortlichen Personen/Institutionen, negativen Zukunftserwartungen, wahrgenommener Unfairness im Rahmen lärmrelevanter Entscheidungsprozesse, mangelndem Lärmschutz und Rückzugsmöglichkeiten, geht dies einher mit einer Verschiebung der Expositions-Wirkungsbeziehung im Sinne einer höheren Lärmbelästigung bei gegebener Geräuschbelastung.

Die individuelle Lärmempfindlichkeit, die u. a. mit Persönlichkeitseigenschaften wie Neurotizismus, Introversion/Extroversion oder negative Affektivität assoziiert ist (Dornic & Ekehammar, 1990; Smith et al., 2002), ist als Persönlichkeitskomponente ein weiterer be-

deutsamer Einflussfaktor sowohl für die Lärmbelastigung (Miedema & Vos, 2003; van Kamp et al., 2004) als auch für die mentale und physische Gesundheit (gesundheitsbezogene Lebensqualität, Gesundheitsbeschwerden, Erkrankungsrisiken; Heinonen, et al., 2005, 2007; Schreckenberg, Griefahn & Meis, 2010a, Shepherd, Welch, Dirks & Mathews, 2010; van Kamp et al., 2013). Je höher die Lärmempfindlichkeit, desto höher ist bei gleicher physikalischer Geräuschbelastung die Lärmbelastigung; die Lärmempfindlichkeit ist proportional mit gesundheitlichen Beeinträchtigungen assoziiert. Ebenso ist die Lärmempfindlichkeit mit dem Lärmbewältigungsvermögen korreliert: Eine hohe Lärmempfindlichkeit einer Person reduziert das von ihr eingeschätzte Lärmbewältigungsvermögen (Finke et al., 1980). Im NORAH-Modul 1 wird die Lärmempfindlichkeit als einer der zentralen Determinanten in der Modellierung der Lärmbelastigung als auch der weiteren erfassten Gesundheitsvariablen aufgenommen.

Unter den soziodemografischen Faktoren haben sich insbesondere das Alter (Van Gerven et al., 2009; Groothuis-Oudshoorn & Miedema, 2006) sowie Aspekte des sozioökonomischen Status (Schreckenberg & Meis, 2006, Schreckenberg, 2008) als mit der Lärmbelastigung assoziiert erwiesen. Dabei sprechen die Studien zum Alter-Belästigungs-Zusammenhang für einen nicht-linearen, umgekehrt u-förmigen Zusammenhang zwischen dem Alter und der Lärmbelastigung, d. h. Personen im mittleren Erwachsenenalter (etwa zwischen 40 und 60 Jahren) sind danach belastigter als jüngere und ältere Personen. Entsprechend werden diese Faktoren im Modul 1 in den Analysen berücksichtigt.

In der Belästigungsstudie des Regionalen Dialogforums (RDF) von 2005 (Schreckenberg & Meis, 2006; kurz: RDF-Studie) waren die Wohnzufriedenheit, Haus-/Wohnungseigentum, Fensterstellung (Lüftungsgewohnheiten) nachts, Anzahl Stunden außer Haus, Alter, Geschlecht und Sozioökonomischer Status (Scheuch-Winkler Index, SWI) und die Lärmempfindlichkeit mit den untersuchten Variablen zu gesundheitsbezogener Lebensqualität, Medikamenteneinnahme, Gesundheitsbeschwerden und (erfragten) diagnostizierten Erkrankungen assoziiert und wurden in der Hauptstudie (Schreckenberg & Meis, 2006) bzw. im Rahmen einer Re-Analyse zur Gesundheitswirkung von Fluglärm (Schreckenberg et al., 2009) als Confounder zur Adjustierung der statistischen Modelle verwendet. Diese Variablen werden auch im Modul 1 als potenziell in die Analysen einzubeziehende Determinanten berücksichtigt. Ebenso wird die Wohndauer als potenzieller Moderator in den Analysen zur Belästigung, Schlaf- und Wohnqualität und gesundheitsbezogene Lebensqualität berücksichtigt (vgl. Huss et al., 2010, zur Bedeutung der Wohndauer für fluglärmbedingte Erkrankungsrisiken). In die Analysen zur Lebensqualität werden zudem die jeweils quellenspezifischen Verkehrslärmbelastigungen als potenzielle Mediatorvariablen, über welche vermittelt die physikalische Verkehrsgeräuschbelastung auf die Lebensqualität wirkt, aufgenommen.

2.3 Stressbezogenes Rahmenmodell zur Wirkung von Verkehrslärm

Zwei lärmbezogene Stressmodelle, die beide auf dem transaktionalen Stresskonzept von Lazarus und Mitarbeitern beruhen (Lazarus & Launier, 1978), erklären die oben genannten Stresswirkungen von Lärm und die Rolle von weiteren personen- und situationsbezogenen sowie sozialen Einflussgrößen.

Das von van Kamp 1990 vorgestellte Modell bezieht sich auf die Bewältigung von Lärm (Coping) und daraus resultierende Folgen für die erlebte gesundheitliche Beeinträchtigung. Dieses Modell postuliert eine "indirekte" Wirkung von Lärm. Das heißt, Einflussgrößen der psychischen, stressbezogenen Verarbeitung von Lärm wie die "Lärmbelästigung", "wahrgenommene Kontrolle", der subjektive wahrgenommene "Stress" und die "Lärmbewältigung" sind wichtige, vermittelnde Einflussgrößen zwischen Schallbelastung und berichteten gesundheitlichen Beschwerden.

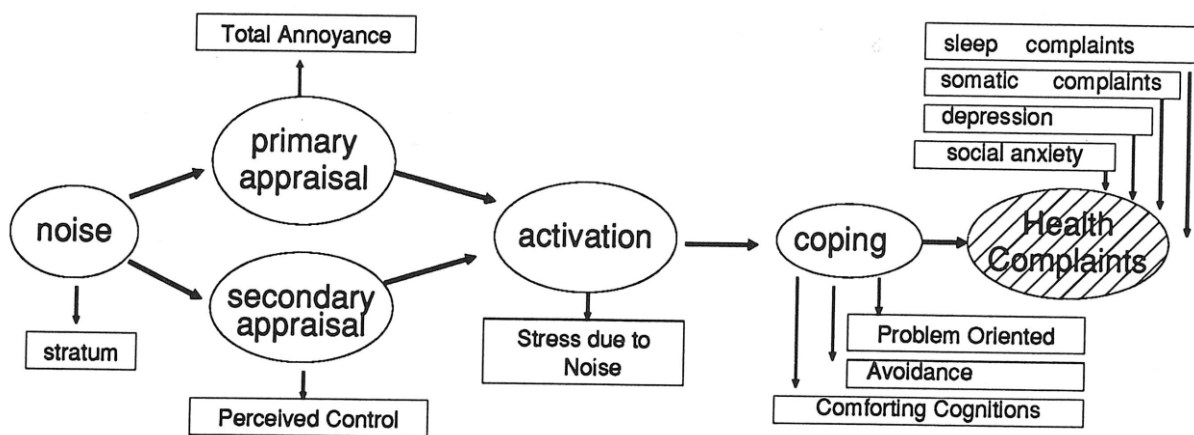


Abbildung 2-1. Stressmodell zum Einfluss von Lärm auf gesundheitliche Beschwerden (Quelle: van Kamp, 1990, p. 151).

Insbesondere das Lärmbewältigungsvermögen gilt als eine wesentliche Co-Determinante der Belästigungs- und Gesundheitswirkung von Lärm (Meyer-Baron, 2000; van Kamp, 1990) und ist eng mit der wahrgenommenen Kontrolle über die Lärmsituation assoziiert (Stallen, 1999; Hatfield, 2002). Finke et al. (1980, S. 94) bezeichnen das Lärmbewältigungsvermögen als "Fähigkeit, eine Lärmbelastung entweder instrumentell, durch Verhaltensmaßnahmen oder durch kognitive Umbewertungen zu bewältigen". Das Lärmbewältigungsvermögen zählt damit nach der Stresstheorie von Lazarus (Lazarus & Launier, 1978) zu den wichtigsten Determinanten für das Entstehen von psycho-physischen Stress durch eine Lärmbelastung.

Die Erfahrung der Nichtbewältigung des Lärms und Machtlosigkeit (erlernte Hilflosigkeit; Maier & Seligmann, 1976) kann als Folge langfristiger Lärmexposition und lärmbedingter erlebter Beeinträchtigungen entstehen. Diese Erfahrung ist unter anderem im wahrge-

nommenen Lärmbewältigungsvermögen reflektiert. In dem Fall ist das Lärmbewältigungsvermögen nicht unabhängig von der Lärmexposition und kein Moderator im engeren Sinne, sondern eine (sekundäre) Reaktion auf Lärm (s. auch Finke et al., 1980).

Das zweite Modell von Stallen (1999) beschränkt sich auf die Vorhersage der Lärmbelästigung und thematisiert weitere gesundheitsbezogene Beeinträchtigungen nicht. Dafür wird in dem Modell aufgezeigt, dass neben dem Geräuschpegel weitere, nicht-akustische Einflussgrößen die wahrgenommene Kontrolle und die Lärmbewältigung (das Coping) auf die Lärmbelästigung einwirken und mit ihr in reziproker Wechselbeziehung stehen.

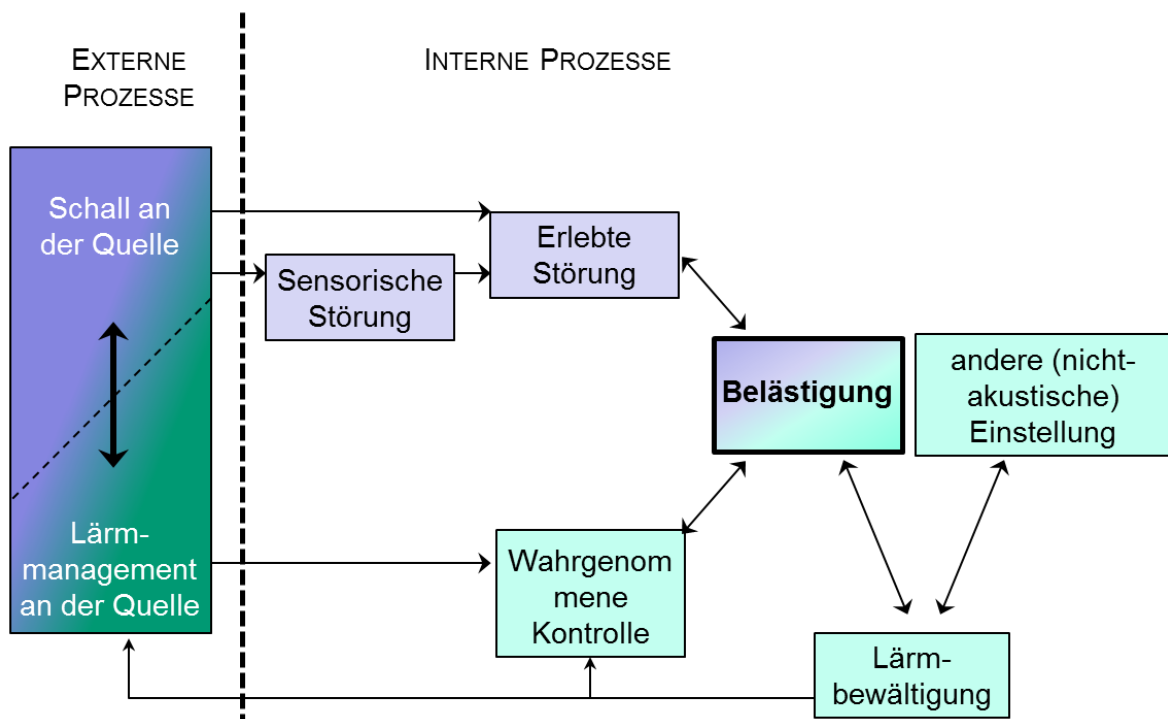


Abbildung 2-2. Modell der Lärmbelästigung als Stressreaktion auf die externen Faktoren Geräuschbelastungen und Lärmmanagement nach Stallen (1999, Fig. 3, p. 75, übersetzt und im Layout überarbeitet).

Stallen unterscheidet der Terminologie von Lazarus und Folkman (1984) entsprechend die folgenden Prozesse bei der Entstehung von Lärmbelästigung:

- die Wahrnehmung von Geräuschen als störend und belastend (*primary appraisal*);
- die Einschätzung der eigenen wahrgenommenen Kontrolle und Möglichkeiten der Lärmbewältigung (*secondary appraisal*);
- die sich einstellende Lärmbewältigung und die aus der Bewertung der Geräuschbelastung und den Kontroll- und Bewältigungsmöglichkeiten resultierende Lärmbelästigung (*re-appraisal*).

Neben der Schallbelastung an der Quelle stellt nach dem Modell von Stallen das Lärmmanagement oder die Lärmpolitik eine mögliche externe Einflussgröße für die (stellvertre-

tend) wahrgenommene Kontrolle und Lärmbewältigung und darüber für die Lärmbelästigung dar. Die Vorhersagbarkeit der Lärmsituation, Transparenz, der Zugang zu Information und das Vertrauen in Verantwortliche ordnet Stellen der wahrgenommenen Kontrolle zu und unterstellt diesen Faktoren dabei einen moderierenden Effekt auf die Expositions-Wirkungsbeziehung zur Belästigung. Auch die wahrgenommene prozedurale Fairness zählt konzeptuell zu dieser Gruppe der zum Kontrollerleben gehörenden Faktoren (Maris et al., 2008; Bartels, 2014). Damit ist die Wahrnehmung der Gerechtigkeit bzw. Fairness von Entscheidungsprozessen (hier: zum Flugbetrieb, Flughafenausbau) gemeint (Leventhal, 1980).

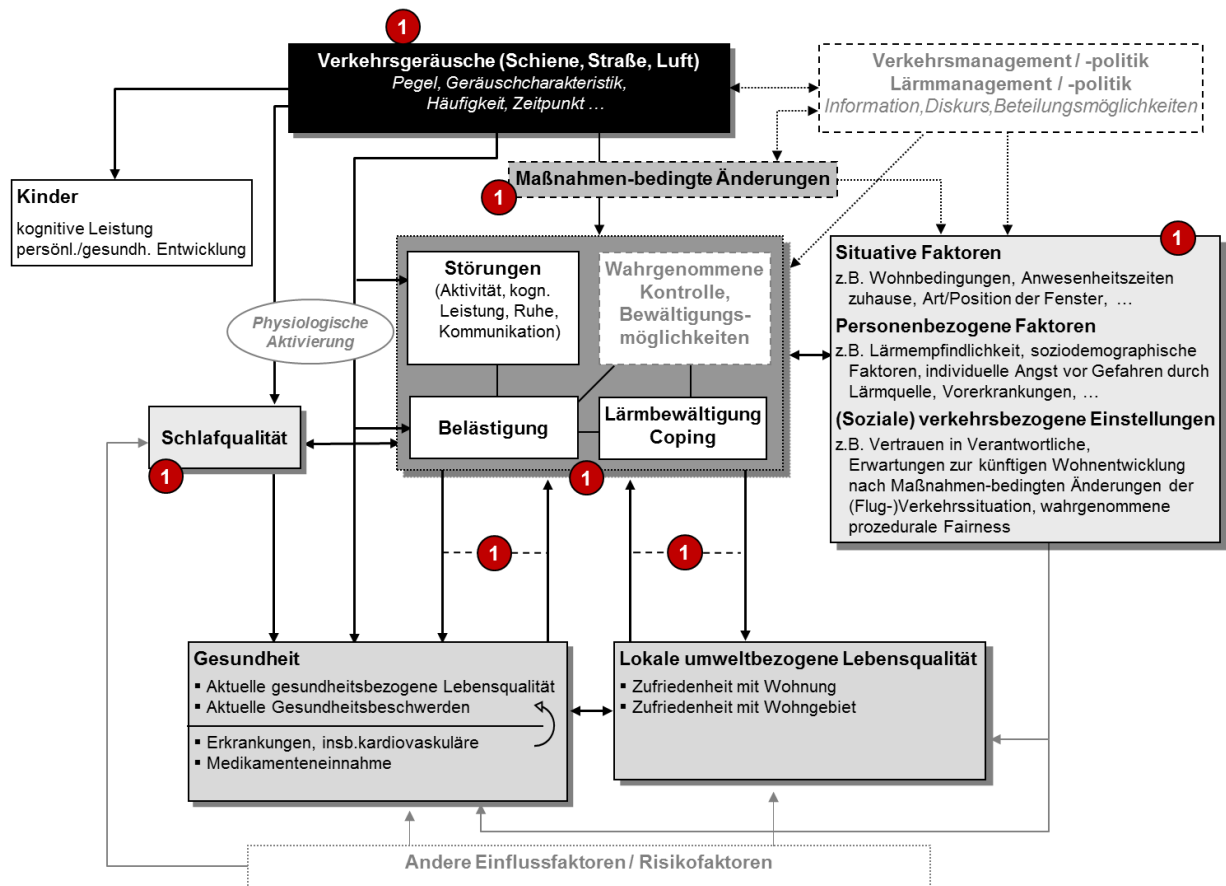
Mit der Lärmbewältigung und dem Belästigungserleben verbunden sind nach Stellen in der Phase des *re-appraisal* (Neubewertung) auch andere kontextbezogene, nicht-akustische Einstellungen und Bewertungen, die sich auf die Person und/oder die Lärmsituation beziehen. Hierzu zählt Stellen u.a. die Einstellung zur Bedeutung der Lärmquelle (hier: Verkehrsträger, Verkehrsmittel), zu mit ihr verbundenen Institutionen/Personen oder die Belästigung durch nicht lärmbezogene Belastungen der Lärmquelle (z. B. Vibrationen, Luftschadstoffe).

Nicht-akustische Kontext- und personenbezogene Faktoren setzen im Prozess der Entstehung von Lärmbelästigung nach Stellen in zwei Phasen an: Als Bestandteile des Kontrollerlebens der Belästigung vorausgehend und sie moderierend (*secondary appraisal*) und in der Phase des *re-appraisal*, der Neubewertung der Lärmbelästigungssituation. Dabei weist Stellen explizit darauf hin, dass es sich hierbei um einen dynamischen, reziproken Prozess handelt:

"Coping is a process of re-appraisal with information flowing back and forth; this is why several arrows of Figure 3 are pointing in two directions. Thus, to a certain extent, annoyance may determine perception, too. This inverse causation cannot be excluded, especially with the situations that interest us here: long term exposure, and (most often) non-steady states. [...]"

... the generation of noise-induced annoyance is essentially a dynamic process. Acoustical and non-acoustical factors are appraised and re-appraised by the individual on the basis of his needs and the resources available to satisfy them. Neither needs nor resources are fixed: they change as they (must) keep in touch with a permanently changing social environment. Therefore, in principal, any measure of noise-induced annoyance reveals a temporary state. " (Stallen, 1999, p. 77)

Beide stressbezogene Lärmwirkungsmodelle werden nun zu einem Rahmenmodell der Verkehrslärmwirkung verknüpft. Es wird angenommen, dass akustische und nicht-akustische Einflüsse zu einem Störungs- und Belästigungserleben und dem Bemühen, den Lärm zu bewältigen, beitragen. Bei andauernder Lärmexposition können dabei, wenn die Möglichkeiten zu Schutz- und Stressregulationsmöglichkeiten nicht mehr ausreichen, weitere psychische und körperliche Gesundheitsbeeinträchtigungen entstehen oder verstärkt werden (vgl. auch Guski, 2013). Abbildung 2-3 zeigt das stressbezogene Rahmenmodell zur Verkehrslärmwirkung und die dabei im Rahmen dieser Teilstudie des NORAH-Projekts betrachteten Wirkungen.



Anmerkung. Die an mehreren Stellen rot eingezeichnete Ziffer 1 kennzeichnet die Teile des Rahmenmodells, die in dieser Studie (Modul 1 des NORAH-Projekts) thematisiert werden.

Abbildung 2-3. Rahmenmodell zur Verkehrslärmwirkung.

2.4 Lärmwirkungen am Flughafen im Änderungsprozess

Der Flughafen FRA befindet sich in einem Änderungsprozess (insbesondere Bau einer neuen Landebahn, Änderung von Flugrouten, rechtlich abgesicherte Möglichkeit zur Erhöhung der Anzahl von Flugbewegungen, Einführung aktiver, operativer Maßnahmen zur Fluglärmminimierung). Es ist bekannt, dass die Reaktionen der betroffenen Bevölkerung in solchen Situationen der Lärmexpositionsänderungen auf Basis von Expositions-Wirkungs-Zusammenhängen, die auf Bestandsdaten beruhen, nur unzureichend abgeschätzt werden kann (Brown & van Kamp, 2009a, 2009b; van Kamp & Brown, 2013). In der Regel fallen die Lärmreaktionen bei Zunahme der Lärmexposition höher als anhand von Bestandsdaten erwartet, im Falle einer Abnahme der Lärmexposition niedriger als erwartet aus (Change-oder Überschuss-Effekt; u.a. Brown & van Kamp, 2009a, 2009b; Schuemer & Schreckenber, 2000).

Am Frankfurter Flughafen finden durch die NW-Bahneröffnung und eingeführten aktiven Schallschutzmaßnahmen sowohl prognostizierte Be- als auch Entlastungen statt. Es ist möglich, dass - nicht zuletzt auch aufgrund der regionalen Diskussionen und der Lärmbelästigungseffekte der o.g. nicht-akustischen Faktoren - der Flughafenausbau in der Bewertung

des Fluglärms im Vordergrund steht und alles andere, d. h. ggf. auch die Wirkungen von durch Schallschutzprogramme und Einführung des Nachtflugverbots von 23 bis 05 Uhr hervorgerufene Entlastungen, überstrahlt. Gestützt wird diese Annahme u.a. durch die Ergebnisse der RDF-Studie 2005 (Schreckenbergs & Meis, 2006), wonach die von den teilnehmenden Anwohnern berichteten, insgesamt eher negativen, Erwartungen zu den Veränderungen der eigenen Wohnsituation im Hinblick auf den Fluglärm einen stärkeren Effekt auf die Fluglärmreaktionen und die gesundheitsbezogene Lebensqualität hatten als die prognostizierten Änderungen in der Luftverkehrsgeräuschexposition.

Insgesamt ist aber zu wenig über die Wirkung von den die lokalen Verhältnisse überstrahlenden Ausbaueffekten bekannt, um darauf Hypothesen aufzubauen. Die Hypothesen zum Change-Effekt (vgl. Abschnitt 5.1, S. 75) beziehen sich daher auf die lokalen, wohnadressbezogenen Änderungen in der Geräuschbelastung und deren Wirkungen.

Bezogen auf den zeitlichen Verlauf der Flugbetriebs-Ereignisse am Frankfurter Flughafen wird weiterhin erwartet, dass die Fluglärmbelastung im ersten Jahr nach der NW-Bahneröffnung im Vergleich zur Situation davor deutlich höher ausfällt (Change-Effekt), danach absinken kann, aber über dem Niveau der Vorher-Situation verbleibt (Abbildung 2-4).

Umgekehrt, etwa im Fall einer Entlastung durch Einführung der Kernruhezeit von 23 bis 05 mit Inbetriebnahme der NW-Bahn, wird im ersten Jahr nach der Einführung deutlich niedrigere berichtete fluglärmbedingte Schlafstörungen erwartet, die im zweiten Jahr wieder etwa höher ausfallen können, aber das Ausgangsniveau nicht mehr erreichen.

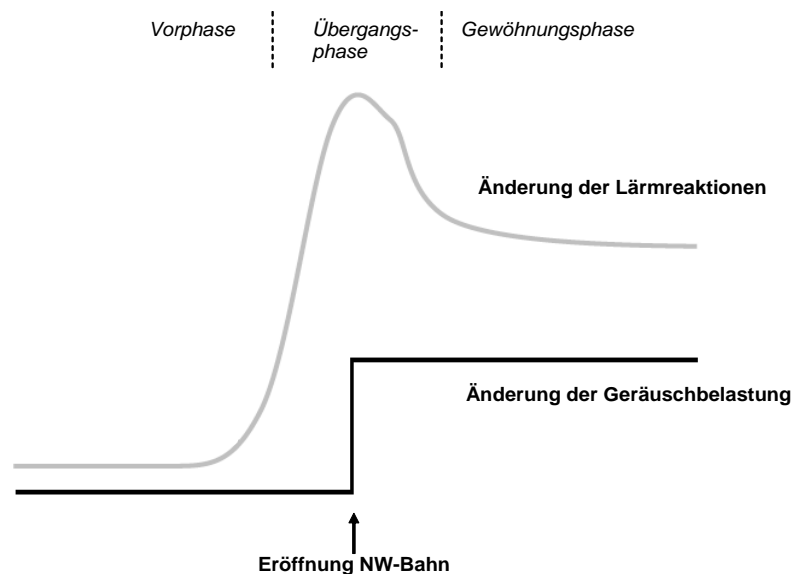


Abbildung 2-4. Hypothetische Entwicklung der Lärmreaktionen nach Eröffnung der NW-Bahn (nach Horonjeff & Robert 1997).

Die wenigen Befunde zur Belästigungswirkung von Änderungen in der Fluglärmexposition (u.a. Fidell et al., 2002; Breugelmans et al., 2007; Brink, Wirth, Schierz, Thomann & Bauer, 2008) legen nahe, dass der Change-Effekt Monate lang anhalten kann und noch zwei Jahre nach ausbaubedingter Belastungsänderung nachweisbar ist. Über zeitlich darüber

hinaus gehende Effekte ist im Fluglärmbereich nichts bekannt, da in den vorliegenden Untersuchungen dazu kein längerer Zeitraum betrachtet wurde. Wohl aber konnten Kastka et al. (1995) im Hinblick auf Autobahnlärm einen - positiven, d.h. belästigungsmindernden - Change-Effekt bei Alteingesessenen noch acht Jahre nach dem Bau von Lärmschutzwänden nachweisen. Deren Lärmbelastigung hatte sich auch acht Jahre nach dem Bau der Lärmschutzwände nicht geändert, obwohl in der Zeit die Geräuschbelastung durch den Anstieg der Verkehrsmenge zunahm.

Der Change-Effekt gilt vor allem für die Lärmbelastigung und in geringerem Maße für berichtete Störungen (Raw & Griffiths, 1990). Aufgrund der vermuteten, stresstheoretisch abgeleiteten Zusammenhänge zwischen psychischen Stressreaktionen (Lärmbelastigung, Störungserleben) am Tage, des nächtlichen Schlafverhaltens und der erlebten Wohn- und gesundheitsbezogenen Lebensqualität bis hin zu chronischen, stressbedingten Erkrankungen kann angenommen werden, dass auch neben der Lärmbelastigung die weiteren Wirkungsbereiche (Wohn-, Schlaf-, gesundheitsbezogene Lebensqualität) im Änderungsfall anders als in Bestandssituationen ausfallen. Da vermutet wird, dass die Lärmbelastigung als Mediatorvariable zwischen der Geräuschbelastung und der Lebensqualität vermittelt, wird davon ausgegangen, dass ein bei der Belästigung auftretender Change-Effekt, ggf. in schwächerer Form, auch in der Lebensqualität feststellbar ist.

2.5 Wirkung von Lärm unterschiedlicher Verkehrslärmquellen

Es liegt eine Vielzahl von Feldstudien zur Lärmbelastigung durch verschiedene Verkehrslärmquellen (Bassarab et al., 2009) vor. Ein Teil dieser Studiendaten wurde von Miedema und Kollegen zusammengeführt, und im Rahmen von Metaanalysen wurden generalisierte Expositions-Wirkungskurven für Flug-, Schienen- und Straßenverkehr bezogen auf den Tag-Nachtpegel L_{dn} (Miedema & Vos, 1998) und den Tag-Abend-Nachtpegel L_{den} (Miedema & Outshoorn, 2001) ermittelt. Die Kurven zeigen Unterschiede in der Lärmbelastigung der verschiedenen Verkehrsträger in Abhängigkeit des Beurteilungspegels L_{den} bzw. L_{dn} . Danach ist bei gleichem L_{dn} bzw. L_{den} der Anteil (hoch) lärmbelästigter Personen beim Fluglärm höher als beim Straßenverkehrslärm und dort wiederum höher als beim Schienenverkehrslärm. Aktualisierte Expositions-Wirkungskurven für Fluglärm finden sich bei Janssen und Vos (2009).

Entsprechend etablierte Expositions-Wirkungskurven gibt es für die Wohn- und Lebensqualität nicht, so dass hierauf bezogen eine empirisch gestützte Rangfolge der Lärmwirkungen in Abhängigkeit von den Verkehrsträgern nicht formuliert werden kann.

2.6 Wirkung kombinierter Verkehrslärmquellen

Es erscheint auf den ersten Blick plausibel, dass die Lebensqualität niedriger, die Gesundheit stärker bedroht und die zusammenfassende Beurteilung der Belästigung höher ist, wenn eine Person nicht nur Fluggeräuschen, sondern gleichzeitig auch Straßen- oder Schienenverkehrsgeräuschen ausgesetzt ist. Auf den zweiten Blick ist das nicht mehr ganz so plausibel, denn empirische Untersuchungen zur gesundheitlichen Wirkung von Kombinationsgeräuschen sind selten, und die Belästigungs-Untersuchungen haben vielfach inkonsistente Ergebnisse gezeigt. Mitunter ergab sich sogar das Gegenteil der eben genannten Annahme: Die sog. Gesamtgeräusch-Belästigung, d. h. das zusammenfassende Urteil über die Belästigung durch zwei gleichzeitig wirkende Verkehrsgeräuschquellen, lag teilweise unter dem jeweiligen Maximum der Belästigung durch eine der beiden Quellen bei vergleichbaren Belastungspegeln (ausgedrückt als Mittelungs- oder Dauerschallpegel, vgl. z. B. Taylor, 1982).

Diese Beobachtung hat zu sehr unterschiedlichen Modellen für die sog. Gesamt-Lärm-belästigung geführt. Ein weit verbreitetes Konzept wird "Modell der dominanten Quelle" (dominant source model) genannt: Es wird dabei erstens angenommen, dass Menschen, die chronisch von mehreren unterschiedlichen Lärmquellen betroffen sind, ein zusammenfassendes Urteil über ihre Belästigung durch die Kombination der beiden Quellen abgeben können. Diese Annahme ist nicht trivial - man könnte auch vermuten, dass zwei Quellen so unterschiedliche Charakteristika und/oder Wirkungen haben, dass sie nicht zusammengefasst werden können, wie etwa im Fall primär nächtlicher Eisenbahngeräusche und primär tagsüber auftretender Straßenverkehrsgeräusche. Weiterhin wird angenommen, dass die Beurteilung der Belästigung der kombinierten Lärmquellen unabhängig von der Art der Kombination auf derselben Skala erfolgen kann. Auch diese Annahme ist nicht a priori gerechtfertigt, weil sie voraussetzt, dass z. B. das Bezugssystem für die Beurteilung der Lästigkeitskombination "Fluggeräusche + Schienengeräusche" auch für die Beurteilung der Kombination "Schienengeräusche + Straßengeräusche" herangezogen wird. Es scheint etwas plausibler, anzunehmen, dass alle Kombinationen mit einer bestimmten Quelle (z. B. "Fluggeräusche + X-Geräusche") dasselbe Bezugssystem benutzen. Die dritte Annahme des "dominant source models" besteht darin, dass die lauteste Quelle das Urteil über die Gesamtbelästigung stärker determiniert als die andere, weniger laute Quelle.

Mehrere Feldstudien zeigen, dass in einem Zwei-Quellen-Vergleich, in dem eine der beiden Quellen akustisch dominant ist, der Einfluss der zweiten Quelle auf das Urteil über die Gesamtgeräusch-Belästigung relativ gering ist (Champelovier et al., 2003; Nguyen et al., 2012; dagegen: Ohrström et al., 2007; Lercher, 2011). Haben die betrachteten Geräuschquellen ähnlich hohe Pegel, ist nach diesem Modell keine Vorhersage über Richtung und Ausmaß der gegenseitigen Beeinflussung dieser Quellen im Hinblick auf Belästigung möglich.

Ein anderer Ansatz wurde bisher in der Wissenschaft seltener diskutiert: Joos Vos (1992) schlug vor, zur Schätzung der Gesamt-Lärm-belästigung die Energie der gemeinsam auftre-

tenden Lärmquellen zunächst entsprechend der durchschnittlichen Belästigung zu gewichten und dann aufzuaddieren - was zur Folge hatte, dass die Gesamt-Lärmbelästigung zumindest in Laborversuchen auch bei energetisch vergleichbar hohen Pegel zumindest ansatzweise vorhersagbar ist. Derselbe Grundgedanke wurde von Miedema (2004) spezifiziert und inzwischen als VDI-Richtlinie 3722-2 (Verein Deutscher Ingenieure, 2013) vorgeschlagen: Er geht von der Beobachtung aus, dass die Expositions-Wirkungsbeziehungen zwischen Belästigung bzw. angegebenen Schlafstörungen bei den drei einzelnen Verkehrsgeräuschquellen unterschiedlich verlaufen, wie z. B. in den bekannten "EU-Kurven" (Miedema & Oudshoorn, 2001) zu sehen ist. Das Verfahren berücksichtigt folglich die unterschiedliche Wirkung, die derselbe Dauerschallpegel bei unterschiedlichen Verkehrsgeräuschquellen auf die Bevölkerung hat, und zur Schätzung der Gesamtwirkung werden sog. "Substitutionspegel" gewählt. Diese erfordern eine Vergleichsgröße, und hierfür wurde die Expositions-Wirkungsbeziehung der Straßenverkehrsgeräusche herangezogen - getrennt für Tag und Nacht. Im Fall der Belästigung werden die Dauerschallpegel von Flug- und Schienenverkehr zur Schätzung des Gesamtgeräuschpegels umgerechnet in "renormierte Ersatzpegel", die nach den EU-Kurven zu erwarten wären, wenn dieselben Wirkungen (z. B. Prozentsatz stark belästigter Personen bei Flug- oder Schienengeräusch) beim Straßenverkehrsgeräusch aufträten. Die Ersatzpegel werden dann energetisch addiert, um einen "wirkungsäquivalenten Gesamt-Dauerschallpegel" zu berechnen. Wegen der Unvergleichbarkeit der Tag- und Nachtpegel bei der VDI-Richtlinie mit unseren 24-Stunden-Pegeln konnte der VDI-Ansatz in diesem Bericht nicht direkt umgesetzt werden, hat aber indirekt Eingang in unsere Hypothesen gefunden: Wir erwarten, dass die Gesamtgeräuschbelästigung stärker durch die (gewichteten) Einzel-Dauerschallpegel der beteiligten Verkehrsgeräuschquellen determiniert wird als durch die ungewichtet energetisch aufaddierten Pegel.

Im hier berichteten NORAH-Studienteil geht es v.a. um die "Gesamt-Lärmbelästigung" der chronisch von Lärm aus zwei Quellen belasteten Bevölkerung. Unter "Gesamt-Lärmbelästigung" verstehen wir das zusammenfassende Urteil über die langfristige Belästigung (12 Monate zu Hause) durch zwei Verkehrsgeräuschquellen (Luft- und Straßenverkehr bzw. Luft- und Schienenverkehr). Folgende wissenschaftliche Fragen werden gestellt und durch statistische Analysen aus der speziellen Querschnitts-Stichprobe zum Kombinationsgeräusch beantwortet:

1. Welcher Zusammenhang besteht zwischen der Höhe der akustischen Belastung (ausgedrückt als Dauerschallpegel über 12 Monate) durch zwei Quellen und der Gesamt-Lärmbelästigung?
 - a. Bei den hier benutzten Dauerschallpegeln wird unterschieden zwischen den Pegeln der einzelnen Quellen (Flug-, Straßen- und Schienengeräusche) und dem energetisch addierten Gesamtpegel von jeweils zwei Quellen: Flug- plus Straßen- bzw. Flug- plus Schienengeräusche.
 - b. Da alle Teilnehmenden der Kombinationslärmstudie jeweils auch durch eine dritte Verkehrsgeräuschquelle belastet sein können, wird diese Belastung

durch die spezielle Stichprobenziehung so gering wie möglich gehalten und zudem auch rechnerisch kontrolliert. Beispielsweise wird zur Untersuchung der Kombination Luft- und Straßenverkehrsgeräusch aus den Zufallsstichproben zu den quellenspezifischen Untersuchungsteilen eine Auswahl von Teilnehmenden getroffen, die möglichst wenig Schienenverkehrsgeräusch hat; dieser Pegel wird dennoch erfasst und in Regressionsmodellen als Confounder berücksichtigt. Ähnlich wird bei der Kombination Luft- und Schienenverkehrsgeräusch hinsichtlich der Kontrolle des Straßenverkehrsgeräuschs vorgefahren.

2. Welche Rolle spielt das Pegelverhältnis zwischen den beiden Quellen für die Gesamtgeräuschbelästigung?
 - a. Bei der Auswahl der Teilnehmenden für die hier dargestellten Analysen wurde darauf geachtet, dass es für jede Quellen-Kombination drei ähnlich große Substichproben mit unterschiedlichen Pegelverhältnissen gibt: (1) Quelle 1 dominant ($> 2,5$ dB mehr als Quelle 2), (2) keine dominante Quelle, und (3) Quelle 2 dominant ($> 2,5$ dB mehr als Quelle 1).
 - b. Der Pegelrange ist für alle Kombinationen vergleichbar.
3. Welche Rolle spielen personale Faktoren bei der Gesamtgeräuschbelästigung?
 - a. Es wird erwartet, dass diejenigen personalen Faktoren, die in der Panelstudie des Moduls "Belästigung und Lebensqualität" starken Einfluss auf die Belästigungsurteile haben, diesen auch bei den Gesamtbelästigungsurteilen haben.

Im Folgenden werden in chronologischer Reihenfolge zunächst (a) die jeweils untersuchte Substichprobe vorgestellt, (b) die durchgeführten deskriptiven Analysen kurz diskutiert und (c) Mittelwerts-Analysen und Expositions-Wirkungs-Beziehungen vor dem Hintergrund der oben aufgeführten Fragestellungen ausführlich diskutiert. Dies erfolgt getrennt für die Wirkungsanalysen der Kombinationen (1) Luft -Straße, bzw. (2) Luft - Schiene.

II. Untersuchungsplan und Studiendurchführung

3 Untersuchungsdesign

3.1 Flughafenstandorte

Hauptstandort der Untersuchungen im Rahmen dieser Studie ist der Flughafen Frankfurt. An diesem Flughafen wurden die zeitlichen Änderungen der Wirkungen des Fluglärms vor und nach der Eröffnung der Nordwest-Landebahn am 21.10.2011 und die Wirkungen des Fluglärms im Vergleich zu den Lärmquellenarten Straßen- und Schienenverkehr untersucht. Daneben erfolgten Erhebungen an den Flughäfen Berlin-Brandenburg (bzw. Berlin-Schönefeld), Köln/Bonn und Stuttgart.

Der **Flughafen Frankfurt (FRA)** ist der größte zivile Verkehrsflughafen in Deutschland. Bis zur Inbetriebnahme der Nordwest-Landebahn umfasste der Flughafen drei Bahnen, die Startbahn West sowie zwei parallele Lande- und Startbahnen. Seit der Inbetriebnahme der Nordwest-Landebahn am 21.10.2011 verfügt der Flughafen Frankfurt über ein Vier-Bahnen-System. Mit Inbetriebnahme der Nordwest-Landebahn wurde eine nächtliche Kernruhezeit von 23 bis 05 Uhr eingeführt. Aufgrund der Ausbauplanungen und -aktivitäten handelt es sich beim Flughafen Frankfurt um einen Flughafen mit maßnahmenbedingten Änderungen in der Luftverkehrsgeräuschexposition im Flughafenumfeld ("Änderungsflughafen"). Die von der Fraport AG gemeldeten Flugbewegungen für die 12-Monatszeiträume, für die in dieser Studie pro Adresse der Teilnehmenden Luftverkehrsgeräuschwerte berechnet wurden, betragen

- für den Zeitraum Oktober 2010 - September 2011 (t1) insgesamt 481.585 Bewegungen,
- für Oktober 2011 - September 2012 (t2) 487.524 Bewegungen und
- für Oktober 2012 - September 2013 (t3) 473.231 Bewegungen.
- Der relative Nachtfluganteil in der Zeit von 22 bis 06 Uhr beträgt für den Erhebungszeitraum t1 (2011) 10 %, für t2 (2012) 8 % und für t3 (2013) 7 %.

Der **Flughafen Köln/Bonn (CGN)** wird anders als der Flughafen Frankfurt in der Studie als "Bestandsflughafen" eingestuft, d. h. zum Zeitpunkt der Erhebungen fanden keine maßnahmenbedingten Änderungen mit Auswirkungen auf die Luftverkehrsgeräuschexposition statt bzw. waren nach unserem Kenntnisstand in Planung. Der Nachtflugverkehr ist am Flughafen CGN nicht eingeschränkt. Entsprechend ist der relative Anteil des nächtlichen Flugverkehrs an der Gesamtzahl der Flugbewegungen am Flughafen CGN am höchsten unter den untersuchten Flughäfen. Von 115.805 Flugbewegungen von Oktober 2012 bis September 2013, die als Eingangsdaten in die Berechnung der Luftverkehrsgeräuschpegel einfließen, fanden 34.276 Bewegungen (30 %) in der Nachtzeit von 22 bis 06 Uhr statt (Möhler et al., 2015).

Der **Flughafen Stuttgart (STR)** ist der zweite "Bestandsflughafen" in der Untersuchung. Im Gegensatz zur Situation am Flughafen Köln/Bonn ist der Nachtflugverkehr am Flughafen

STR eingeschränkt; es besteht ein Nachtflugverbot von 24 bis 06 Uhr (Flughafen Stuttgart, 2009). Die Zahl der für die Berechnung der Luftverkehrsgeräuschbelastung verwendeten Flugbewegungen beträgt für den 12-Monatszeitraum von Oktober 2012 bis September 2013 111.595, davon fanden 7 % im Nachtzeitraum 22-06 Uhr statt (Möhler et al., 2015). Der Nachtflugverkehr im Zeitraum von 22-06 Uhr bezieht sich wegen des Nachtflugverbots abgesehen von Ausnahmen auf den Flugverkehr in den Stunden 22 bis 24 Uhr. Die Ausnahmen betreffen verspätete Landungen, Post- und Notfallflüge, die insgesamt eine Zahl von ca. 6 bis 7 Flüge pro Nacht (24-06 Uhr) ausmachen können.

Der Flughafen Berlin-Brandenburg (BER) ist ein umfänglicher, geplanter Ausbau des Flughafens Berlin-Schönefeld und war für die NORAH-Studie als zweiter "Änderungsflughafen" neben dem Flughafen Frankfurt vorgesehen. Seine Eröffnung war zu Beginn des NORAH-Projekts für Mitte 2012 erwartet worden. Während der Laufzeit des NORAH-Forschungsvorhabens fand keine Flughafeneröffnung statt, so dass am Flughafen BER lediglich eine "Vorher-Situation" erhoben wurde und die berechnete Luftverkehrsgeräuschbelastung vom bisherigen Flughafen Berlin-Schönefeld herrührt. Für die Erhebungen in 2012 wurden die Flugbewegungen von Oktober 2011 bis September 2012 herangezogen. Die Bewegungszahl, die in die Berechnung einfließt, beträgt 69.373, 12 % dieser Flugbewegungen fanden im Nachtzeitraum von 22-06 Uhr statt.

Die für die Berechnung der Luftverkehrsgeräuschbelastung verwendeten Bewegungszahlen an den untersuchten Flughäfen sind zusammengefasst zu den Tageszeitscheiben 06 - 22 Uhr sowie 22 - 06 Uhr in Tabelle 3-1 für den Flughafen Frankfurt und in Tabelle 3-2 für die weiteren untersuchten Flughäfen dargestellt.

Tabelle 3-1. Verteilung der Flugbewegungszahlen am Flughafen Frankfurt von Oktober 2010 bis September 2011 für die Erhebungswelle t1 (2011), von Oktober 2011 bis September 2012 für die Erhebungswelle t2 (2012) und von Oktober 2012 bis September 2013 für die Erhebungswelle t3 (2013) auf die Tages- und Nachtscheiben (Datenquelle: Fraport AG)

Zeit- scheibe	Flughäfen Frankfurt					
	t1 (2011)		t2 (2012)		t3 (2013)	
	gesamt	% gesamt	gesamt	% gesamt	gesamt	% gesamt
06 - 22h	434.125	90,1	448.454	92,0	440.166	93,0
22 - 06h	47.460	9,9	39.070	8,0	33.095	7,0
Summe	481.585	100	487.524	100	473.231	100

Tabelle 3-2. Verteilung der Flugbewegungszahlen von Oktober 2011 bis September 2012 am Flughafen Berlin-Brandenburg und von Oktober 2012 bis September 2013 an den Flughäfen Köln/Bonn und Stuttgart auf die Tages- und Nachtzeitscheiben (vgl. Möhler et al. 2015)

Zeit- scheibe	Flughäfen											
	Köln/Bonn (2013)				Stuttgart (2013)				Berlin-Brandenburg (2012)			
	WT	WE	gesamt	% ge- samt	WT	WE	gesamt	% gesamt	WT	WE	gesamt	% gesamt
06 - 22h	62.033	19.496	81.529	70,4	77.764	26.116	103.880	93,1	45.193	15.663	60.856	87,7
22 - 06h	27.361	6.915	34.276	29,6	5.531	2.184	7.715	6,9	5.981	2.536	8.517	12,3
Summe	89.394	26.411	115.805	100	83.295	28.300	111.595	100	51.174	18.199	69.373	100

Anmerkung. WT (Werktage): Montage bis Freitage; WE (Wochenende): Samstag, Sonntage, Feiertage

3.2 Definition der Studienregionen

Die Studienregionen an den Flughäfen Frankfurt, Berlin-Brandenburg, Köln/Bonn und Stuttgart wurden für die vorliegende Studie akustisch-geographisch definiert. Für die Panel-Studie Rhein-Main sowie an den Vergleichsflughäfen wurden alle Wohnadressen innerhalb des durch die 40 dB-Kontur der Umhüllenden des Tages- und Nachtdauerschallpegels der Luftverkehrsgeräuschbelastung eingegrenzten Perimeters in die Untersuchung einbezogen. Es wurde die jeweils aktuelle verfügbare Information über vorhandene bzw. in Berlin-Brandenburg prognostizierte Luftverkehrsgeräuschbelastung verwendet. Im Rhein-Main-Gebiet wurde als Bezugsjahr für die Berechnung der zur Eingrenzung verwandten 40 dB-Kontur das Jahr 2007 verwandt; die Eingrenzung der Studienregion richtet sich demnach nach der verfügbaren Information zur aktuellen Geräuschbelastung vor Inbetriebnahme der Nordwest-Landebahn. An den Flughäfen Köln/Bonn und Stuttgart war das Bezugsjahr das Jahr 2010. Da der Flughafen Berlin-Brandenburg zum Zeitpunkt der Definition der Studienregion (und während des weiteren Verlaufs der Studie) noch nicht eröffnet worden war, wurde die Studienregion dort nicht anhand der aktuellen Geräuschbelastung, sondern anhand der prognostizierten Belastung definiert; Bezugsjahr war hierbei das Jahr 2015. Hätte man stattdessen die Studienregion anhand der aktuellen Geräuschbelastung am alten Flughafen Berlin-Schönefeld definiert, dann wäre die ganze Untersuchungsregion nach Norden verschoben und nicht auf die Dauerschallpegelkonturen am späteren Flughafen Berlin-Brandenburg zugeschnitten gewesen. Für die Berechnungen wurde das für die Bezugsjahre verfügbare Datenerfassungssystem (DES) der untersuchten Flughäfen verwendet (s. Akustikbericht zur NORAH-Studie, Möhler et al., 2015).

Innerhalb der Studienregion wurden die Wohnadressen für die Stichprobenziehung in Dauerschallpegelklassen für Luftverkehr eingeteilt, wobei als Maß pro Adresse das Maximum des Tages- und Nachtdauerschallpegels gewählt wurde. Im Rhein-Main-Gebiet sowie am Flughafen Berlin-Brandenburg wurden darüber hinaus Informationen über prognostizierte Änderungen in der Geräuschbelastung (am Flughafen Frankfurt Bezugsjahr 2020, am Flughafen Berlin-Brandenburg 2015) eingeholt und als Schichtungsmerkmal für die Ziehung

verwendet. Für die prognostizierten Änderungen in der Geräuschexposition war ursprünglich der Tag-Abend-Nachtpegel L_{den} vorgesehen, damit auch Änderungen in der (kürzeren) Nachtzeit berücksichtigt, ohne dass dafür zwei verschiedene Maße für Tag und Nacht für die Stichprobenziehung verwendet werden müssen. Da zum Ziehungszeitpunkt der L_{den} nicht vorlag, wurde stattdessen aus den verfügbaren Tages- und Nachtdauerschallpegeln der L_{tn} , der Tag-Nachtpegel mit einem Pegelzuschlag von 10 dB für die Nachtzeit von 22-06 Uhr berechnet.

3.3 Untersuchungsdesign der Panelstudie Rhein-Main

3.3.1 Geplantes Untersuchungsdesign

3.3.1.1 Auswahl der Teilnehmenden

Da die Wirkung der Flugverkehrsgeräuschbelastung und ihrer Änderung im Fokus der Untersuchung steht, sollte die Auswahl von Teilnehmenden geschichtet nach Abstufungen der aktuellen (Langzeit-) Flugverkehrsgeräuschbelastung und der künftig zu erwartenden Belastungsänderung in der Fluglärmaxposition nach Ausbau des Frankfurter Flughafens erfolgen. Für die Schichtung nach aktueller Geräuschbelastung war eine Aufteilung in 2,5 dB-Klassen (Maximum des Tages- und Nachtdauerschallpegels) innerhalb eines Gebietes, welches durch die Umhüllende des 40-dB-Tages- und 40-dB-Nachtpegels gebildet wird, vorgesehen. Bezüglich der Änderung der Flugverkehrsgeräuschbelastung nach Ausbau sollte für die Auswahl danach unterschieden werden, ob im betreffenden Untersuchungsteilgebiet der Teilnehmenden die Fluglärbelastung zunimmt, annähernd gleich bleibt, oder abnimmt, wobei zunächst eine Mittelungspegeländerung (L_{den}) von mehr als ± 1 dB(A) definiert wurde.

Untersuchungsgebiete mit Pegelerhöhungen sowie Pegelsenkungen bis 2020 gegenüber 2010 von mehr als 1 dB(A) galten demnach als Wohngebiete mit Belastungsänderungen, Gebiete mit Änderungen kleiner ± 1 dB(A) galten im Untersuchungsdesign als Wohngebiete mit gleichbleibender Belastung. Als Maß für die Pegeländerungen sollte der Tag-Nacht-Pegel L_{tn} mit einer 10-dB-Gewichtung der Nacht von 22 - 06 Uhr bezogen auf die Jahre 2020 (Prognosepegel) und 2007 zur Bestimmung der Belastungsänderung für die Ziehung einer geschichteten Teilnehmendenstichprobe verwendet werden. Beim L_{tn} handelt es sich um eine Variante des Day-Night-Level Ldn, der eine 10 - dB-Gewichtung der Nachtzeit von 22 bis 7 Uhr beinhaltet. Im L_{tn} ist als Nachtzeitraum 22 - 6 Uhr definiert. Der L_{tn} ist u.a. in der VDI-Norm 3722-2 (Verein Deutscher Ingenieure, 2013) definiert und heißt dort $L_{r,TN}$. Der L_{tn} als Basismaß für die Belastungsänderung wird verwendet, damit der gegenüber dem 16-Stunden-Tag kürzere Nachtzeitraum stärker berücksichtigt wird. (Eine getrennte Betrachtung aktueller und prognostizierter Dauerschallpegel für Tag und Nacht würde für eine danach geschichtete Stichprobenziehung die vierfache Menge an Untersuchungszellen bedeuten; die Wahl des Maximums von $L_{pAeq,06-22h}$ und $L_{pAeq,22-06h}$ für die aktuelle Luftver-

kehrsgeräuschbestung und des L_{dn} bzw. L_{tn} für die Geräuschpegeländerungen verschlankt somit das resultierende Untersuchungsdesign.)

Als Bezugsjahr für die Belastungsänderung gegenüber 2010 sollten die in der Planfeststellung zum Flughafenausbau für 2020 vorgenommenen Prognosen unter Berücksichtigung der vom Expertengremium 'Aktiver Schallschutz' des Forum Flughafen & Region (2010) vorgeschlagenen Maßnahmenpakete herangezogen werden, auch wenn die Umsetzung der Beschlüsse der Planfeststellung für 2020 nur schrittweise erfolgt. Da aber für die davorliegenden Jahre nach Flughafenausbau keine verlässlichen Prognosedaten vorliegen, stellt der Bezug auf den Planungsfall 2020 für die Gebietsauswahl im Hinblick auf Belastungsänderungen den geringsten Fehler dar.

Um die Fluglärmwirkung in Abhängigkeit von der Exposition gut abschätzen zu können, war der Einbezug eines breiten Pegelranges mit mehreren Abstufungen in die Untersuchung erforderlich. Das heißt, der Vergleich von Extremgruppen (sehr hoch Fluglärmexponierte vs. überhaupt nicht durch Fluglärm Exponierte) reicht für die Aufstellung von Expositions-Wirkungsfunktionen keinesfalls aus. Für die vorliegende Studie sollte, entsprechend der Vorgaben der Ausschreibung, ein Pegelrange ab 40 dB(A) bis zur obersten Belastung (ca. 65 dB(A)) betrachtet werden. Der Einbezug von Pegelwerten ab 40 dB(A) galt ursprünglich für den Tag-Abend-Nachtpegel L_{den} , die Nachtpegelwerte können ggf. unter 40 dB(A) liegen.

Die zwei Schichtungsmerkmale "aktuelle Fluglärmbelastung" mit zehn 2,5-dB-Abstufungen und "künftige Belastungsänderung" mit drei Abstufungen (keine Veränderung, Zunahme, Abnahme) ergeben einen 10 x 3 Untersuchungsplan mit 30 Untersuchungszellen. Innerhalb der Untersuchungszellen war je nach Einwohnerzahl eine vollständige Auswahl oder Zufallsauswahl von Anwohnenden auf Basis von Melderegisterdaten geplant.

Als Zielwert wurde auf Basis einer Poweranalyse (vgl. nächsten Abschnitt 3.3.1.2) für das erste Erhebungsjahr (2011) pro Untersuchungszelle eine Anzahl von durchschnittlich ca. 233 bis 234 Personen kalkuliert (30 Zellen x 234/234 Personen = 7.000 Personen insgesamt). Eine exakte Gleichverteilung ist praktisch nicht realisierbar, es wurde aber angestrebt, ihr möglichst nahe zu kommen.

Insbesondere für Expositions-Wirkungsaussagen ist anzustreben, in den Untersuchungszellen möglichst gleich viele Untersuchungsteilnehmende zu haben (gleiche Zellenhäufigkeit), damit ein ausbalanciertes Untersuchungsdesign vorliegt. Da sich die Bevölkerung in der Rhein-Main Region nicht gleichmäßig über die Pegelklassen verteilt - in den unteren Pegelklassen ist die Bevölkerungsgröße höher als in den oberen Pegelklassen (u.a. Fuld & Rahn, 2010; Schreckenberget al., 2008) - liegt mit einer angestrebten gleichen Häufigkeit von Teilnehmenden in den Untersuchungszellen eine gegenüber der Gesamtpopulation der untersuchten Rhein-Main Region *disproportionale* Stichprobenziehung vor.

3.3.1.2 Poweranalyse zur Ermittlung von Stichprobenumfang und -verteilung in der Panelstudie

Die zwei Schichtungsmerkmale "aktuelle Fluglärmbelastung" mit zehn 2,5-dB-Abstufungen und "künftige Belastungsänderung" mit drei Abstufungen ergeben einen 10 x 3 Untersuchungsplan mit 30 Untersuchungszellen.

Mittels einer statistische Powerberechnung unter Verwendung der Software G*Power 3.1.2 der Universität Düsseldorf (Faul et al., 2007, 2009) lässt sich prüfen, wie groß der Stichprobenumfang sein muss, um im Rahmen einer Analyse des o.g. zweifaktoriellen 10 x 3 Untersuchungsplans unter Einschluss einer Covariate (z. B. Lärmempfindlichkeit, Alter) für die Fluglärmbelastung und gesundheitsbezogenen Lebensqualität als wesentliche abhängige Variable den statistischen Nachweis von Haupteffekten und Wechselwirkungen erbringen zu können. Dabei handelt es sich um einen Querschnittsvergleich der Belastungsgruppen pro Erhebungswelle.

Die Ergebnisse der Belästigungsstudie des Regionalen Dialogforums Flughafen und Region von 2005 (Schreckenbergs & Meis, 2006) erlauben eine Abschätzung der Effektstärken für die Fluglärmbelastung und die Lebensqualitätsbereiche 'körperliches' und 'psychisches Wohlbefinden' in Abhängigkeit aktueller Luftverkehrsgeräuschpegelstufen und der zu erwartenden Belastungsänderungen nach NW-Bahneröffnung. Die Stichprobenberechnung sollte sich dabei an der Variable ausrichten, die die geringere Effektstärke hat. Im betreffenden Fall sind das die beiden Maße der gesundheitsbezogenen Lebensqualität, die eine Effektstärke von ca. $f = 0,1$ ($0,09 < f < 0,12$) aufweisen (zum Vergleich die Fluglärmbelastung: $0,14 < f < 0,39$). Bei einem $\alpha = 0,05$ und einer statistischen Power von 0,80 ergibt sich ein notwendiger Mindeststichprobenumfang von 2.410 Personen, aufgerundet 2.500 Untersuchungsteilnehmende (Abbildung 3-1).

Diese Stichprobengröße sollte in der letzten geplanten Erhebungswelle in 2013 vorhanden sein, das ergibt unter Berücksichtigung von Panelausfällen und einem Sicherheitsaufschlag eine Ausgangsstichprobe von rd. 7.000 Personen in der ersten Erhebungswelle in 2011.

Für einen multivariaten Längsschnittvergleich der in 10 Pegelstufen aufgeteilten Panelstichprobe ist zum Nachweis signifikanter Wechselwirkungen zwischen Pegelgruppe und Erhebungswelle (3 Messzeitpunkte) im Rahmen einer multivariaten Varianzanalyse bei einer Effektstärke von 0,1, einem $\alpha = 0,05$ und einer statistischen Power von 0,80 eine Stichprobengröße von 1.015 Personen nötig, die in dem o.g. Stichprobenumfang allemal enthalten ist.

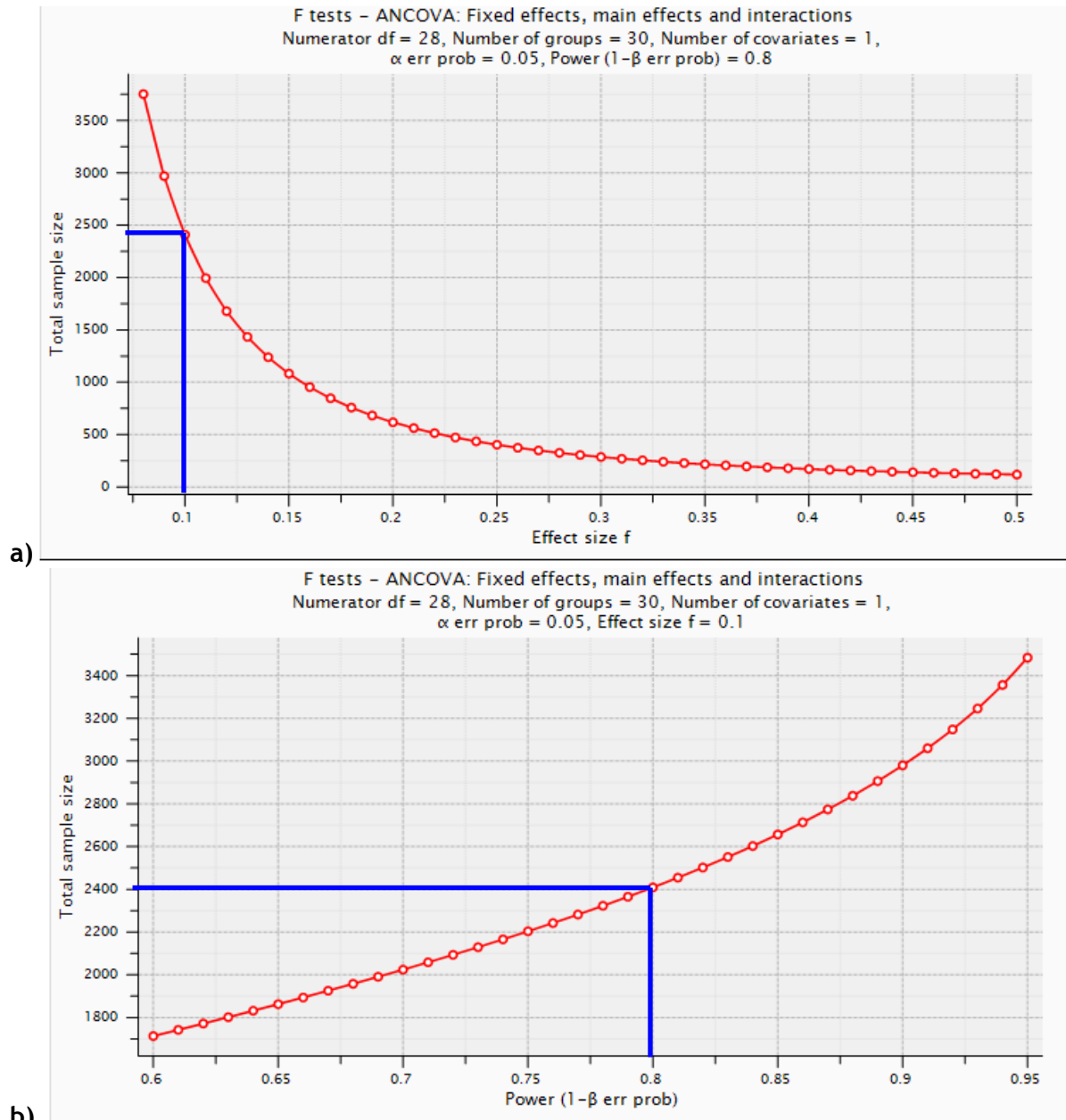


Abbildung 3-1. Notwendiger Stichprobenumfang zum Nachweis signifikanter Haupteffekte und Wechselwirkungen zwischen Gruppen, unterschieden nach aktueller Belastung und Richtung der Belastungsänderung nach NW-Bahneröffnung in Abhängigkeit von der Effektstärke (a) und der statischen Power (b) (G*Power 3.1.2, Faul et al., 2007, 2009).

Im Untersuchungsplan werden gleiche Zellenbesetzungen angestrebt, so dass sich die folgende - ideale - Verteilung der Untersuchungsteilnehmenden ergibt.

Tabelle 3-3. Verteilung der Untersuchungsteilnehmenden auf die Untersuchungszellen. Die Fallzahlen beziehen sich auf das erste Erhebungsjahr 2011

L _{dn} /L _{tn} -Änderung nach der NW-Bahneröffnung	Stufen aktueller L _{dn} bzw. L _{tn} -Belastung [dB(A)] - IST									
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
	40,0- 42,5	42,5- 45,0	45,0- 47,5	47,5- 50	50,0- 52,5	52,5- 55,0	55,0- 57,5	57,5- 60,0	60,0- 62,5	62,5- 65,0
	<i>Mindestanzahl von Panelteilnehmenden (zu Beginn in 2011)</i>									
höher (Erhöhung > +1 dB)	233 - 234	233 - 234	233 - 234	233 - 234	233 - 234	233 - 234	233 - 234	233 - 234	233 - 234	233 - 234
gleich (IST +/- max. 1 dB)	233 - 234	233 - 234	233 - 234	233 - 234	233 - 234	233 - 234	233 - 234	233 - 234	233 - 234	233 - 234
niedriger (Reduktion > -1 dB)	233 - 234	233 - 234	233 - 234	233 - 234	233 - 234	233 - 234	233 - 234	233 - 234	233 - 234	233 - 234
Summe	699 - 702	699 - 702	699 - 702	699 - 702	699 - 702	699 - 702	699 - 702	699 - 702	699 - 702	699 - 702
	ca. 7.000 Untersuchungsteilnehmende									

Durch das Untersuchungsdesign mit Schichtung nach aktueller und künftiger Fluglärmbelastung wird methodisch sichergestellt werden, dass durch die Inbetriebnahme der NW-Bahn neu belastete Wohnadresse ebenso berücksichtigt werden wie solche, die von Verlagerungen und sonstigen aktiven Schallschutzmaßnahmen betroffen sind.

3.3.2 Änderungen im Studiendesign

Im Rahmen der Definition des Untersuchungsraums wurde nach Beginn der Studie im April 2011 von der Definition der Änderung der Fluglärmbelastung von +/- 1 dB(A) abgewichen und Pegeldifferenzen größer +/- 2 dB(A) als Belastungsänderung zu definieren. Die Begründet liegt dies in der zu hohen akustischen Prognoseungenauigkeit, die keine valide Bestimmung der Änderungsgruppen zulässt.

Zudem stellte sich heraus, dass der ursprünglich als Schichtungsmerkmal und für die Untersuchungsraum-Definition vorgesehene Tag-Abend-Nachtpegel L_{den} nicht berechnet werden konnte. Alternativ wurde daher für die Untersuchungsraum-Definition und für das Schichtungsmerkmal "aktuelle Flugverkehrsgeräuschbelastung" das Maximum des Tag- und Nachtdauerschallpegels verwendet. Der Tag-Nachtpegel L_{tn} wurde anstelle des L_{den} als Basis für die Definition der Belastungsänderung herangezogen.

Für die Stichprobenziehung in der Panelstudie Rhein-Main war vorgesehen, dass Teilnehmende mit "dominierendem Fluglärm", d. h. mit einem Abstand zu den beiden anderen Verkehrslärmarten Schienen- und Straßenverkehrslärm > 2,5 dB im Schichtungspegel, des Maximums des Tages- und Nachtdauerschallpegels, ausgewählt werden. Ein äquivalentes Vorgehen war auch bei den Stichproben zur Straßen- und Schienenverkehrslärmteilstudie vorgesehen und wurde dort umgesetzt. Zum Zeitpunkt der Ziehung der Panelstichprobe lagen allerdings keine Informationen über die gebäudebezogene Schienen- bzw. Straßenverkehrsgeräuschexposition vor, so dass auf das Merkmal "Dominanz" bei der Ziehung der

Panelstichprobe verzichtet werden musste. Durch Adjustierung der Expositions-Wirkungsmodelle zum Fluglärm nach Geräuschbelastung durch Straßen- und Schienenverkehr konnte im Rahmen der Auswertungen der Einfluss der Straßen- und Schienenverkehrsgeräuschexposition kontrolliert werden.

3.4 Untersuchungsdesigns an den Vergleichsflughäfen

Die Untersuchungsdesigns an den Vergleichsflughäfen orientieren sich an dem in der Panel-Studie verfolgten Konzept der geschichteten Zufallsziehung nach langfristiger Luftverkehrsgeräuschbelastung. Da es sich bei den Flughäfen Köln/Bonn und Stuttgart um Bestandsflughäfen handelt, entfällt hierbei das zweite Schichtungsmerkmal der maßnahmenbedingten Veränderung in der Luftverkehrs-Geräuschexposition. Am Flughafen Berlin-Brandenburg wurden die Prognosepegel für den noch zu eröffnenden Flughafen herangezogen und die Veränderung gegenüber der vom Regionalflughafen Berlin-Schönefeld herrührenden Geräuschpegel als Schichtungsmerkmale verwendet.

Ausgehend von der für die Panelerhebung vorgenommenen Powerberechnung wurde für die Querschnittserhebungen an den Bestandsflughäfen eine anzustrebende Stichprobengröße von 2.500 Befragten festgelegt. Für die vorgesehenen Vorher-Nachher-Erhebungen in 2012 und 2013 am Flughafen Berlin-Brandenburg wurde unter Berücksichtigung eines Panelausfalls von maximal 50% (den Erfahrungen nach liegen die Ausfälle bei ca. 40%) eine Stichprobengröße von 5.000 Personen avisiert.

Eine Änderung zu diesem geplanten Vorgehen ergab sich im Studienverlauf für die Erhebungen am Flughafen Berlin-Brandenburg: Da der Flughafen nicht im Jahr 2012 eröffnet wurde und es absehbar war, dass dies während der Studienlaufzeit nicht mehr geschehen würde, konnte nur eine Vorhererhebung im Jahr 2012 durchgeführt werden. Die für die Wohnadressen der Studienteilnehmenden berechneten Luftverkehrsgeräuschpegel rühren vom Regionalflughafen Berlin-Schönefeld. Trotzdem wird im Folgenden weiterhin von der Teilstudie am Flughafen Berlin-Brandenburg (BER) gesprochen, da sich die Definition der Studienregion und die Auswahl der Teilnehmenden an dem neu geplanten Flughafen orientierte und nicht nach dem Regionalflughafen Berlin-Schönefeld.

3.5 Untersuchungsdesigns der weiteren Querschnittsstudien am Flughafen Frankfurt

Neben den Panelerhebungen in der Rhein-Main Region zur Wirkung des Fluglärms unter Berücksichtigung des Lärms anderer Verkehrsträger (Schienen-, Straßenverkehr) wurden in der 2. Jahreshälfte 2012 Querschnittsuntersuchungen durchgeführt, die den Straßen- bzw. Schienenverkehrslärm stärker in den Fokus stellen:

- (a) Querschnittsstudie zum Straßenverkehrslärm (Teilstudie QS Straße);
- (b) Querschnittsstudie zum Schienenverkehrslärm (Teilstudie QS Schiene);
- (c) Querschnittsstudie zur Kombination von Flug- und Straßenverkehrslärm (Teilstudie Kombi Luft + Straße);
- (d) Querschnittsstudie zur Kombination von Flug- und Schienenverkehrslärm (Teilstudie Kombi Luft + Schiene).

In allen Panel- und Querschnittsstudien in der Rhein-Main Region wird die Belästigungswirkung aller drei Verkehrslärmquellenarten Luft-, Schienen-, Straßenverkehr erhoben. Die Teilstudien unterscheiden sich in den Befragungsinhalten lediglich hinsichtlich der Lärmquellen-Fokussierung und damit im Umfang der quellenspezifischen Erhebungsinhalte. Ein weiterer Unterschied ergibt sich natürlich dadurch, dass - bedingt durch Fragestellungen, die sich auf den Ausbau des Frankfurter Flughafens beziehen - beim Fokus auf den Fluglärm eine Längsschnittstudie (Panelstudie mit Erhebungen in 2011, 2012 und 2013) und beim Fokus auf die übrigen Verkehrslärmarten und der kombinierten Wirkung Querschnittserhebungen (einmalige Erhebungen) in 2012 durchgeführt wurden.

Das jeweilige Untersuchungsdesign der Querschnittsstudien sieht vor, getrennte Stichproben zu ziehen und dabei Wohnadressen auszuwählen, die primär durch die jeweils hauptsächlich interessierende Quelle belastet sind (Dominanz einer Lärmquelle; zu deren Definition s. unten). In den Kombinations-Teilstudien wurden zudem Adressen ausgewählt, an denen Fluglärm und Straßen- oder Schienenverkehrslärm gemessen am Dauerschallpegel eine annähernd gleiche Lärmbelastung aufweisen.

Analog zum Vorgehen in der Panelstudie erfolgten auch in den Querschnittsstudien geschichtete Zufallsziehungen. Hauptschichtungsmerkmal war die quellenspezifische Geräuschbelastung ausgedrückt durch den Immissionspegel (Maximum der individuellen Tages- und Nacht-Dauerschallpegel $L_{pAeq,Tag}$ bzw. $L_{pAeq,Nacht}$) an der jeweiligen Wohnadresse der Untersuchungsteilnehmenden (TN). Daneben war vorgesehen, für die Untersuchung der quellenspezifischen Expositions-Wirkungsbezüge jeweilige Besonderheiten von Straßen- und Schienenverkehrslärm (Straßen- bzw. Zugtyp) als weitere Schichtungsmerkmale zu berücksichtigen. Letzteres konnte nur für die Teilstudie QS Straße umgesetzt werden, weil dort die entsprechend erforderliche Information verfügbar war.

3.5.1 Untersuchungsdesign Straßenverkehrslärm-Querschnittsstudie (QS Straße)

Das Umfeld des Frankfurter Flughafens ist durch ein dichtes Netz von Autobahnen erschlossen - neben dem übrigen inner- und außerstädtischen Straßennetz. Eine differenzierte quellenspezifische Lärmexpositions-Wirkungsanalyse getrennt nach verschiedenen Straßenfunktionen (Autobahn, Hauptverkehrs-, Hauptsammel-, Sammel-, Anliegerstraßen) kann im Rahmen der NORAH-Studie nicht vorgenommen werden. Zumindest aber ist eine Trennung zwischen Autobahn und sonstigen Verkehrsstraßen möglich und bezogen auf die Belästigungswirkung sinnvoll, zumal in der Fachliteratur von unterschiedlichen Expositions-Wirkungskurven zur Lärmbelästigung durch Autobahn- und sonstigem Straßenverkehrslärm berichtet wird (u.a. Lercher et al., 2008, die eine geringere Belästigung durch Autobahnen gegenüber einer Hauptstraße zeigen versus Miedema, 1993, der eine höhere Belästigung durch Autobahnen berichtet).

Für die Teilstudie QS Straße sind nun die folgenden Wohnadressen relevant:

- Verbleibende Adressen aus der Populationsdatenbank des Rhein-Main-Untersuchungsgebiets von Modul 1 (Bevölkerung innerhalb der 40 dB-Kontur der Umhüllenden der Fluglärm-Dauerschallpegel $L_{pAeq,Tag}$ und $L_{pAeq,Nacht}$);
- eingeteilt nach dem adressbezogenen Maximum der Straßenverkehrs-Dauerschallpegel $L_{pAeq,Tag}$ und $L_{pAeq,Nacht}$ im 2,5 dB-Pegelklassenbereich $40 < L_p \leq 85$ dB (das Maximum aus $L_{pAeq,06-22h}$ und $L_{pAeq,22-06h}$ liegt zwischen 41 und 84 dB);
- mit Straßenverkehrslärm als primäre Verkehrslärmquelle. Als primär gilt der Straßenverkehrslärm, wenn er an der Wohnadresse im 24-Stunden-Dauerschallpegel ($L_{pAeq,24h}$) um mehr als 2,5 dB höher ist als der Schienenverkehrs- bzw. Fluglärm. Mit dem 24-Stunden-Dauerschallpegel wurde für diese Dominanz-Definition ein Pegelmaß gewählt, mit dem die quellentypischen Unterschiede in der Tag-/Nachtverteilung möglichst wenig betont werden (z. B. ist der Nachtdauerschallpegel beim Schienenverkehrslärm oft höher als der Tagesdauerschallpegel und unterscheidet sich damit systematisch vom Straßenverkehrslärm).

Das Untersuchungsdesign für die QS Straße sieht nun für die im Untersuchungsgebiet von Modul 1 für die Ziehung verfügbaren Wohnadressen mit Straßenverkehrslärm als primäre Verkehrslärmquelle eine Zufallsziehung geschichtet nach Straßenverkehrslärm-Pegelklassen (Maximum von $L_{pAeq,Tag}$ und $L_{pAeq,Nacht}$) und Autobahnnähe vor (vgl. Tabelle 3-4). Um dabei den sekundären Schichtungsfaktor "Autobahnnähe" die Gesamtstichprobe nicht zu sehr dominieren zu lassen, wurde das Ziehungsverhältnis zur Autobahnnähe auf 25 % (Autobahndistanz ≤ 300 m) zu 75 % (Autobahndistanz > 300 m) festgelegt.

Zur Festlegung der Mindeststichprobengröße wurde eine Powerberechnung mit G*Power mit folgenden Einstellungen durchgeführt (vgl. Abbildung 3-2):

- Statistischer Test: Kovarianzanalyse mit einer Covariate und 36 Gruppen (18 Pegelklassengruppen * Autobahnnähe in 2 Gruppen);
- Effektstärke $f = 0.1$; $\alpha = 0,05$;
- statistische Power = 0,80.

Für eine statistische Power von 0,80 wäre eine Mindeststichprobengröße von 2.605 TN erforderlich; für die Ziehung wurde von einem Umfang von 3.000 befragten Personen ausgegangen; dies entspricht einer Power von 0,87.

Tabelle 3-4. Untersuchungsdesign für Straßenverkehrslärmgebiete

Autobahnnähe	Straßenverkehrslärm Maximum von $L_{pAeq,Tag}$ und $L_{pAeq,Nacht}$ in dB (2,5dB-Pegelklassen: $\geq x$ bis $< y$ dB)					
	40-42,5	42,5-45	45-47,5	47,5-50	...	82,5-85
Adressen in Autobahnnähe (Autobahnabstand $\leq 300m$)	3.000 befragte Personen					
Adressen an anderen Straßen (Autobahnabstand $> 300m$)						

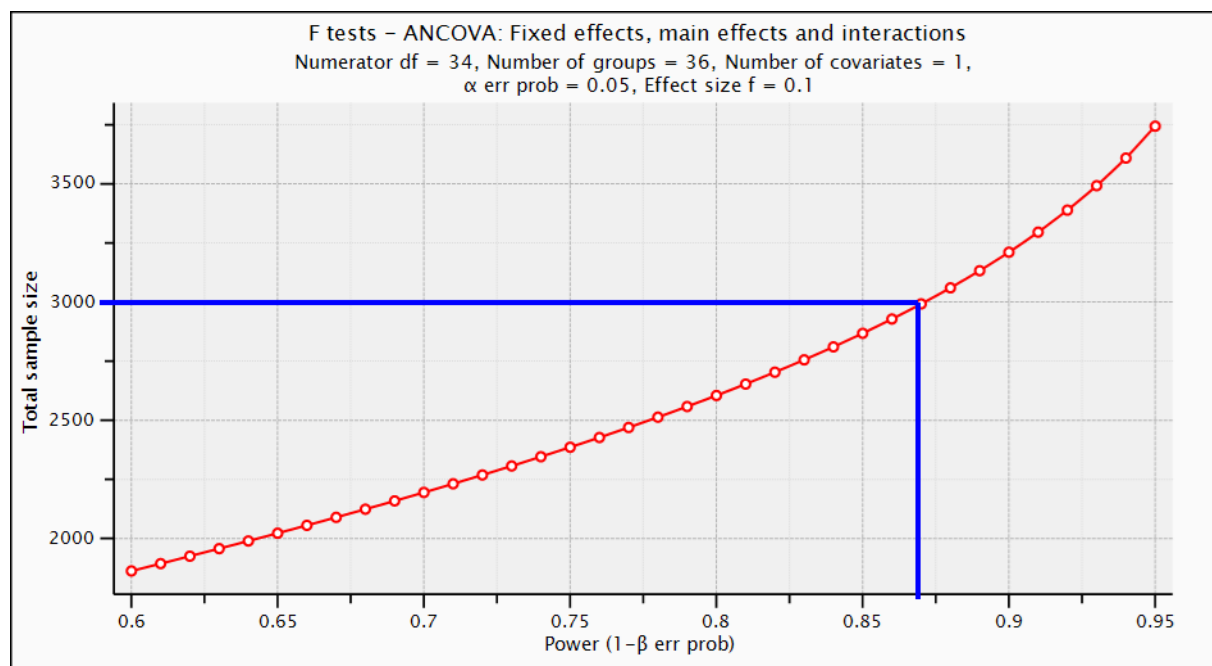


Abbildung 3-2. Notwendiger Stichprobenumfang zum Nachweis signifikanter Haupteffekte und Wechselwirkungen zwischen Gruppen von Anwohnern von Straßenverkehrslärmgebieten unterschieden nach Pegelstufen und Straßenart (Autobahn, übrige Straßen) in Abhängigkeit von der statischen Power (G*Power 3.1.2, Faul et al., 2007).

3.5.2 Untersuchungsdesign Schienenverkehrslärm-Querschnittsstudie (QS Schiene)

Das Untersuchungsdesign zur Querschnittsstudie zum Schienenverkehrslärm (QS Schiene) sah eine geschichtete Zufallsziehung nach quellenspezifischem Geräuschpegel, Zugzahl (hoch/niedrig) und Güterzuganteil (hoch/niedrig) vor. Allerdings war zum Zeitpunkt der Stichprobenziehung der Güterzuganteil nicht bekannt. Als Schichtungsmerkmal verbleibt demnach der Schienenverkehrsgeräuschpegel, d. h. pro Adresse das Maximum der quellenspezifischen Dauerschallpegel $L_{pAeq,Tag}$ und $L_{pAeq,Nacht}$ (vgl. Tabelle 3-5).

Für die Auswahl der TN wurden die verfügbaren Adressen im Untersuchungsraum auf den Kreis der Adressen mit Schienenverkehrslärm als primäre Verkehrslärmquelle (Differenz zu den anderen Verkehrslärmarten > 2,5 dB im 24-Stunden-Dauerschallpegel) eingeschränkt. Beim Schienenverkehrslärm reichen die Werte des Maximums der Tages- und Nachtdauerschallpegel wie auch beim Straßenverkehrslärm von 41 bis 84 dB, so dass sich auch die gleiche Anzahl von 2,5-dB-Pegelklassen von 40 bis 85 dB ergibt. Für den Stichprobenumfang wurde ebenfalls eine anzustrebende Anzahl von 3.000 zu befragenden Personen kalkuliert.

Tabelle 3-5. Untersuchungsdesign für Schienenverkehrslärmgebiete

Schienenverkehrslärm																	
Maximum von $L_{pAeq,Tag}$ und $L_{pAeq,Nacht}$ in dB (2,5dB-Pegelklassen: $\geq x$ bis $< y$ dB)																	
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18
40-42,5	42,5-45	45-47,5	47,5-50	50-52,5	52,5-55	55-57,5	57,5-60	60-62,5	62,5-65	65-67,5	67,5-70	70-72,5	72,5-75	75-77,5	77,5-80	80-82,5	82,5-85
3.000 befragte Personen																	

3.5.3 Untersuchungsplan zur Kombinationslärmuntersuchung

Es werden für die Kombinationen "Fluglärm + Straßenverkehrslärm" (Luft + Straße) und "Fluglärm + Schienenverkehrslärm" (Luft + Schiene) im Frankfurter Raum diejenigen Wohnadressen gewählt, die sowohl durch Fluglärm als auch durch die jeweils anderen Quelle belastet sind. Unterschieden werden dabei drei Ausprägungsrichtungen in der Dominanz der Lärmquellen: Quelle A = primäre Verkehrslärmquelle, Quelle B = primäre Verkehrslärmquelle, Quellen A und B gleich dominant. Zwei Quellen A und B gelten in dieser Studie als vergleichbar dominant, wenn sie in die gleiche Pegelstufe fallen (hier 2,5-dB-Abstufungen).

Für die Fragestellung der Kombinationslärmwirkung kann auf Wohnadressen aus den drei Teilstudien mit den jeweiligen Schwerpunkten Flug- (Panelstudie Rhein-Main), Straßen- und Schienenverkehrslärm zurückgegriffen werden. Mit ergänzenden Stichprobenziehungen wurden weitere Personen aus Wohngebieten identifiziert, in denen die jeweiligen beiden Lärmquellen Luft + Straße bzw. Luft + Schiene innerhalb der gleichen Pegelklasse liegen.

Pro Untersuchungszelle sollten mindestens 30 - 32 Personen mit vollständigem Datensatz untersucht werden, um robuste statistische Verfahren zur Datenanalyse ohne Verletzung der jeweiligen Voraussetzungen (hier v.a. Varianz- und Regressionsanalysen) einsetzen zu können. Kalkuliert wurden 100 Teilnehmende pro Untersuchungszelle (definiert aus der Kombination der Schichtungsmerkmale), insgesamt wurden ca. 1.600 Personen für die Kombination Luft + Straße und 1.600 Personen für die Kombination Luft + Schiene angestrebt, davon ca. 300 - 400 Personen aus der ergänzenden Erhebung in Wohngebieten gleicher Dominanz in den betrachteten kombinierten Lärmquellen (Luft + Straße bzw. Luft + Schiene).

3.5.4 Übersicht der Studiendesigns

Die nachfolgende Tabelle 3-6 fasst das jeweils geplante Design der Teilstudien zusammen. Für alle Teilstudien wurde als Ausgangspunkt für die Stichprobenziehungen ein mehrfaktorielles Studiendesign verwendet, in dem Geräuschpegelklassen der jeweils interessierenden Verkehrslärmquelle (berechnet für die Wohnadresse der Befragungspersonen) und ggf. ein weiterer quellenspezifischer Faktor als Schichtungsmerkmale verwendet wurden und damit die Untersuchungszellen definieren. Zu den weiteren quellenspezifischen Faktoren zählen am Flughafen FRA

- in der Teilstudie "FRA-Panel" sowie am Flughafen BER die Differenz zwischen aktueller und prognostizierter Veränderung an der Wohnadresse der Befragungspersonen im Fluglärm-Tag-Nachtpegel L_{tn} nach Eröffnung der Nordwest-Landebahn (Frankfurt) bzw. Flughafeneröffnung (BER) in drei Gruppen (Zunahme, Abnahme, keine Änderung);
- in der Straßenverkehrslärm-Querschnittsstudie die Unterscheidung Autobahnlärm (definiert durch die Entfernung zur nächsten Autobahn < 300m) versus übriger Straßenverkehrslärm.

Alle Wirkungserhebungen im Modul 1 sind im Wesentlichen als telefonische Interviews durchgeführt worden. Die Befragungen wurden hierzu per individualisiertem Anschreiben angekündigt, die Teilnehmenden hatten dabei die Möglichkeit, sich anstelle eines Telefoninterviews für die Teilnahme an einer Onlineversion der Befragung zu entscheiden. Eine Ausnahme stellen die Erhebungen am Flughafen STR dar. Da bis einschließlich November 2013 keine Meldedaten zur Verfügung gestellt wurden, die Erhebungen aber in 2013 durchzuführen waren, wurde eine Zufallsstichprobe geschichtet nach Luftverkehrsgeräuschpegelgruppen (s. Tabelle 3-6) anhand vorliegender Gebäudeadressdaten der Zentralen Stelle für Hauskoordinaten und Hausumringe, Köln, durchgeführt. Zu diesen gezogenen Adressen wurden Haushalte mit eingetragenen Rufnummern recherchiert und sukzessiv per Zufall ausgewählte Haushalte daraus angeschrieben. Die Befragungspersonen im Haushalt wurden per Zufall (Last-birthday-Methode; d. h. es wurden diejenige Person ausgewählt, die zuletzt Geburtstag hatte) ausgewählt; dies wurde im Anschreiben angekündigt. Wie bei allen anderen Erhebungen bestand in STR die Option der Befragungsdurchführung als Onlinebefragung anstelle des Telefoninterviews.

Die nachfolgende Tabelle 3-6 fasst die wesentlichen Merkmale der Designs im Überblick zusammen.

Tabelle 3-6. Überblick über die geplanten Studiendesigns der Teilstudien des Modul 1

Teilstudie im Modul 1	Schichtungsmerkmale für Zufallsziehung	Design/Untersuchungszellen	Weitere Bedingung	Erhebungswelle(n)
FRA-Panel	<ol style="list-style-type: none"> 1. Fluglärm-Pegelklassen: Maximum von $L_{pAeq,Tag}$ und $L_{pAeq,Nacht}$ für 2007 nach UNH-Berechnung in 2,5- dB-Schritten im Range 40-65 dB (10 Klassen) 2. Fluglärm-Veränderungsgruppen: Zunahme > + 2 dB, Abnahme > - 2 dB, relative Stabilität (Änderungen < = 2 dB) im Tag-Nachtpegel L_{tn} 2020 vs. 2007 nach UNH-Berechnung 	10 x 3 = 30 Untersuchungszellen		2011 2012 2013
FRA-Straße	<ol style="list-style-type: none"> 1. Straßenverkehrslärm-Pegelklassen: Maximum von $L_{pAeq,Tag}$ und $L_{pAeq,Nacht}$ für 2010 in 2,5- dB-Schritten im Range 40-85 dB (16 Klassen mit höchster Stufe > 77,5 dB) 2. Autobahn (Entfernung < 300m; 1/3 der Personen) vs. übrige Straße (2/3 der Personen) 	16 x 2 = 32 Untersuchungszellen	Straßenverkehrslärm dominant: $L_{pAeq,24h}$ um mehr als 2,5 dB höher als jeweils die $L_{pAeq,24h}$ -Werte von Schienen- und Flugverkehrsgereuschen ($L_{pAeq,24h}$ Straße > Schiene / Flug > 2,5 dB).	2012
FRA-Schiene	<ol style="list-style-type: none"> 1. Schienenverkehrslärm-Pegelklassen: Maximum von $L_{pAeq,Tag}$ und $L_{pAeq,Nacht}$ für 2010 in 2,5- dB-Schritten im Range 40-85 dB (16 Klassen mit höchster Stufe > 77,5 dB) 	16 x 1 = 16 Untersuchungszellen	Schienenverkehrslärm dominant: $L_{pAeq,24h}$ -Pegeldifferenz zu Straße/Flug > 2,5 dB	2012 2012
FRA-Kombi Flug-Straße	<ol style="list-style-type: none"> 1. Flug- und Straßenverkehrslärm-Pegelklassen: jeweils Maximum von $L_{pAeq,Tag}$ und $L_{pAeq,Nacht}$ in 2,5- dB-Schritten im Range von 50 bis 60 dB 2. "Dominanz": Straße > Flug (Differenz > +2,5 dB), Straße = Flug (gleiche 2,5- dB-Pegelklasse), Straße < Flug (Differenz < -2,5 dB) 	4 x 3 = 12 Untersuchungszellen	Differenz $L_{pAeq,24h}$ für Flug- bzw. Straßenverkehrslärm zu $L_{pAeq,24h}$ für Schienenverkehrslärm > 2,5 dB	2012
FRA-Kombi Flug-Schiene	<ol style="list-style-type: none"> 1. Flug- und Schienenverkehrslärm-Pegelklassen: jeweils Maximum von $L_{pAeq,Tag}$ und $L_{pAeq,Nacht}$ in 2,5- dB-Schritten im Range von 50 bis 60 dB 2. "Dominanz": Schiene > Flug (Differenz > +2,5 dB), Schiene = Flug (gleiche 2,5- dB-Pegelklasse), Schiene < Flug (Differenz < -2,5 dB) 	4 x 3 = 12 Untersuchungszellen	Differenz $L_{pAeq,24h}$ für Flug- bzw. Schienenverkehrslärm zu $L_{pAeq,24h}$ für Straßenverkehrslärm > 2,5 dB	2012
BER	<ol style="list-style-type: none"> 1. Fluglärm-Pegelklassen: Maximum von $L_{pAeq,Tag}$ und $L_{pAeq,Nacht}$ (Prognostizierte Pegel nach BER-Eröffnung 2015) in 2,5- dB-Schritten im Range 40-67 dB mit der obersten Pegelklasse > 60 dB) aufgrund geringer Zellenbesetzungen oberhalb von 60 dB (9 Klassen) 2. Fluglärm-Veränderungsgruppen: Zunahme > +/- 2 dB, Abnahme > +/- 2 dB, unverändert (< = 2 dB) im Tag-Nachtpegel L_{tn} 	9 x 3 = 27 Untersuchungszellen		2012
CGN	<ol style="list-style-type: none"> 1. Fluglärm-Pegelklassen: Maximum von $L_{pAeq,Tag}$ und $L_{pAeq,Nacht}$ des Jahres 2012 in 5- dB-Schritten im Range 40-60 dB (4 Klassen) 	4 Untersuchungszellen		2013
STR	<ol style="list-style-type: none"> 1. Fluglärm-Pegelklassen: Maximum von $L_{pAeq,Tag}$ und $L_{pAeq,Nacht}$ des Jahres 2012 in 5- dB-Schritten im Range 40-60 dB (4 Klassen) 	4 Untersuchungszellen		2013

4 Erhobene Variablen

4.1 Verwendete Verkehrslärm-Expositionsmaße

Für die Auswertungen stehen die folgenden von Möhler + Partner Ingenieure AG berechneten Verkehrslärm-Expositionsmaße zur Verfügung:

Tabelle 4-1. Verkehrslärm-Expositionsmaße für Modul 1

Quelle	Flug				Straße				Schiene				Kombi			
	FRA	BER	CGN	STR	FRA	BER	CGN	STR	FRA	BER	CGN	STR		FRA		
Standort																
Bezugszeit	10/2010-09/2013	10/2011-09/2012	10/2012-09/2013		2011-2012-2013	2012	2013	2013	2011-2012-2013	2012	2013	2013	2012			
Zeitraum	12-Monats-gemittelt Okt-Sep je Monat (nur FRA)				12-Monats-gemittelt Okt - Sep.											
Wochentag	Über 7 Tage gemittelt (für Teilauswertung Unterscheidung werktags / Wochenende)															
Maße, Tageszeit	L_{pAeq} : • 06-18, 18-22, 22-06 • 06-22, 22-06 • 00-24: L_{pAeq} , L_{den} (zusätzlich) • 5-6, 6-7, 7-8, 8-18, 18-19, 19-22, 22-23, 23-5) Maximalpegelhäufigkeiten: Anzahl Flugbewegungen in Maximalpegelklassen. Niedrigste Klasse < 50 dB, ab $L_{pAS,Max} = 50$ dB bis 110 dB in 1 dB-Schritten, $\overline{L_{pAS,max,A}}$: • 06-22, 22-06				L_{pAeq} : • 06-18, 18-22, 22-06 • 06-22, 22-06 • 00-24: L_{pAeq} , L_{den} Maximalpegelhäufigkeiten: Anzahl Flugbewegungen in Maximalpegelklassen. Niedrigste Klasse < 50 dB, ab $L_{pAS,Max} = 50$ dB bis 110 dB in 1 dB-Schritten, $\overline{L_{pAF,max,A}}$: • 06-22, 22-06				L_{pAeq} : • 06-18, 18-22, 22-06 • 06-22, 22-06 • 00-24: L_{pAeq} , L_{den} Maximalpegelhäufigkeiten: Anzahl Flugbewegungen in Maximalpegelklassen. Niedrigste Klasse < 50 dB, ab $L_{pAS,Max} = 50$ dB bis 110 dB in 1 dB-Schritten, $\overline{L_{pAF,max,A}}$: • 06-22, 22-06				L_{pAeq} : (Flug), L_{pAeq} (Straße, Schiene) 06-22, 22-06, 00-24, L_{den} pro Quelle und kombiniert (Gesamtlärm) für Flug + • Straße • Schiene • Straße + Schiene			

In dieser Studie wird für die Mittelungs- und Maximalpegel folgende Darstellung gewählt (vgl. auch "Erläuterungen zu gewählten Schallpegelbezeichnungen" im Glossar dieses Berichts, S. 623):

1. $L_{pAeq,T}$ Mittelungspegel aus Luft-, Straßen- und Schienenverkehr für verschiedene Teilzeiten
2. $L_{pAmax,T}$ Maximalpegel aus Luft-, Straßen- und Schienenverkehr für verschiedene Teilzeiten

Die Bezeichnungen "Mittelungspegel" und "äquivalenter Dauerschallpegel" bzw. verkürzt "Dauerschallpegel" werden in Anlehnung an DIN 1320 in diesem Bericht synonym verwendet (DIN 1320, 2009).

Für den Luftverkehr werden Maximalpegel getrennt nach Tag (06 - 22 Uhr) und Nacht (22 - 06 Uhr) bestimmt. In Anlehnung an das Gesetz zum Schutz gegen Fluglärm (FluLärmG) wird

der Wert als Maximalpegel definiert, der "innerhalb der Teilzeit und bezogen auf die jeweilige Kennzeichnungszeit durch in Summe sechs Vorbeiflüge [...] erreicht oder überschritten wird (FluLärmG, 2007)" (Möhler et al., 2015, S. 25).

Die Berechnung des Maximalpegels beim Straßenverkehr erfolgt für einen 24-Stunden-Tag. Für jede Wohnadresse wird der Maximalpegel als höchster Pegel im Pegelverlauf am Immissionsort für einen Tageszeitraum von 24 Stunden bestimmt (vgl. Möhler et al., 2015). Der Berechnungsansatz geht dabei davon aus, dass der höchste Pegel am Immissionsort maßgeblich durch die Vorbeifahrt eines Lastkraftwagens (Lkw) verursacht wird.

Der Maximalpegel wird beim Schienenverkehr ebenfalls für einen 24-Stunden-Tag berechnet. Über Schallausbreitungsberechnungen für die kürzeste Entfernung zwischen Emissionsort entlang des Bahngleises - und Immissionsort wird ein Pegelzeitverlauf am Immissionsort bestimmt. Der höchste Pegel in diesem Pegelzeitverlauf ist der Maximalpegel. Dieser wird an Strecken mit Mischbetrieb maßgeblich vom Güterverkehr bestimmt (vgl. Möhler et al., 2015).

Die genannten Expositionsmaße werden für die Teilnehmenden der folgenden Teilstudien des Modul 1 berechnet:

- FRA-Panelstudie 2011, 2012, 2013;
- FRA-Querschnittsstudien (Straßenverkehrslärmstudie, Schienenverkehrslärmstudie, Kombinationsstudien) 2012;
- Studien an den Vergleichsflughäfen Berlin (BER) in 2012, CGN in 2013, STR in 2013.

Die Gesamt-VerkehrsGeräuschpegel (Spalte "Kombi" in Tabelle 4-1) werden jeweils pro Pegelart sowie Wochen- und Tages-Bezugszeitraum für alle am Flughafen FRA für die Bezugszeit Oktober 2011 bis Oktober 2012 (zweite FRA-Panelwelle und FRA-Querschnittsstudien in 2012) berechneten VerkehrsGeräuschpegel entsprechend den Ausführungen im Abschnitt 2.6 bestimmt.

Die Geräuschpegel für Schienen- und Straßenverkehrslärm liegen grundsätzlich nur als 12-Monatspegel vor. Beim Fluglärm werden ebenfalls 12-Monatspegel verwendet, da die längerfristigen Wirkungen im Vordergrund stehen und entsprechend auf Wirkungsseite die Hauptvariable "(Flug-)Lärmbelästigung" sowie weitere Reaktionsvariablen (Störungen durch Fluglärm) gemäß Empfehlungen der International Commission on Biological Effects of Noise (ICBEN) sowie nach ISO/TS 15666 einen 12-Monatsbezug aufweisen.

Die Wahl des Tageszeitbezugs der verwendeten Geräuschpegelmaße hängt von der betrachteten Wirkungsvariable bzw. abhängigen Variable (s. nachfolgenden Abschnitt 4.2) ab:

- *Belästigung durch Flug-, Schienen-, bzw. Straßenverkehrslärm in den letzten 12 Monaten:* Die nach ISO/TS-15666-Norm (s. nachfolgendes Abschnitt 4.2) erhobene Variable enthält keinerlei Tageszeitbezug in der

Frageformulierung. Die Lärmbelästigung kann sowohl tagsüber als auch nachts auftreten. Als Expositionsmaß für Expositions-Wirkungsanalysen bezogen auf die Belästigung in den letzten 12 Monaten wird der quellenspezifische *24-Stunden-Mittelungspegel* $L_{pAeq,24h}$ für Fluglärm bzw. der $L_{pAeq,24h}$ für Straßen- und Schienenverkehrslärm verwendet. Im Frankfurter Fluglärm-Tagesindex FTI bezieht sich die Expositions-Wirkungsfunktion zur Fluglärmbelästigung auf den 16h-Tagesdauerschallpegel $L_{pAeq,06-22h}$ (Expertengremium „Aktiver Schallschutz des Forum Flughafen & Region (FFR), 2010). Eine mögliche Aktualisierung des FTI sollte mit der aktuellsten in NORAH ermittelbaren regionalen Expositions-Wirkungsfunktion erfolgen. Deshalb wird anhand der Daten der FRA-Panelwelle t3 aus dem Jahr 2013 zusätzlich ein Expositions-Wirkungsmodell zur Fluglärmbelästigung bezogen auf den Tagesdauerschallpegel $L_{pAeq,06-22h}$ vorgestellt.

- *Gesundheitsbezogene Lebensqualität:* Für die Expositions-Wirkungsanalysen zur Lebensqualität wird jeweils der quellenspezifische 24-Stunden-Mittelungspegel $L_{pAeq,24h}$ verwendet, da es für die Lebensqualität keine tageszeitliche Einschränkung gibt.
- *Schlafstörungen:* Mit diesen Wirkungsvariablen sollen Effekte des nächtlichen Verkehrslärms erfasst werden, d. h. hierbei wird als Expositionsmaß der *nächtliche Mittelungspegel* $L_{pAeq,22-06h}$ verwendet.

4.2 Befragungsdaten

Die in die Auswertung einfließenden Befragungsinhalte¹ sind in folgende Variablengruppen aufgeteilt:

- Zielgrößen bzw. Verkehrslärmreaktionen (abhängige Variablen)
 - Lärmbelästigung
 - Berichtete, lärmbedingte Schlafstörungen
 - Gesundheitsbezogene psychische und körperliche Lebensqualität
 - Weitere, in den Auswertungen nachgeordnete Zielgrößen: Aktivitätenstörungen am Tage, psycho-vegetative Störungen, Zufriedenheit mit der Wohngegend, allgemeine Schlafqualität
- als unabhängige Variablen neben den akustischen Maßen: situative,

¹ Zum Teil enthalten die Fragebögen weitere Fragen, die als Screening- und Kontrollfragen für die Teilstudien des Modul 2 sowie für externe Fragestellungen (Monetarisierung) aufgenommen wurden.

personale und soziale Co-Determinanten bzw. Moderatoren² der abhängigen Variablen;

- auf die gesundheitsbezogene Lebensqualität potenziell einwirkende Risikofaktoren;
- Soziodemographie, sonstige Kontrollvariablen.

In der Panelstudie am Flughafen FRA ("FRA-Panel") wurden neben drei Haupterhebungswellen in 2011, 2012 und 2013 jeweils im Frühjahr 2012 und 2013 noch Short-Surveys im Wesentlichen zur Panelpflege mit kurzen zusätzlichen Fragen zur Verkehrslärmbelästigung und Co-Faktoren durchgeführt. Das vorliegende Auswertungskonzept konzentriert sich im Falle dieser Teilstudie auf Auswertungen der in den drei Haupterhebungswellen erhobenen Daten.

Tabelle 4-2 zeigt in Übersicht die Befragungsinhalte der verschiedenen Erhebungen im Rahmen dieser Studie.

² Moderatoren sind nicht mit der Exposition korreliert und beeinflussen die Expositions-Wirkungsbeziehung, d. h. sie gehen mit der Exposition eine statistische Interaktion ein (Baron & Kenny, 1986; Evans & Lepore, 1997). Der allgemeinere Begriff Co-Determinante wird hier gewählt, um neben Moderatoren auch solche Variablen einzuschließen, die einen additiven Effekt auf die abhängige Variable haben. Beispielsweise hat die Lärmempfindlichkeit je nach Studie mal einen moderierenden, mal einen additiven Effekt auf die Lärmbelästigung - vgl. Miedema und Vos, (2003) versus van Kamp et al. (2004).

Tabelle 4-2. Befragungsinhalte der Teilstudien im Modul 1

Kategorie	Variable	Skala	Items	FRA-Panel (W=Hauptwelle)			FRA-Quer				Vergleichsflughäfen			
				2011	2012	2013	2012				2012	2013	2013	
				t2	t2	t3	STR	SCH	FL-STR	FL-SCH	BER	CGN	STR	
Haupt-Zielgrößen (abhängige Variablen)														
Lärm- belästigung in den letzten 12 Monaten	... zu Hause insgesamt	5-stufig (ICBEN)	1	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
	... Straßenverkehrslärm	5-stufig (ICBEN)	1	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
	... Schienenverkehrslärm	5-stufig (ICBEN)	1	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
	... Fluglärm	5-stufig (ICBEN)	1	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
	... Kombi Flug & Straßenverkehrslärm	5-stufig (ICBEN)	1	x	x	--	x	--	x	--	--	--	--	--
	... Kombi Flug- & Schienenverkehrslärm	5-stufig (ICBEN)	1	x	x	--	--	x	--	x	--	--	--	--
	... Verkehrslärm (Schiene, Straße, Flug)	5-stufig (ICBEN)	1	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Lärmbedingte Schlafstörungen	Mittelwertssore aus Störungen beim Ein-, Durch-, Ausschlafen	5-stufig (ICBEN)	3	Flug	Flug	Flug	STR	SCH	STR, Flug	SCH, Flug	Flug	Flug	Flug	Flug
HQoL	PCS - körperliche Lebensqualität	5-6-stufig	8	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
SF8-Scores	MCS - psychische Lebensqualität	5-6-stufig	8	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Weitere Zielgrößen														
Fluglärm- belästigung im Detail	<i>Nach Tageszeit, Wochentag in letzten 12 Mo.</i>													
	Mo-Fr Sa-So; 5-6h	5-stufig (ICBEN)	1	x	x	x	--	--	--	--	x	x	x	x
	Mo-Fr Sa-So; 6-7h	5-stufig (ICBEN)	1	x	x	x	--	--	--	--	x	x	x	x
	Mo-Fr Sa-So; 7-18h	5-stufig (ICBEN)	1	x	x	x	--	--	--	--	x	x	x	x
	Mo-Fr Sa-So; 18-23h	5-stufig (ICBEN)	1	x	x	x	--	--	--	--	x	x	x	x
	Mo-Fr Sa-So; 23-5h	5-stufig (ICBEN)	1	x	x	x	--	--	--	--	x	x	x	x
Autobahn vs. übrige Straßen	Belästigung d. Autobahn-/Schnellstraßenlärm	5-stufig (ICBEN)	1	--	--	--	x	--	--	--	--	--	--	--
	Belästigung d. übrigen Str.-lärm	5-stufig (ICBEN)	1	--	--	--	--	x	--	--	--	--	--	--
Güter- vs. Reisezug	Belästigung durch Güterzuglärm	5-stufig (ICBEN)	1				--	x	--	--	--	--	--	--
	Belästigung durch Reisezuglärm	5-stufig (ICBEN)	1				--	x	--	--	--	--	--	--
Störungen durch ... Verkehrslärm	Kommunikation innen	5-stufig (ICBEN)	3	Flug	Flug	Flug	STR	SCH	STR, Flug	SCH, Flug	Flug	Flug	Flug	Flug
	Konzentration	5-stufig (ICBEN)	1	Flug	Flug	Flug	STR	SCH	STR, Flug	SCH, Flug	Flug	Flug	Flug	Flug
	Ruhestörung außen	5-stufig (ICBEN)	1	Flug	Flug	Flug	STR	SCH	STR, Flug	SCH, Flug	Flug	Flug	Flug	Flug
	Psycho-vegetative Störungen	5-st.: nicht-sehr	3	Flug	Flug	Flug	STR	SCH	STR, Flug	SCH, Flug	Flug	Flug	Flug	Flug
Schlaf- quantität	Zubettgehzeit, abends	hh:mm	1	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
	Aufstehzeit, morgens	hh:mm	1	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Schlafqualität	Subjektive Schlafqualität	4-stufig	1	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
	Häufigkeit der Schlafmitteleinnahme	4-stufig	1	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Wohnqualität	Zufriedenheit Wohnumgebung	5-st.: nicht-sehr	1	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x

Anmerkung. x = Items enthalten, -- = Items nicht enthalten.

Tabelle 4-2. Befragungsinhalte der Teilstudien im Modul 1 (Fortsetzung)

		FRA-Panel (W=Hauptwelle)			FRA-Quer 2012						Vergleichsflughäfen			
					2011	2012	2013				2012	2013	2013	
Potenzielle Co-Prädiktoren (Confounder, Mediator, Moderator) in den Expositions-Wirkungsanalysen														
Wohn- bedingungen	Wohnungs/Hauseigentum	Eigentümer/Miet	1	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
	Stunden außer Haus: Mo-Fr Sa So	Anzahl	3	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Lärmbewältigung	Lärmbewältigungsvermögen	5-st.: nicht-sehr	6	x	--	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Lärm- empfindlichkeit	NoiSeQ - Lärmempfindlichkeit (12+1 Items)	4-stufig	13	x	--	--	x	x	x	x	x	x	x	x
	Lärmempfindlichkeit (NoiSeQ-Item Nr. 7)		1	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Einstellung zur Lärmquelle	Bewertungsattribute zum Straßenverkehr	5-st.: nicht-sehr	4	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
	Bewertungsattribute zum Flugverkehr	5-st.: nicht-sehr	4	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
	Bewertungsattribute zum Schienenverkehr	5-st.: nicht-sehr	4	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Erwartungen	Erwartungen zum (künftigen) Flugbetrieb	5-st.: nicht-sehr	4	x	x	x	--	--	--	--	--	--	--	--
Prozedurale Fairness	Erlebte Fairness bzgl. Fluglärm	2-stufig	1	x	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--
	Art erlebter fairer Behandlung	Text	1	x	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--
	Verbesserungsvorschläge	Text	1	x	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--
	Fairness	5-st.: nicht-sehr	10	x	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--
Vertrauen	Vertrauen in 'Lärmverantwortliche'	5-st.: nicht-sehr	5-10	Flug	Flug	Flug	STR	SCH	STR, Flug	SCH, Flug	Flug	Flug	Flug	Flug
Risikofaktoren bzw. Einfluss- faktoren der gesundheitsbez. Lebensqualität	Diabetes: jemals 12 Mo. Medikamente	ja/nein	3	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
	Erhöhte Blutfette: jemals 12 Mo. Medik.	ja/nein	3	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
	Sport - in den letzten 12 Mo.	ja/nein	1	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
	Sport - Dauer pro Woche	3-stufig (Std.)	1	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
	Rauchen - Häufigkeit	4-stufig	1	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
	Rauchen - Anzahl Zigaretten/Tag	Anzahl	1	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
	Alkohol - Drinks pro Tag	5-stufig	1	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
	Größe => Bestandteil des Body-Maß-Index	m, cm	1	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
	Gewicht => Bestandteil des Body-Maß-Index	kg	1	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Ergänzende Fragen zum Schallschutz und zur Mediennutzung (für Zusatzanalysen)														
Passive u. aktive Schallschutz- maßnahmen	Kenntnis von Schallschutzprogrammen	ja/nein	1	x	x	x	--	--	--	--	--	--	--	--
	Kenntnis des Lärmaktionsplans	ja/nein	1	--	--	x	--	--	--	--	--	--	--	--
	Bekannte Schallschutzmaßnahmen	Text	1	x	x	x	--	--	--	--	--	--	--	--
	Wirkung der aktiven Schallschutzmaßnahmen	5-st.: nicht-sehr	1	x	x	x	--	--	--	--	--	--	--	--
Medien	Nutzungshäufigkeit von Medien	6-stufig	1	x	x	x	--	--	--	--	--	--	--	--
	Genutzte Medienquelle	5-stufig / offen	1	x	x	x	--	--	--	--	--	--	--	--
	Meinungsänderung zum FL-verk./-lärm	5-st.: nicht-sehr	1	--	--	x	--	--	--	--	--	--	--	--
	Richtung der Meinungsänderung - Flughafen	3-stufig	1	--	--	x	--	--	--	--	--	--	--	--
	Richtung der Meinungsänderung - Fluglärm	3-stufig	1	--	--	x	--	--	--	--	--	--	--	--
Soziodemographische Co-Prädiktoren (Confounder), Kontrollvariablen, Variablen zur Stichprobenbeschreibung														
Sozio- demographie	Geschlecht	männl./weibl.	1	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
	Geburtsjahr	JJJJ	1	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
	Staatsangehörigkeit	2-stufig	1	--	--	--	x	x	x	x	--	x	x	x
	Geburtsland	Text	1	x	--	--	x	x	x	x	x	x	x	x
	Geburtsland Mutter	Text	1	x	--	--	x	x	x	x	x	x	x	x
	Geburtsland Vater	Text	1	x	--	--	x	x	x	x	x	x	x	x
	Familienstand	6-stufig	1	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
	Anzahl Personen im Haushalt	Anzahl	1	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
	Anzahl Kinder (< 14J) im Haushalt	Anzahl	1	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
	Anzahl Jugendlicher (14-18J) im Haushalt	Anzahl	1	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
	Anzahl Erwachsener (>= 18J)	Anzahl	1	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
	Schulabschluss	8 Stufen	1	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
	Berufsausbildung	8 Stufen	1	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
	Erwerbstätigkeit	9 Stufen	1	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
	Berufliche Position	18 Stufen	1	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
	Beschäftigungsabh. Flughafen/Straße/Schiene	ja/nein	1	Flug	Flug	Flug	STR	SCH	--	--	Flug	Flug	Flug	Flug
	Haushaltseinkommen	7 Stufen	1	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x

Anmerkung. x = Items enthalten, -- = Items nicht enthalten

4.2.1 Zielgrößen, abhängige Variablen

Zu den im Modul 1 in den Auswertungen untersuchten abhängigen Variablen zählen die Belästigung durch Flug-, Schienen- und Straßenverkehrslärm die gesundheitsbezogene körperliche und psychische Lebensqualität (HQoL) und die berichteten, lärmbedingten Schlafstörungen. Weitere betrachtete Wirkungen beziehen sich auf Aktivitätenstörungen (tagsüber) und psycho-vegetative Störungen, die Zufriedenheit mit der Wohngegend und auf die allgemeine Schlafqualität.

- **Belästigung durch Verkehrslärm** (Flug-, Schienen-, Straßenverkehrslärm): Zur jeweiligen Verkehrslärmbelästigung liegen Einzelitems vor, mit denen die Belästigung in den letzten 12 Monaten anhand einer 5-stufigen Ratingskala entsprechend der ISO/TS-15666-Norm mit den Abstufungen (1) ‚überhaupt nicht ...‘, (2) ‚wenig ...‘, (3) ‚mittelmäßig...‘, (4) ‚stark...‘ und (5) ‚äußerst... gestört oder belästigt‘ erhoben wurden.
- Die Analysen zur Verkehrslärmbelästigung als abhängige Variable werden zum einen mit den erhobenen Skalenwerten durchgeführt. Zum anderen wird insbesondere für die Ermittlung der Expositions-Wirkungskurven der Prozentanteil der hoch Belästigten (%HA = % *highly annoyed*) bestimmt. Die Definition von %HA erfolgt gemäß der ICBen-Empfehlungen (Fields et al., 2001). Als ‚*highly annoyed*‘ (HA) werden danach Personen definiert, die die obersten beiden Skalenstufen der 5er-Belästigungsskala (4) "stark" und (5) "äußerst" angeben. Diese Personen erhalten den HA-Wert = 1. Personen, die einen geringeren Grad der Belästigung angeben (1 bis 3) erhalten den HA-Wert = 0.
- Die **lärmbedingten Schlafstörungen** wurden mittels einer Ratingskala mit denselben fünf Abstufungen wie bei der Lärmbelästigung von (1) ‚überhaupt nicht...‘ bis (5) ‚äußerst...‘, dann aber mit dem Zusatz ‚...gestört‘ (statt ‚gestört oder belästigt‘) erhoben. Erfasst wurden die Antworten auf drei Items: (Störung durch den Lärm ..X.. "... beim Einschlafen", "... beim Nachtschlaf", "...beim Ausschlafen). Diese Antworten wurden nach psychometrischer Prüfung (vgl. Anhang 2) zu einem Mittelwertsscore der quellspezifisch lärmbedingten Schlafstörungen zusammengefasst. In die Auswertungen fließen zum einen die Schlafstörungswerte im Skalenrange von 1 bis 5 ein. Zum anderen wird als Zielgröße analog zur Definition bei der Lärmbelästigung der Anteil der hoch schlafgestörten Personen (HSD; *highly sleep disturbed*) definiert. Personen gelten dabei als hoch schlafgestört, wenn sie aufgrund ihrer Angaben einen Schlafstörungs-Score ≥ 4 erreichen.
- **Gesundheitsbezogene Lebensqualität:** Die gesundheitsbezogene Lebensqualität umfasst das emotionale, körperliche, soziale und mentale Wohlbefinden sowie die Funktionsfähigkeit aus der Perspektive des Individuums (Bullinger, 1991) und entspricht damit im Wesentlichen der Gesundheitsdefinition der Weltgesundheitsorganisation (World Health

Organisation [WHO], 1946). Die Erfassung der gesundheitsbezogenen Lebensqualität (HQoL = *health-related quality of live*) erfolgte mittels des SF8 (Kurzversion des SF36, Ellert et al., 2005). Anhand von acht Items werden acht Dimensionen der erlebten, gesundheitsbezogenen Lebensqualität erhoben: körperliche Funktionsfähigkeit (PF), körperliche Rollenfunktion (RP), Schmerz (BP), allgemeine Gesundheitswahrnehmung (GH), Vitalität (VT), soziale Funktionsfähigkeit (SF), emotionale Rollenfunktion (RE) und psychisches Wohlbefinden (MH). Zur Beantwortung werden fünf- bzw. sechsstufige Antwortskalen verwendet. Die Antwortwerte werden in T-Werte (Mittelwert = 50, Standardabweichung = 10) transformiert. Die T-Werte der acht Items werden mit unterschiedlicher Gewichtung nach Ware et al. (2001) zu zwei Summenscores für physische und psychische Gesundheit zusammengefasst (QualityMetrics, 2011; Ware et al., 2001).

Zu den weiteren betrachteten Wirkungen zählen:

- **Aktivitätenstörungen:** Die Störungen bezogen auf Kommunikation (innen, außen), Konzentration innen und Ruhe außen wurden mit einer Ratingskala mit denselben fünf Abstufungen von (1) ‚überhaupt nicht...‘ bis (5) ‚äußerst...‘, dann aber mit dem Zusatz ‚...gestört‘ (statt ‚gestört oder belästigt‘) erhoben. Die Kommunikationsstörung innen wurde mit drei Items ("Störung bei Unterhaltung/Telefonieren in der Wohnung", "...bei Radio/Musikhören und Fernsehen", "...bei häuslicher Geselligkeit oder, wenn Sie Besuch haben") gemessen. Die übrigen Störungen wurden als Einzelitems erhoben.
- **Psycho-vegetative Störungen:** Diese wurden mit drei Items erfasst (Lärm führt dazu, dass man sich erschrickt; macht einen nervös; führt zu Kopfschmerzen), abweichend von den o.g. Störungsvariablen auf einer 5-stufigen Intensitätsskala nach Rohrmann (1978) von (1) ‚nicht‘ bis (5) ‚sehr gestört‘. Die mit mehreren Items erhobenen Störungen wurden durch konfirmatorische Faktorenanalysen (KFA; z. B. Bühner, 2011) auf ihre Konstruktvalidität und auf interne Konsistenz (Cronbachs α) geprüft. Festgelegt wurde, dass bei zufriedenstellender psychometrischer Güte bezogen auf Fit-Maße in der KFA (vgl. u.a. Kline, 2011; Backhaus, Erichson und Weiber, 2011) und Cronbachs α ($\alpha > 0,70$; Bland & Altman, 1997; Nunnally & Bernstein, 1994; Ramstedt, 2004), die Items jeweils zu einem Mittelwertscore zusammengefasst werden. Andernfalls erfolgen die Analysen mit den einzelnen Items.
- **Wohnzufriedenheit:** Die erlebte Wohnqualität wird in Form der Wohnzufriedenheit mit zwei Items, Zufriedenheit mit der Wohnung/dem Haus und Zufriedenheit mit der Wohnumgebung erfasst. In einigen Lärmwirkungsstudien (u.a. Griefahn et al., 1999, Schreckenber & Meis, 2006) hat sich gezeigt, dass die Zufriedenheit mit der Wohnumgebung mit Verkehrslärm assoziiert ist, die Zufriedenheit mit der Wohnung dagegen

nicht. Das heißt, dass diese beiden Indikatoren der Wohnzufriedenheit verschiedene, nur teilweise lärmassoziierte Konstrukte der erlebten Wohnqualität erfassen. Eine Zusammenfassung zu einem Wohnzufriedenheits-Score erscheint danach nicht sinnvoll, vielmehr wird insbesondere die Beziehung zwischen der Zufriedenheit mit der Wohnumgebung und der Verkehrslärmbelastung betrachtet.

- **Schlafqualität** in den letzten 4 Wochen: Die Schlafqualität in den letzten 4 Wochen vor dem Interview wurde generell, d. h. anders als bei den lärmbedingten Schlafstörungen ohne expliziten Bezug auf verkehrslärmbedingte Störungen - erhoben. Die Frage zur erlebten Schlafqualität wurde der bundesweiten Studie "Gesundheit Erwachsener in Deutschland" (DEGS1) des Robert-Koch-Instituts (RKI) entnommen (Schlack et al., 2013), sie wurde ursprünglich im Pittsburgh Sleep Quality Index (PSQI) von Buysse et al. (1989) verwendet. Die Beurteilung der erlebten Schlafqualität erfolgte anhand einer 4-stufigen Skala, (1) sehr gut, (2) ziemlich gut, (3) ziemlich schlecht bis (4) sehr schlecht.
- *Zum Zeitbezug der Frage zur Schlafqualität:* Bei der hier genannten Frage zur Schlafqualität wird als Bezugszeit ein 4-Wochenzeitraum genannt, hingegen bei den Fragen nach verkehrslärmbedingten Schlafstörungen eine Bezugszeit von 12 Monaten. Diese unterschiedlichen Bezugszeiten ergeben sich aus unterschiedlichen Standards. Es werden dabei verschiedene Sachverhalte/Zustände erfasst: chronische lärmbedingte Schlafstörungen (operationalisiert durch Benennung des Zeitraums "12 Monate) und relativ aktuelle Schlafqualität (Schlack et al., 2013). Wie auch die SF8-Lebensqualität wird die Schlafqualität standardmäßig (im DEGS; Schlack et al., 2013) sowie auch im Pittsburgh-Sleep Quality Index (PSQI; Buysse et al., 1989) bezogen auf einen 4-Wochenzeitraum erhoben.

4.2.2 Potenzielle Co-Determinanten in den Expositions-Wirkungsanalysen

4.2.2.1 Soziale Co-Determinanten

Die **Einstellung zum Straßen-, Schienen- und Flugverkehr** wird über eine multiattributive Beurteilung der jeweiligen Verkehrsart nach Finke et al. (1980) erfasst. Aus der ursprünglichen Skala mit sechs Items wurden vier ausgewählt, die die Beurteilung der Attribute "nützlich", "gefährlich", "bequem" und "schädlich für die Umwelt" auf der 5-stufigen Intensitätsskala nach Rohrman (1978) von (1) ,nicht' bis (5) ,sehr' abbilden. Nicht abgefragt wurden die Attribute "interessant" und "üblich für die Gegend". Pretests im Rahmen der Lärmwirkungsstudien der Studiengemeinschaft Schienenverkehr (Griefahn et al., 1999) ergaben, dass diese beiden Attribute für die Befragten mehrdeutig und als Beurteilungskriterium für eine Verkehrsart nicht "passend" erschienen. Sie wurden daher im Rahmen der NORAH-Studie nicht verwendet. Die Beurteilungen zu den verbleibenden vier Items werden nach Prüfung der Konstruktvalidität (mittels KFA) und der internen Konsistenz (Cronbachs

α) zu einem Mittelwertscore pro Verkehrsart zusammengefasst. Die Zusammenfassung erfolgt, wenn die Fit-Indizes der KFA akzeptabel sind und Cronbachs $\alpha > 0,70$ (Bortz & Döring, 2006).

Die Erwartungen zur Entwicklung des Flugverkehrs und seinen Folgen werden hier zu den sozialen Co-Faktoren gezählt, (a) weil Erwartungen zur künftigen Lärmsituation sozial vermittelt werden (u.a. Bröer, 2006) und (b) bereits das über Medien oder sozial vermittelte Wissen über bevorstehende Änderungen der Lärmsituation einen moderierenden Effekt auf die Lärmbelästigung und lärmbedingte Störungen haben kann (Hegner et al., 1997; Schreckenbergs et al., 2013). Dieses Wissen wurde also sozial/medial vermittelt und basiert nicht allein auf individuell eigenen Erfahrungen über bereits erfolgte Änderungen der Lärmsituation.

Im Modul 1 der NORAH-Studie wurden die Erwartungen zum (künftigen) Flughafenbetrieb anhand von vier Aussagen erhoben, zu denen der Grad der Zustimmung mittels der 5-stufigen Intensitätsskala nach Rohrmann (1978) von (1) ‚stimme nicht zu‘ bis (5) ‚stimme sehr zu‘ erfasst wird. Im Einzelnen lauten die Items:

- Der Flughafen fördert die Weiterentwicklung der Region.
- Durch den Flughafenbetrieb kommt es zu einer Wertminderung der Häuser und Grundstücke. (*Wird für die Skalenbildung umkodiert: 6-x mit x = Antwortwert.*)
- Durch den Flughafenbetrieb entstehen neue Arbeitsplätze in der Region.
- Durch den Flughafenbetrieb wird einem der Aufenthalt im Garten, auf der Terrasse oder auf dem Balkon verleidet. (*Wird für die Skalenbildung umkodiert: 6-x mit x = Antwortwert.*)

Die Antworten zu den vier Items (nach Umkodierung von Item 2 und 4) werden nach Prüfung der internen Konsistenz (Cronbachs α und Konstruktvalidität (KFA) zu einem oder mehreren Mittelwertscores der Einstellung zum Flughafenbetrieb zusammengefasst.

Das Vertrauen in das Bemühen von ‚Lärmverantwortlichen‘ bzw. die Umkehrung das mangelnde Vertrauen von Betroffenen gegenüber dem Bemühen von Verantwortlichen (‚*Vertrauen in das Bemühen von Verantwortlichen*‘) hat sich seit der Fluglärmstudie am Flughafen London-Heathrow (McKinnell, 1963) in mehreren Studien zur Lärmwirkung als bedeutsamer Moderator der Lärmbelästigung erwiesen (vgl. Fields, 1993). Job (1988b) betrachtet das *Vertrauen in das Bemühen von Verantwortlichen* vor allem bei Lärmbelastungsänderung als einen der wesentlichen Einflussfaktoren, die zum Change-Effekt in der Belästigung beitragen. Auch in der RDF-Studie (Schreckenbergs & Meis, 2007) erwies sich das Vertrauen in das Bemühen von Verantwortlichen für Fluglärm als bedeutsamer Determinante der Fluglärmbelästigung.

In der NORAH-Studie wird das Vertrauen in das Bemühen von Lärmverantwortlichen mit mehreren Items bezogen auf Fluglärm (in der FRA-Panelstudie und an den Vergleichsflughäfen) sowie auf Straßenverkehrslärm bzw. Schienenverkehrslärm in den entsprechenden

Querschnittsstudien am Flughafen FRA und auch in der Befragung zum Kombinationslärm bezogen auf Flug- und Straßenverkehrslärm bzw. Flug- und Schienenverkehrslärm erfasst. Je nach Lärmquelle wird eine unterschiedliche Anzahl von Items verwendet, um das Vertrauen in quellenspezifisch relevante Institutionen zu erheben (s. Tabelle 4-3). Das Vertrauen in die Lärmverantwortlichen wird auf der 5-stufigen Intensitätsskala nach Rohrmann (1978) von (1) nicht bis (5) sehr erhoben (s. Tabelle 4-3).

Tabelle 4-3. Items zum Vertrauen in das Bemühen von ‚Lärmverantwortlichen‘ bezogen auf Flug-, Straßen- und Schienenverkehrslärm

	Fluglärm	Straßenverkehrslärm	Schienenverkehrslärm
1	Glauben Sie, dass die Flugzeughersteller alles tun, was sie können, um die Belästigung der Bevölkerung durch Fluglärm zu mindern?	Glauben Sie, dass die Autohersteller alles tun, was sie können, um die Belästigung der Bevölkerung durch Straßenverkehrslärm zu mindern?	Glauben Sie, dass die Hersteller von Zügen alles tun, was sie können, um die Belästigung der Bevölkerung durch Schienenverkehrslärm zu mindern?
2	Und die Fluglinien / Fluggesellschaften ...? Glauben Sie, dass die ... alles tun, was sie können, um die Fluglärmbelästigung der Bevölkerung zu mindern.	Und die regionalen Verkehrsunternehmen (ÖPNV)? Glauben Sie, dass die ... alles tun, was sie können, um die Straßenverkehrslärmbelästigung der Bevölkerung zu mindern?	Und die Deutsche Bahn AG ...? Glauben Sie, dass die ... alles tun, was sie können, um die Belästigung durch Schienenverkehrslärm der Bevölkerung zu mindern?
3	Und die Flughafenbetreiber (Fraport AG)	...die kommunalen Behörden	...die regionalen Verkehrsunternehmen (ÖPNV)
4	...die Fluglärmkommission	... dem Hessen Mobil - Straßen- und Verkehrssicherheit (ehem. Hessische Straßen- und Verkehrsverwaltung)	...die kommunalen Behörden
5	...die kommunalen Behörden	...die Bundesanstalt für Straßenwesen	...die Bundesregierung
6	...die Deutsche Flugsicherung	...die Bundesregierung	--
7	...das Forum Flughafen und Region	Und die Autofahrer ...	--
8	... das Land Hessen	--	--
9	... der Fluglärmschutzbeauftragte	--	--
10	... das Bundesamt für Luftfahrt?	--	--
Antwortskala: Glaube ich (1) nicht, (2) wenig, (3) mittelmäßig, (4) ziemlich, (5) sehr			

Obwohl das Vertrauen zu unterschiedlichen Institutionen abgefragt wird, lassen sich die Items gut zu einer Skala des "Vertrauens in Lärmverantwortliche" zusammenfassen. Itemanalysen in früheren Studien ergaben ein Cronbachs $\alpha = 0,80$ bezogen auf Schienenverkehrslärm (Schreckenberg et al., 2001b) und $\alpha = 0,86$ bezogen auf Fluglärm (RDF-Studie, Schreckenberg et al., 2010b). Entsprechend wird in dieser Studie pro Verkehrslärmquelle als Maß für das Vertrauen in Lärmverantwortliche ein Mittelwertscore aus den jeweils 5-10 Items berechnet und jeweils die interne Konsistenz des Scores anhand des Cronbachs α -Werts geprüft. Zusätzlich wird die Konstruktvalidität durch eine KFA geprüft.

Fairness: Als weiterer sozialer Co-Faktor wurde die Fairness einmalig in der ersten Welle der FRA-Panelstudie erhoben. Im Zusammenhang mit Lärmbelästigung wurde das Konzept erstmals von Maris und Kollegen angewandt (Maris, Stallen, Vermunt & Steensma, 2007a, 2007b; Maris, 2008). Die Autoren konnten in experimentellen Laborstudien einen Zusammenhang zwischen erlebter Fairness bzw. Unfairness und der Fluglärmelastigung aufzeigen. Dahinter steht die auf das stresstheoretische Lärmbelastigungsmodell von Stallen (1999) zurückgehende Annahme, dass die wahrgenommene (Un-)Fairness über den intervenierenden Einfluss des Lärmbewältigungsvermögens die Lärmbelastigung beeinflusst. Bartels (Bartels, Müller und Vogt, 2013; Bartels, 2014) hat für eine Feldstudie im Rahmen des EU-Forschungsprojekts COSMA (Community Oriented Solutions to Minimise Aircraft Noise Annoyance) einen Fragenblock zur Erfassung der Fairness entwickelt und bei einer Stichprobe von 55 Personen getestet. Ziel war es, die Fairness-Belastigungs-Assoziation unter ökologisch validen Feldbedingungen zu untersuchen. In Absprache mit der Autorin Susanne Bartels wurden die Items in der ersten FRA-Panelwelle übernommen und auf die Situation am Flughafen FRA angepasst.

Die erlebte Fairness bezüglich des Entscheidungsprozesses zum Flughafenbetrieb wird direkt und indirekt erhoben. Die Itementwicklung für die indirekte Messung der Fairness erfolgte theoriebasiert. Die von Bartels (2014) für das COSMA-Projekt entwickelten und in der NORAH-Studie in angepasster Form übernommenen Items zur Messung der Fairness beziehen sich auf die Erfassung der drei Subskalen der Fairness (indirekte Messung):

- (1) *distributive Fairness (1 Item)*: Eigene Kosten und Nutzen eines Individuums und einer Referenzperson sind gleich verteilt (Adams, 1965);
- (2) *prozedurale Fairness (6 Items)*: Wahrgenommene Fairness von prozeduralen Komponenten eines sozialen Systems, die den Verteilungsprozess regulieren (Leventhal, 1980; Thiebaut & Walker, 1975; Tyler, 2000);
- (3) *informativ Fairness (2 Items)*: Bereitstellung von Erklärungen und Informationen, die Individuen in die Lage versetzen, sich am Entscheidungsprozess zu beteiligen; vgl. Bies und Moag (1986) oder Greenberg, (1993).

Zudem wird die erlebte Fairness bzgl. des Fluglärms insgesamt mit einem Item (direkte Fairness-Messung) erhoben. Tabelle 4-4 zeigt im Überblick die verwendeten Items sowie ihre postulierte Dimensionszugehörigkeit nach Bartels (2014).

Die Werte der Subskalen "prozedurale Fairness" und "informativ Fairness" werden jeweils als Mittelwertscores aus den Einzelitem-Antworten gebildet. Die Dimensionalität der neun Fairness-Items (ohne die 10. Gesamtfairness-Frage) wird im Rahmen einer explorativen Faktorenanalyse (Hauptachsenanalyse mit Promax-Rotation) überprüft. Es wird eine 3-faktorielle Faktorenlösung mit den Faktoren "distributive Fairness, "prozedurale Fairness" und "informativ Fairness" erwartet.

Anschließend wird die Konstruktvalidität und die interne Konsistenz dieser beiden Skalen sowie der aus den Items aller drei Subskalen zusammengefassten kombinierten Fairness-Skala mit Hilfe einer KFA und der Cronbachs α -Berechnung geprüft.

Tabelle 4-4. Zur Messung der Fairness verwendete Items in der COSMA- und NORAH-Studie

Nr.	Dimension Fairness	Item in COSMA-Studie (vgl. Bartels, 2014)	Item in NORAH-Modul 1 (Änderungen in rot)	Grund für Änderung in Absprache mit Autorin
1.	Distributiv	Der Fluglärm ist gerecht auf alle Anwohner verteilt.	Ich finde, dass der Fluglärm vom Flughafen Frankfurt gerecht verteilt ist.	Spezifizierung, da es um den Flughafen Frankfurt und seinen Ausbau geht
2.	Prozedural	Wenn Entscheidungen zum Fluglärm getroffen werden, habe ich Möglichkeiten, den Verantwortlichen meine Ansichten mitzuteilen.	Wenn Entscheidungen zum Fluglärm getroffen werden, habe ich Möglichkeiten, den Verantwortlichen meine Ansichten mitzuteilen.	
3.	Prozedural	Wenn Entscheidungen zum Fluglärm getroffen werden, kann ich Einfluss nehmen auf die Ergebnisse des Entscheidungsprozesses.	Wenn Entscheidungen zum Fluglärm getroffen werden, kann ich auf die Ergebnisse des Entscheidungsprozesses keinen Einfluss nehmen. (R)	Wechsel der Positiv-/Negativausrichtung zwecks Reliabilitätserhöhung und Reduzierung einseitiger Antworttendenzen
4.	Prozedural	In den Entscheidungsprozessen werden die Interessen einiger Anwohner stärker berücksichtigt als die Interessen anderer Anwohner.	In den Entscheidungsprozessen werden die Interessen einiger Anwohner stärker berücksichtigt als die Interessen anderer Anwohner. (R)	
5.	Prozedural	Bevor Entscheidungen zum Fluglärm gefällt werden, werden ausreichend Informationen herangezogen.	Bevor Entscheidungen zum Fluglärm gefällt werden, informieren sich die Verantwortlichen ausreichend.	Aktive Formulierung zwecks besserer Verständlichkeit
6.	Prozedural	In den Entscheidungsprozessen werden Entscheidungen häufig auf der Basis von falschen Informationen gefällt.	In den Entscheidungsprozessen fällen die Verantwortlichen Entscheidungen häufig auf der Basis von falschen Informationen. (R)	Aktive Formulierung zwecks besserer Verständlichkeit
7.	Prozedural	Ich habe Möglichkeiten gegen Entscheidungen, die meiner Ansicht nach falsch sind, Berufung einzulegen.	Ich habe Möglichkeiten, gegen getroffene Entscheidungen, die ich für falsch halte, vorzugehen.	Vereinfachung und Spezifizierung, dass es sich um getroffene Entscheidungen handelt
8.	Informatorisch	Entscheidungen zum Fluglärm werden mir im Allgemeinen ausführlich erläutert und begründet.	Entscheidungen zum Fluglärm werden mir im Allgemeinen ausführlich erläutert und begründet.	
9.	Informatorisch	Ich werde über getroffene Entscheidungen häufig lange im Unklaren gelassen.	Ich werde über getroffene Entscheidungen häufig lange im Unklaren gelassen. (R)	
10.	-	Insgesamt betrachtet, fühle ich mich im Hinblick auf den Fluglärm fair behandelt.	Wenn Sie jetzt einmal alles zusammen betrachten, was wir eben besprochen haben, wie fair fühlen Sie sich dann insgesamt im Hinblick auf Fluglärm am Frankfurter Flughafen behandelt?".	Anpassung Formulierung der globalen Fairnessfrage an globale Belästigungsfrage

Anmerkung. Antwortskala bei Items 1-9: stimme (1) nicht, (2) wenig, (3) mittelmäßig, (4) ziemlich, (5) sehr zu. Antwortskala Item 10: Fühle mich (1) nicht, (2) wenig, (3) mittelmäßig, (4) ziemlich, (5) sehr fair behandelt. (R) = Recodierung erforderlich, da die Itemformulierung Invertiert (negativ) ist. Recodierung: $x_{rec} = 6 - x$ mit x = Antwortwert der 5-stufigen Zustimmungsskala; rote Schrift = Änderung gegenüber der Itemformulierung in der COSMA-Studie.

4.2.2.2 Personenbezogene Co-Determinanten

Lärmbewältigungsvermögen: Die in dieser Studie zum Lärmbewältigungsvermögen verwendeten sechs Items entstammen der Studie von Finke et al. (1980). Die Autoren verstehen darunter die "Fähigkeit, eine Lärmbelastung entweder instrumentell, durch Verhaltensmaßnahmen oder durch kognitive Umbewertungen zu bewältigen" (Finke et al., 1980, S. 94). Die sechs Items lauten:

1. Ich kann mich gegen Lärm ganz gut schützen.
2. Wenn es mir zu laut wird, mache ich einfach die Fenster zu, und dann stört es mich nicht mehr.
3. Manchmal fühle ich mich dem Lärm richtig ausgeliefert.
4. Den Lärm hier höre ich schon gar nicht mehr.
5. Wenn es sehr laut wird, schalte ich einfach ab.
6. Ich habe mich damit abgefunden, dass der Lärm nun mal da ist.

Von den Autoren durchgeführte Faktoranalysen (Guski et al., 1978) ergaben keine Differenzierung der Items der Skala zum Lärmbewältigungsvermögen in Subdimensionen (z. B. wäre eine Unterscheidung nach Art der Bewältigung: instrumentell, verhaltensbezogen, kognitiv denkbar). In der NORAH-Studie wird die Konstruktvalidität der Skala faktoranalytisch (EFA, KFA) geprüft und pro identifiziertem Faktor die interne Konsistenz. Bei akzeptablen Fit-Indizes und einem Cronbachs α -Wert $> 0,7$ wird für jede Skala ein Mittelwertscore gebildet, der in die anschließenden Analysen eingeht.

Lärmempfindlichkeit: Die individuelle Lärmempfindlichkeit ist Co-Faktor/Moderator nicht allein der Lärmbelästigung (Miedema & Vos, 2003; van Kamp et al., 2004), sondern auch anderer Lärmwirkungen wie Schlafstörungen (Marks & Griefahn, 2007; Öhrström & Bjorkman, 1988) und Beeinträchtigung kognitiver Leistungen (Belojević et al., 1992). Lärmempfindlichkeit ist mit physischen und psychischen Gesundheitsbeschwerden assoziiert (Heinonen-Guzejev et al., 2007; Iwato, 1984). Die Lärmempfindlichkeit stellt keine Reaktion auf Lärm dar. Sie gilt als stabile Eigenschaft, Einstellung oder als innerer Zustand eines Individuums (Job, 1999), welche die psychische und physische Reaktionsbereitschaft auf Lärm erhöht. Zwillingsuntersuchungen von Heinonen-Guzejev et al. (2005) lassen vermuten, dass Lärmempfindlichkeit genetische Komponenten besitzt. Die Lärmempfindlichkeit ist zudem mit Persönlichkeitseigenschaften korreliert wie Introversion/Extraversion (Dornic & Ekehammar, 1990; Öhrström, Björkman & Rylander, 1988), Neurotizismus (Amann, Lercher, Weichbold & Eisenmann, 2007; Stansfeld, 1992) oder negative Affektivität (Smith et al., 2002).

Als Persönlichkeitskomponente sollte die Lärmempfindlichkeit nicht mit der Lärmexposition korreliert sein. Im Modul 1 der NORAH-Studie wird die Lärmempfindlichkeit durchgängig in allen Stichproben in Form einer Selbsteinschätzung (1 Item) sowie ergänzend teilweise mit der Kurzform des 36 Items umfassenden NoiSeQ (Noise Sensitivity Questionnaire; Schütte et al., 2007), kurz: NoiSeQ-R (*NoiSeQ-Reduced*) erhoben. Der NoiSeQ-R besteht aus 12 Items zur Erfassung der Empfindlichkeit gegenüber Geräuschen insgesamt sowie in den Lebensbereichen Schlaf, Arbeit und Wohnen mit je 4 Items plus einem Item zur Selbstein-

schätzung der Lärmempfindlichkeit (s. Tabelle 4-5, S. 68). Die interne Konsistenz des Gesamtscores aus den 12 Einzelitems beträgt nach Griefahn (2008) $\alpha = 0,87$, die Test-Retest-Reliabilität variiert im Bereich $0,66 \leq r_{tt} \leq 0,74$ für eine Zeitspanne zwischen 1 und 37 Monate. Vom NoiSeQ-R liegen übersetzte Versionen in 10 Sprachen vor (<http://www.ifado.de/silence/>). Im NoiSeQ-R wird der Grad der Zustimmung zu insgesamt 13 Aussagen auf einer Skala von 0 (stimmt gar nicht) bis 3 (stimmt genau) abgefragt. Das Item Nr. 7 ("Ich bin geräuschempfindlich") gilt als Kontroll-Item und wird in die Mittelwert-Scorebildung nicht einbezogen.

Tabelle 4-5. Items der Kurzform des Noise Sensitivity Questionnaires (NoiSeQ-R)

Nr.	Item	Antwortskala
1.	Gesunder Schlaf ist für mich nur in absolut ruhiger Umgebung möglich.	(3) Stimmt genau (2) Stimmt eher (1) Stimmt eher nicht (0) Stimmt gar nicht
2.	Neue Aufgaben kann ich nur in leiser Umgebung bearbeiten.	
3.	Ich kann mich schnell an Lärm in meiner Wohnumgebung gewöhnen.	
4.	Ich werde sehr unruhig, wenn ich beim Einschlafen jemanden reden höre.	
5.	Ich bin sehr empfindlich gegenüber Geräuschen aus meiner Nachbarschaft.	
6.	Wenn Personen um mich herum laut sind, komme ich mit meiner Arbeit nicht voran.	
7.	Ich bin geräuschempfindlich.	
8.	Meine Leistung wird durch eine große Geräuschkulisse stark beeinträchtigt.	
9.	Wenn es nachts laut ist, bin ich morgens unausgeschlafen.	
10.	Es würde mir nichts ausmachen, an einer lauten Straße zu wohnen.	
11.	Für eine ruhige Wohnlage nehme ich andere Nachteile in Kauf.	
12.	Für anstrengende Arbeiten brauche ich äußerste Ruhe.	
13.	Ich kann einschlafen, obwohl es laut um mich herum ist.	

Es galt, die Länge der Fragebögen für die verschiedenen Erhebungswellen in dieser Studie 1 in Grenzen zu halten. Deshalb wurde der NoiSeQ-R in der FRA-Panelstudie nur im Vorfeld zur ersten Welle in 2011 im Kontext der auch für Modul 2 vorgenommenen Initialisierungs-Befragungen sowie im Short Survey 1 (Frühjahr 2012) erhoben. Das Selbsteinschätzungs-Item Nr. 7 ist das Item, mit dem in sämtlichen Teilstichproben dieser Studie die Lärmempfindlichkeit erhoben wurde und das in sämtlichen Expositions-Wirkungsanalysen verwendet wird. Die Güte der Abbildungen der Lärmempfindlichkeit mit diesem Item wird im Rahmen einer Sensitivitätsanalyse durch Vergleich mit den vorhandenen NoiSeQ-R-Scores abgeschätzt. Dabei erfolgt auch eine psychometrische Prüfung der NoiSeQ-Scores.

Gesundheitsbezogene Risikofaktoren: Als Einfluss- bzw. Risikofaktoren der gesundheitsbezogenen Lebensqualität werden körperliche Aktivität/Sport, das Rauchverhalten

(Lampert et al., 2013a), der Alkoholkonsum (Jiang & Hesser, 2006) und der Body-Mass-Index (Ford et al., 2001) erhoben.

Das Rauchverhalten wird über die Angabe der Häufigkeit (täglich, gelegentlich, nicht mehr, nie geraucht) und - bei gelegentlich oder täglich Rauchenden - die durchschnittliche Zahl der Zigaretten pro Tag erfasst. Für die Auswertungen zu vaskulären Erkrankungen wird das Rauchverhalten anhand der Häufigkeitsfrage berücksichtigt.

Körperliche Aktivität wird über die Frage erhoben, ob in den letzten 12 Monaten Sport getrieben wurde und wenn ja, wie viele Stunden pro Woche. Unterschieden werden in der Häufigkeit der körperlichen Aktivität die drei Stundenkategorien und die Kategorie "keine sportliche Betätigung". Die Antworten zu den beiden Fragen werden zu einer vierstufigen Antwortskala zusammengefasst:

- kein Sport in den letzten 12 Monaten,
- weniger als 2 Stunden pro Woche,
- 2-4 Stunden pro Woche,
- mehr als 4 Stunden pro Woche.

Der Body-Mass-Index BMI wird anhand der Größen und Gewichtsangaben gebildet ($BMI = \text{Gewicht in kg} / (\text{Körpergröße in m})^2$). Alter und Geschlecht werden bei der Kategorisierung des BMI nicht berücksichtigt. Der BMI-Wert fließt als kontinuierlicher Wert in die Auswertungen ein.

4.2.2.3 Situative Co-Determinanten

Wohnbedingungen, Fensterart und -stellung, Schallschutzmaßnahmen: Zu den erhobenen Wohnbedingungen, die in die Expositions-Wirkungsanalysen einfließen, zählen die Wohndauer (in Jahren) und die Stunden außer Haus als Maß für die Expositionsdauer und -intensität. Weitere Fragen beziehen sich auf die Wahrnehmung und Bewertung von passiven und aktiven Schallschutzprogrammen, zu denen ergänzende, deskriptive Ergebnisse berichtet werden.

Die Wohndauer in Jahren wird über die Erfassung des Einzugsjahres bestimmt. Bei einer Wohndauer unter einem Jahr wird zusätzlich der Einzugsmonat erhoben. Zu den Lärmschutzmaßnahmen wird gefragt, ob Lärmschutzmaßnahmen am Gebäude durchgeführt wurden und wie zufrieden die Befragten damit sind; die Zufriedenheit wird mit der o.g. 5-stufigen Intensitätsskala nach Rohrman (1978) erfasst. Weiterhin wird die Inanspruchnahme des vom Flughafen finanzierten passiven Schallschutzprogramms mit den Antwortmöglichkeiten ja/nein erhoben; am Flughafen FRA wird zusätzlich nach Teilnahme am

CASA-Programm³ gefragt. Vom Expertengremium 'Aktiver Schallschutz' des Forums Flughafen und Region Frankfurt (2010) wurden Maßnahmen des aktiven Schallschutzes zur Minderung des Fluglärms geplant, die sukzessiv am Flughafen umgesetzt werden. Die Befragten werden hierzu in einer offenen Frage nach der Kenntnis dieses Maßnahmenpakets und - bei Zustimmung - nach der Bewertung ihrer positiven Wirkung auf die eigene Wohnsituation anhand der 5-stufigen Rohrmann-Intensitätsskala gefragt.

Verkehrslärmexposition durch eine oder mehrere andere Quellen: Die Verkehrsgeschäusbelastungsmaße der jeweils interessierenden Verkehrslärmquelle stellen in den Analysen die Expositionsvariablen dar. Bei der Analyse der Wirkung des Lärms *eines* Verkehrsträgers (z. B. Fluglärm) sind allerdings die Geräuschbelastungen der übrigen Verkehrslärmquellen (z. B. Straßen-/Schienenverkehrslärm) mögliche Confoundervariablen für die quellenspezifischen Belästigungs- und Störungsreaktionen sowie für die weiteren betrachteten Outcomes.

4.2.3 Soziodemographie, sonstige Kontrollvariablen

Die erhobenen soziodemografischen Variablen dienen einerseits der Stichprobenbeschreibung, andererseits werden insbesondere Geschlecht, Alter, der sozioökonomische Status und der Migrationshintergrund als potenzielle Confounder in die Expositions-Wirkungsanalysen einbezogen.

Zu den nach den demografischen Standards des Statistischen Bundesamtes (2010) erfassten soziodemografischen Variablen zählen:

- *Geschlecht:* männlich, weiblich;
- *Alter:* Geburtsjahr zur Ermittlung des Lebensalters (Interviewjahr minus Geburtsjahr). Das Alter fließt als kontinuierliche Variable in die Expositions-Wirkungsanalysen ein, Vergleiche mit Populationswerten erfolgen anhand von Alterskategorien;
- *Migrationshintergrund:* Geburtsland (der befragten Person, der Mutter, des Vaters). Die Variable Migrationshintergrund wird wie folgt kodiert (vgl. Schenk et al., 2006):
 - 0 = kein Migrationshintergrund;

³ Angebot der Fraport AG an betroffene Eigentümer, ihre direkt in der Einflugschneise (Kernzone) der neuen Landebahn Nordwest befindlichen Wohnimmobilie zum Verkehrswert zu erwerben. Eigentümer, die ihre Wohnimmobilie nicht verkaufen möchten, haben alternativ die Möglichkeit, einen Ausgleichsbetrag von der Fraport AG zu erhalten.

- 1 = einseitiger Migrationshintergrund: Mindestens ein Elternteil ist im Ausland geboren;
- 2 = zweiseitiger Migrationshintergrund, Typ 1: Befragungsperson UND 1 Elternteil sind im Ausland geboren;
- 3 = zweiseitiger Migrationshintergrund, Typ 2: Befragungsperson und beide Elternteile im Ausland geboren.
- Aus dieser vierkategorialen Variable wird im weiteren Schritt eine dichotome Variable gebildet mit den Kategorien 1 = "Migrationshintergrund vorhanden" (Zusammenfassung der Stufen 1 bis 3) und 0 = "kein Migrationshintergrund vorhanden";
- *Familienstand*: verheiratet, zusammenlebend; verheiratet, getrennt lebend; ledig, allein lebend; ledig, in fester Beziehung lebend; geschieden; verwitwet
- *Haushaltsgröße*: Anzahl Personen im Haushalt gesamt, Anzahl Kinder (< 14 Jahre), Jugendlicher (14 - 18 Jahre), Anzahl Erwachsener (> = 18 Jahre);
- *Bildung*: höchster erreichter Schulabschluss, Berufsausbildung;
- *Erwerbstätigkeit*: 14 Kategorien zur Erwerbstätigkeit;
- *Berufliche Position*: Subgruppen der Kategorien Arbeiter(in), Angestellte(r), Selbständige(r), Beamte/Beamtin;
- *Einkommen*: Haushaltsnettoeinkommen in den Kategorien: < 1.250 €, 1.250 bis unter 1.750 €, 1.750 bis unter 2.250 €, 2.250 bis unter 3.000 €, 3.000 bis unter 4.000 €, 4.000 bis unter 5.000 €, 5.000 € und mehr.

Der Scheuch-Winkler-Index SWI als Maß des sozioökonomischen Status setzt sich aus drei Komponenten zusammen (Winkler & Stolzenberg, 1999, 2009): Bildungsindex (höchster Schulabschluss, berufliche Bildung), Berufsindex (berufliche Position) und Einkommensindex (Haushaltsnettoeinkommen). Der SWI wird berechnet, wenn Werte zu mindestens zwei der drei Teilindizes vorliegen, wobei ein fehlender Teilindexwert durch den Mittelwert der vorhandenen Teilwerte imputiert wird. Bildungs-, Berufs- und Einkommensindex können je einen Punktwert von 1 bis 7 erreichen, aufaddiert ergibt sich ein SWI-Wert im Wertebereich von 3 bis 21 Punkten. Tabelle 4-6 zeigt die Punkteverteilung pro Teilkomponente des SWI Bildung, Haushaltsnettoeinkommen und berufliche Position (Winkler & Stolzenberg, 2009).

Die SWI-Werte werden sodann zusätzlich drei Kategorien zugeordnet (Winkler & Stolzenberg, 1999):

- niedrig: SWI-Werte 3-8

- mittel: SWI-Werte 9-14
- hoch: SWI-Werte 15-21

Für die Expositions-Wirkungsmodelle werden die kontinuierlichen SWI-Werte verwendet, in deskriptiven Darstellungen werden ergänzend zur besseren Übersicht die SWI-Kategorien benutzt.

Tabelle 4-6. Punkteverteilung pro Teilkomponente des Scheuch-Winkler-Index (SWI) nach Winkler & Stolzenberg (2009)

Punkte pro Teil-index	Bildung (Schulabschluss, berufl. Qualifikation)		Ein-kommen	berufliche Position
1	Noch kein Schulabschluss	oder	bis unter 1.250 €	Schüler, Student oder Auszubildender
	Realschule/mittl. Reife Polytechnische Oberschule (POS)/10. Kl., Fachschule Fachhochschulreife, Fachoberschule ohne Schulabschluss	und		
2	Hauptschul-/Volksschule, POS 8. Klasse anderer Schulabschluss ohne Schulabschluss	und	1.250 bis unter 1.750 €	Angelernter oder gelernter Arbeiter Facharbeiter selbständiger Landwirt/ Genossenschaftsbauer
3	Realschule/mittlere Reife	und	1.750 bis unter 2.250 €	Vorarbeiter Meister mit einfacher Tätigkeit mithelfender Familienangehöriger
4	POS/10. Kl., Fachschule Fachhochschulreife, Fachoberschule	und	2.250 bis unter 3.000 €	mit qualifizierter Tätigkeit, angestellter Industrie-/Werkmeister mittlerer Dienst

Punkte pro Teil-index	Bildung (Schulabschluss, berufl. Qualifikation)			Ein-kommen	berufliche Position
			dung		
5	Abitur/Erweiterte Oberschule (EOS)/allg. fachgebundene Hochschulreife	und	berufl.-betriebl. Berufsausbildung (Lehre) berufl.-schul. Ausbildung Ausbildung an einer Fachschule anderer Berufsschulabschluss kein Berufsschulabschluss noch in beruflicher Ausbildung	3.000 bis unter 4.000 €	sonstiger Selbständiger mit bis zu 9 Mitarbeitern/Partnern
6			Fachhochschulabschluss, Ingenieurschule (nach Lampert et al., 2013b: plus Bachelor FH/Uni)	4.000 bis unter 5.000 €	mit hochqual. Tätigkeit oder Leitungsfunktion Freiberufl. selbständiger Akademiker gehobener Dienst
7			Universitäts- oder Hochschulabschluss (nach Lampert et al., 2013b: Master/Magister, Diplom, Promotion)	5.000 € und mehr	mit umfassender Führungstätigkeit u. Entscheidungsbefugnisse sonstiger Selbständiger mit 10 und mehr Mitarbeitern/Partner höherer Dienst

Weitere Kontrollvariablen sind:

- *Mediennutzung* - Diese Fragen werden im Rahmen der Zusatzstudie "Begleitende Medien-Inhaltsanalyse" (Guski, Peschel & Wothge, 2015) ausgewertet:
 - Häufigkeit der Suche nach / Aufnahme von Information zum Flughafen in Zeitungen, im Fernsehen, im Radio oder im Internet. 6-stufig: [1] Gar nicht, [2] seltener als 1x im Monat, [3] 1x im Monat, [4] 1x pro Woche, [5] mehr als 1x pro Woche, [6] täglich
 - Bevorzugte Quellen zur Information über den Flughafen. 5 Kategorien: Zeitung, Radio, Fernsehen, Internet, andere Quellen (offene Nennung).

4.3 Non-Responder-Befragung

In allen Erhebungen des Modul 1 wurde bei Ausfall die Art des Teilnahmeausfalls erfasst, bei Verweigerung wurde nach den Gründen dafür gefragt. Seit 2012 wurden im Rahmen von sogenannten Non-Responder-Befragungen über den Verweigerungsgrund hinaus folgende Variablen erhoben:

- Jeweils Belästigung durch Flug-, Schienen- und Straßenverkehrslärm, erhoben mit 5-stufiger Antwortskala nach ISO/TS-15666-Norm
- Geschlecht
- Geburtsjahr
- höchster Schulabschluss

In den Erhebungsphasen gelangte eine Person in den "Non-Responder-Befragungsmodus", wenn sie zu Beginn eines Telefoninterviews angab, an der Befragung nicht teilnehmen zu wollen. Wie die Hauptbefragungen wurden die Non-Responder-Befragungen über das CATI-System (computer aided telephone interview-System) des SUZ gesteuert.

5 Hypothesen zur Wirkung von Verkehrslärm auf Belästigung und Lebensqualität

Aus dem dargestellten theoretischen Hintergrund werden im Hinblick auf die Aufgabenstellung für Modul 1 zu den erhobenen Daten die folgenden zu prüfenden Hypothesen formuliert. Als statistisches Signifikanzniveau wird ein $\alpha = 5\%$ festgelegt, wo möglich werden Effektstärkemaße mit angegeben.

5.1 Zeitvergleich - Hypothesen zur Wirkung von Fluglärm bei ausbaubedingten Flugverkehrsänderungen

Bedingt durch die NW-Bahneröffnung am Flughafen FRA - und damit verbunden die Änderungen von Flugrouten und die Einführung von aktiven (flugbetrieblichen) Schallschutzmaßnahmen - finden am Flughafen Veränderungen in der Exposition durch Fluglärm statt. Es kommt je nach Wohnlage zu Be- und Entlastungen, in einigen Wohnlagen bleibt die Fluglärmexposition im Bereich plus/minus 2 dB unverändert.

Insgesamt wird erwartet, dass sich am Flughafen FRA im zeitlichen Verlauf in den Beeinträchtigungsreaktionen auf Fluglärm vor und nach Eröffnung der NW-Landebahn der eingangs vorgestellte "Change"-Effekt (Brown & van Kamp, 2009) zeigt. Die Wirkung von Expositionsänderungen wurde bislang vor allem für die Wirkungsbereiche Lärmbelästigung sowie Schlafstörungen untersucht, seltener für Störungen am Tage (Ruhe, Kommunikation), vegetative Reaktionen (Herzrate), Leistung, Wohlbefinden bzw. Lebensqualität (vgl. Laszlo et al., 2012). Der sogenannte Change-Effekt wurde dabei vor allem für den Wirkungsbereich "Belästigung" und insbesondere bezogen auf Straßenverkehrslärm nachgewiesen (Brown & van Kamp, 2009a, 2009b; Laszlo et al., 2012; van Kamp & Brown, 2013).

Im Modul 1 wird der Change-Effekt für die folgenden abhängigen Variablen untersucht:

- Fluglärmbelästigung in den letzten 12 Monaten (Mittelwert, %HA-Anteil);
- berichtete Schlafstörungen in den letzten 12 Monaten (Mittelwert, %HSD-Anteil);
- Gesundheitsbezogene Lebensqualität (SF8): physischer und psychischer Summenscore (Mittelwert).

Diese werden in den nachfolgenden Hypothesen zusammenfassend als "Beeinträchtigung" (Beeinträchtigung durch Fluglärm, Beeinträchtigungsreaktionen, ...) bezeichnet. Die Schlafstörungen und Schlafqualität werden mit dem nächtlichen auf Flugverkehrsgeräusche bezogenen Mittelungspegel $L_{pAeq,22-06h}$ in Beziehung gesetzt, alle übrigen Beeinträchtigungsvariablen mit dem 24-Stundenmittelungspegel $L_{pAeq,24h}$. Beide Kenngrößen werden nachfolgend als Luftverkehrsgeräuschpegel oder Luftverkehrsgeräuschexposition bezeichnet.

Datenbasis sind die Erhebungsdaten der FRA-Panelstudie, im Einzelnen:

- vor Eröffnung der NW-Bahn (t_1): Befragungsdaten der 1. Erhebungswelle in 2011 und Expositionsdaten des 12-Monatszeitraums Oktober 2010 bis September 2011.
- ca. 9 - 12 Monate nach Eröffnung der NW-Bahn (t_2): Befragungsdaten der 2. Erhebungswelle in 2012 und Expositionsdaten des 12-Monatszeitraums Oktober 2011 bis September 2012.
- ca. 21 - 24 Monate nach Eröffnung der NW-Bahn (t_3): Befragungsdaten der 3. Erhebungswelle in 2013) und Expositionsdaten des 12-Monatszeitraums Oktober 2012 bis September 2013.

Die Hypothesen beziehen sich auf die Gesamtheit von Flughafenanrainern an einem Flughafen in Maßnahmen-bedingter Änderungssituation und lauten:

- H1. Das Ausmaß der Beeinträchtigung durch Fluglärm weist zu allen Messzeitpunkten t_1 bis t_3 eine positive Korrelation mit der Luftverkehrsgeräuschexposition, auf: $r(\text{Beeinträchtigung, Exposition}) > 0$. Ausgehend von bisherigen Lärmwirkungsstudien (vgl. u.a. Brink, 2014) werden für das Belästigungs- und Schlafstörungserleben Korrelationen in Höhe von $r > 0,30$ erwartet, für die Lebensqualität werden kleinere Effekte angenommen (vgl. u.a. Bullinger et al., 2003) .
- H2. Zum Zeitpunkt t_2 ist der Expositions-Wirkungszusammenhang für Beeinträchtigungsreaktionen gegenüber dem Zusammenhang zum Zeitpunkt t_1 "verschoben" (Change-Effekt, vgl. Brown & van Kamp, 2009). Es wird dabei von einem "relevanten" Change-Effekt ausgegangen, wenn der Change-Effekt den Effekt der Wirkungsänderung um mindestens 1 dB übersteigt, der sich aus der reinen Geräuschpegeländerung unter Berücksichtigung der Berechnungsunsicherheit ergibt.
- a. Bei lokaler Reduzierung in der Flugverkehrsgeräuschbelastung t_2 gegenüber t_1 ($L_{t_2} - L_{t_1} < -2$ dB) ist - bei Adjustierung nach Geräuschpegel - die Fluglärmbeeinträchtigung zum Zeitpunkt t_2 statistisch signifikant geringer als zum Zeitpunkt t_1 : Beeinträchtigung durch Fluglärm $t_2 < t_1$.
 - b. Bei lokaler Erhöhung in der Flugverkehrsgeräuschbelastung t_2 gegenüber t_1 ($L_{t_2} - L_{t_1} > 2$ dB) ist - bei Adjustierung nach Geräuschpegel - die Beeinträchtigung zum Zeitpunkt t_2 statistisch signifikant höher als zum Zeitpunkt t_1 : Beeinträchtigung durch Fluglärm $t_2 > t_1$.
- H3. Es wird angenommen, dass der Change- bzw. "Überschuss"-Effekt in den Beeinträchtigungsreaktionen längerfristig besteht. Das heißt, zum Zeitpunkt t_3 ist der "Überschusseffekt" in den Beeinträchtigungsreaktionen auf den Fluglärm in Richtung der Expositionsänderungen seit NW-Bahneröffnung im Vergleich zu den Beeinträchtigungsreaktionen zum Zeitpunkt t_1 noch vor-

handen, ggf. aber etwas abgeschwächt. Daher wird analog zu den Hypothesen H2a bis H2d für die Beeinträchtigungen durch Fluglärm zum Zeitpunkt t3 vermutet:

- a. Bei lokaler Reduzierung in der Flugverkehrsgeräuschbelastung t3 gegenüber t1 ($L_{t3} - L_{t1} < -2$ dB) ist - bei gegebenem Geräuschpegel - die Fluglärmbeeinträchtigung zum Zeitpunkt t3 statistisch signifikant geringer als zum Zeitpunkt t1: Beeinträchtigung durch Fluglärm t3 < t1.
- b. Bei lokaler Erhöhung in der Flugverkehrsgeräuschbelastung t3 gegenüber t1 ($L_{t3} - L_{t1} > 2$ dB) ist - bei gegebenem Geräuschpegel - die Beeinträchtigung zum Zeitpunkt t3 statistisch signifikant höher als zum Zeitpunkt t1: Beeinträchtigung durch Fluglärm t3 > t1.

5.2 Standortvergleich - Hypothesen zur Wirkung von Fluglärm an verschiedenen Flughafenstandorten

Die Veränderung der Expositions-Wirkungsbeziehung bedingt durch den Flughafenausbau und der dabei vermutete Change-Effekt wird nicht nur im Längsschnitt am Flughafen FRA, sondern auch im Querschnittsvergleich mit Expositions-Wirkungsfunktionen an anderen Flughäfen untersucht. Die Flughäfen CGN und STR stehen dabei für Bestandsflughäfen mit höherem Nachtfluganteil (CGN) sowie ohne Nachtflugverkehr (STR). Der noch zu eröffnende Flughafen BER ist zum Zeitpunkt der Erhebungen in 2012 ein Flughafen mit Änderungskontext in der Vorher-Situation.

Standortvergleichend werden folgende Hypothesen bezogen auf die abhängigen Variablen geprüft:

- Fluglärmbelastung in den letzten 12 Monaten (Mittelwert, %HA-Anteil);
- berichtete Schlafstörungen in den letzten 12 Monaten (Mittelwert, %HSD-Anteil);
- Gesundheitsbezogene Lebensqualität (SF8): physischer und psychischer Summenscore (Mittelwert).

(zusammenfassend: Beeinträchtigung durch Fluglärm).

- H4. An allen Flughäfen besteht eine positive Korrelation zwischen der Beeinträchtigung durch Fluglärm und der Luftverkehrsgeräuschexposition: r (Beeinträchtigung, Exposition) > 0.
- H5. Die Beeinträchtigung durch Fluglärm wird am Flughafen FRA aufgrund der Ausbausituation im Vergleich zur Beeinträchtigung an den Bestandsflughäfen CGN und STR bei gegebener Luftverkehrsgeräuschexposition ($L_{pAeq,24h}$) höher ausgeprägt sein. Dieser Effekt gilt zu allen Messzeitpunkten, das heißt 6 - 12

Monate und 18 - 24 Monate nach Eröffnung der NW-Bahn sowie - aufgrund der Assoziation zwischen Fluglärmbeeinträchtigung und negativen Zukunftserwartungen (Schuemer & Schreckenber, 2000; Schreckenber & Meis, 2006) bzw. der wahrgenommenen Fairness bzgl. der Entscheidungsprozesse zum Flugverkehr am Flughafen (Bartels, 2014) - bereits auch vor Eröffnung der NW-Bahn.

c. Beeinträchtigung $FRA_{t_1,t_2,t_3} >$ Beeinträchtigung CGN

d. Beeinträchtigung $FRA_{t_1,t_2,t_3} >$ Beeinträchtigung STR

H6. Auch für die Erhebung in der Region am Flughafen BER vor dessen Eröffnung gilt aufgrund des Erwartungseffekts, dass die Fluglärmbeeinträchtigung bei gegebener Luftverkehrsgeräuschexposition im Vergleich zu der an den Bestandsflughäfen CGN und STR höher ausfällt.

e. Beeinträchtigung BER $>$ Beeinträchtigung CGN

f. Beeinträchtigung BER $>$ Beeinträchtigung STR

5.3 Quellenvergleich - Hypothesen zur Wirkung des Lärms verschiedener Verkehrsarten

5.3.1 Hypothesen zum Vergleich der Beeinträchtigung durch den Lärm einzelner Verkehrsarten

Es ist bekannt, dass bei gleichem Mittelungs- bzw. Beurteilungspegel die Lärmbelästigung (Miedema & Vos, 1998; Miedema & Oudshoorn, 2001; Janssen & Vos, 2009) und berichteten Schlafstörungen (Miedema & Vos, 2007) je nach Verkehrsart unterschiedlich ausfallen: Danach ist der Fluglärm belästigender und schlafstörender als Straßenverkehrslärm und der wiederum belästigender und schlafstörender als Schienenverkehrslärm. Allerdings gilt diese Reihenfolge in der Beeinträchtigung nicht für sämtliche Wirkungsbereiche. Aus Untersuchungen zum Vergleich der Belästigung durch Schienen- und Straßenverkehrslärm ist z. B. bekannt, dass je nach Art der gestörten Aktivität unterschiedliche Ausmaße, teilweise sogar Richtungsunterschiede, in quellenbezogenen Differenzen der Beeinträchtigungen vorliegen. So stört z. B. der Schienenverkehrslärm stärker die Kommunikation als der Straßenverkehrslärm, während Lärmbelästigung und erfragte Schlafstörungen beim Schienen- geringer als beim Straßenverkehrslärm ausfallen (IF-Studie, 1983, Möhler et al., 2000).

Im Modul 1 der NORAH-Studie wird die Beeinträchtigung durch die Lärmbelastung aus den drei Verkehrsarten Flug-, Schienen- und Straßenverkehr anhand folgender abhängigen Variablen untersucht:

- Quellenspezifische Belästigung in den letzten 12 Monaten (Mittelwert, %HA-

- Anteil) durch den Lärm von (a) Flug-, (b) Schienen- und (c) Straßenverkehr;
- Quellenspezifische berichtete Schlafstörungen in den letzten 12 Monaten (Mittelwert, %HSD-Anteil) durch (a) Flug-, (b) Schienen- und (c) Straßenverkehr;
- (Quellenunspezifische) gesundheitsbezogene Lebensqualität (SF8): physischer und psychischer Summenscore (Mittelwert).

Datenbasis sind die Erhebungen am Flughafen FRA im Jahr 2012: zweite Panelwelle, und Querschnittsstudien zum Straßen- und Schienenverkehrslärm.

Die Hypothesen hierzu lauten:

- H7. Die quellenspezifischen Beeinträchtigungen korrelieren jeweils mit der quellenspezifischen Geräuschexposition ($L_{pAeq,24h}$ bzw. $L_{pAeq,22-06h}$): r (Beeinträchtigung, Exposition) > 0 für alle Verkehrslärmarten.
- H8. Das Ausmaß der Belästigung und berichteten Schlafstörungen ist bei gleichem Mittelungspegel für Fluglärm höher als für Straßenverkehrslärm, dort höher als für Schienenverkehrslärm:
 - g. Lärmbelästigung: Luftverkehr $>$ Straßenverkehr $>$ Schienenverkehr.
 - h. berichtete Schlafstörungen: Luftverkehr $>$ Straßenverkehr $>$ Schienenverkehr.
- H9. Für die gesundheitsbezogene Lebensqualität liegen zu wenig bzw. uneindeutige Ergebnisse bzgl. quellenbezogener Wirkungsunterschiede vor, um eine gerichtete Hypothese ableiten zu können. Deshalb wird hierzu die zweiseitige Hypothese formuliert, dass bei den drei Verkehrsarten Luft-, Schienen- und Straßenverkehr gleiche Mittelungspegel nicht mit gleicher Geräuschexposition gleichzusetzen sind (die Lärmquellen unterscheiden sich u.a. in der Höhe ereignisbezogener Geräuschpegel, Ereigniszahl, Geräuschcharakteristik, temporalen Struktur) und deshalb Wirkungsunterschiede in Abhängigkeit von der Art der Lärmquelle auftreten können.

5.3.2 Hypothesen zur Belästigungswirkung kombinierter Einwirkungen von Fluglärm und Straßen- bzw. Schienenverkehrslärm

- H10. Die Expositions-Wirkungsbeziehung zur Lärmbelästigung durch eine Einzel-Verkehrslärmquelle unterscheidet sich in Abhängigkeit vom Ausmaß einer zweiten, vorhandenen Verkehrslärmquelle. Dies wird - bezogen auf den $L_{pAeq,24h}$ - bei der Kombination Flug- und Straßenverkehrslärm jeweils für die Expositions-Wirkungsbeziehung zur Straßen- bzw. Fluglärmbelästigung und bei der Kombination Flug- und Schienenverkehrslärm jeweils für die Expositions-Wirkungsbeziehung zur Schienen- bzw. Fluglärmbelästigung untersucht. Über die Richtung des jeweiligen Einflusses der zweiten Quelle auf die Belästigung durch die erste Quelle werden hier keine gezielten pauschalen Hypothesen aufgestellt, da auch die wissenschaftliche Literatur zu diesem Thema keine einheitlichen Aussagen macht. Dies gilt insbesondere für den Fall, dass die akustischen Belastungen durch die beiden Quellen ähnlich hoch sind. Dagegen könnte im Fall starker Unterschiede zwischen den akustischen Belastungen der beiden Quellen angenommen werden, dass die Wirkungen der beiden Quellen sich nur wenig gegenseitig beeinflussen (vgl. Berglund et al., 1999). Dem widersprechen allerdings Untersuchungsergebnisse von Lercher et al. (2007) sowie Brink und Lercher (2007).
- H11. Die Expositions-Wirkungsbeziehung zwischen der Gesamtlärmbelästigung durch zwei Quellen und der Gesamtlärm-Belastung durch die beiden Quellen unterscheidet sich von den Expositions-Wirkungsbeziehungen der jeweiligen Einzelquellen je nach dem Verhältnis der akustischen Belastungen der beiden Quellen. Es wird angenommen, dass die Gesamtbelästigung bei Geräuschpegelunterschieden zwischen den beiden Quellen größer einer Pegelklasse ($L_{pAeq,24h} > 5$ dB) eher der Einzelbelästigung durch die dominante Einzelquelle entspricht, während die Gesamtbelästigung im Fall ähnlich starker akustischer Belastungen durch die beiden Quellen gegenüber den Einzelbelästigungen erhöht ist (vgl. Ohrström et al., 2007). Die Festlegung auf 5dB-Geräuschpegelklassen erfolgt zur Erzielung einer ausreichenden Zellenbesetzung in dem mehrfaktoriellen Untersuchungsdesign.

5.4 Hypothesen zu den Zusammenhängen zwischen den Wirkungsbereichen Belästigung sowie Wohn- und gesundheitsbezogene Lebensqualität

Im Rahmen der Modellierungen zur Wohn- und Lebensqualität zur Prüfung der o.g. Hypothesen wird die Rolle der Lärmbelastigung als Mediator der Verkehrslärmwirkungen auf die interessierenden Wirkungsvariablen Wohnzufriedenheit und SF8-Lebensqualitätsscores PCS und MCS geprüft. Ausgehend vom Stressmodell wird die folgende Hypothese aufgestellt:

- H12. Die regressionsanalytischen Expositions-Wirkungsmodelle zur Vorhersage der Lebensqualitätsscores PCS und MCS verbessern sich durch Aufnahme der quellspezifischen Lärmbelastigung als Determinante in die Modelle. Die Modellverbesserung ergibt sich aus einer Reduzierung des Güte- und Parsimonitätsmaßes AIC (Akaike information criterion; Akaike, 1987; Burnham & Anderson, 2004). Die Hypothese des indirekten Zusammenhangs zwischen Geräuschpegeln und PCS- und MCS-Scores und der Funktion der Lärmbelastigung als Mediatorvariable wird mittels Sobel-Test und der PROCESS-Analyse nach Hayes geprüft (Sobel, 1982, 1986; Hayes 2009, 2013).

6 Studiendurchführung

6.1 Votum der Datenschutzbehörden

Für das Vorgehen zur Adressbeschaffung, Stichprobenziehung, Ansprache der für die Erhebungen ausgewählten Personen, Haltung, Weitergabe und Auswertung der Daten und die dabei zu berücksichtigenden Belange des Daten- und Personenschutzes wurde ein umfangreiches Datenschutz- und -sicherheitskonzept erarbeitet und hierzu von den für den Datenschutz zuständigen Stellen in den beteiligten Bundesländern ein Votum der eingeholt. Die Voten erteilten die folgenden Stellen:

- am Flughafen Frankfurt: Der Hessische Datenschutzbeauftragten,
- am Flughafen Berlin-Brandenburg: Das Ministerium des Innern des Landes Brandenburg,
- am Flughafen Stuttgart: Der Landesbeauftragte für den Datenschutz Baden-Württemberg,
- am Flughafen Köln/Bonn: Die einzelnen zuständigen Meldebehörden bzw. Gebietsrechenzentren, auf die der Landesbeauftragte für Datenschutz und Informationsfreiheit des Landes Nordrhein-Westfalen als die zuständigen Stellen verwies.

Die zuständigen Behörden bestätigten die grundsätzliche Konformität des Forschungsvorhabens mit den datenschutzrechtlichen Vorschriften und die Zustimmung zur Freigabe von Einwohnermeldedaten für dieses Vorhaben.

6.2 Auswahl der Befragungsteilnehmenden

6.2.1 Auswahl für die Panelstudie Rhein-Main und für die Studien an den Vergleichsflughäfen

Die Erhebungen wurden als Telefonbefragungen und optional auch als Onlinebefragung durchgeführt. Telefon- und Onlinefragebögen sind im Inhalt und in der Reihenfolge identisch. Für die Adresse jeder teilnehmenden Person wurden Geräuschpegel für Flug-, Schienen- und Straßenverkehrslärm zum einen für die Stichprobenziehung, zum anderen in detaillierterer Form für die Expositions-Wirkungsanalysen berechnet.

Ausgangspunkt der Befragungen an den Flughäfen Frankfurt, Berlin-Brandenburg, und Köln/Bonn waren geschichtete Zufallsziehungen von Personendaten auf Basis von

- Adressdaten der zuständigen Einwohnermeldeämter bzw. Gebietsrechenzentren sowie

Gebäudeadressdaten der Zentralen Stelle für Hauskoordinaten und Hausumringe (ZSHH), Köln, verschnitten mit rasterberechneten Dauerschallpegel für den Tag ($L_{pAeq,06-22h}$) und für die Nachtzeit ($L_{pAeq,22-06h}$) für jedes Wohngebäude innerhalb der Studienregionen.

Für die Studienregion am Flughafen Stuttgart wurden Einwohnermeldedaten nicht rechtzeitig geliefert, so dass hier eine adressbezogene, geschichtete Zufallsziehung auf Basis der ZSHH-Gebäudeadressdaten durchgeführt wurde.

Die Geräuschpegelberechnungen für die Stichprobenziehung erfolgten durch die Akustiker des NORAH-Teams (am Flughafen Frankfurt: durch die Umwelthaus gGmbH, Kelsterbach) auf Basis von Daten des Datenerfassungssystems (DES) der jeweiligen Flughäfen für die Bezugsjahre (Tabelle 6-1):

Tabelle 6-1. Datenerfassungssysteme zu den Flugbewegungen als Eingangsdaten für die Luftverkehrsgeräuschpegelberechnungen für die Stichprobenziehung

Flughafen	Bezugsjahr der Eingangsdaten (DES-Daten der Flughäfen)
Frankfurt (FRA)	2007
	2020 (Prognose-DES zur Planfeststellungsuntersuchung, Stand 2010)
Berlin-Brandenburg (BER)	2010 (Berlin-Schönefeld) 2015 (Prognose-DES für den neuen Flughafen BER), Stand 2012
Köln/Bonn (CGN)	2010
Stuttgart (STR)	2010

Anmerkung. DES = Datenerfassungssystem.

Die berechneten gebäudebezogenen Luftverkehrs-Dauerschallpegel für Tag und Nacht wurden an den Flughäfen Frankfurt und Berlin-Brandenburg als individuelle, kontinuierliche Geräuschpegelwerte und an den Flughäfen Köln/Bonn und Stuttgart in 5 dB-Pegelklassen ab 40 dB jeweils für Tag und Nacht zur Verfügung gestellt. Für Details zu den Geräuschpegelberechnungen für die Stichprobenziehung und den verwendeten Eingangsdaten siehe Akustikbericht zur NORAH-Studie (NORAH-Band 2, Möhler et al., 2015).

Die Gebäudekoordinaten inklusive der Geräuschpegeldaten wurden mit den Meldedaten verschnitten. Aus dieser resultierenden Datenbank wurde die geschichtete Zufallsziehung vorgenommen.

In den Adressdatensätzen an den Flughäfen Frankfurt und Berlin-Brandenburg wurden aus den Tages- und Nachtdauerschallpegelwerten für jede Adresse das Maximum beider Dauerschallpegelwerte ermittelt, diese Maximumwerte wurden dann in 2,5 dB-Stufen kategorisiert. Zusätzlich wurden an den beiden Flughäfen die Adressen einer von drei Gruppen der prognostizierten Veränderungen der Luftverkehrsgeräuschbelastung, dargestellt im Tag-Nacht-Pegel L_{tn} , zugeordnet: (1) prognostizierte Abnahme im L_{tn} um > 2 dB, (2) relative

Stabilität von L_{tn} bis +/- 2 dB-Änderung und (3) Zunahme der Luftverkehrsgeräuschbelastungen um mehr als 2 dB. Die Veränderungen beziehen sich am Flughafen Frankfurt auf die prognostizierte Geräuschexposition nach Eröffnung der Nordwest-Landebahn im Vergleich zur Exposition im Bezugsjahr 2007 und am Flughafen Berlin-Brandenburg nach Eröffnung im Vergleich zur Exposition im Bezugsjahr 2010, die durch den Regionalflughafen Berlin-Schönefeld verursacht wurde. Es erfolgte dann an beiden Flughäfen eine Stichprobenziehung per Zufall, geschichtet nach 2,5-dB-Klassen des Maximums von $L_{pAeq,06-22h}$ und $L_{pAeq,22-06h}$ (FRA: Bezugsjahr 2007, BER: Bezugsjahr 2010) und nach den drei Veränderungsgruppen in der prognostizierten künftigen Geräuschexposition.

Bei den Adressdaten an den Bestandsflughäfen Köln/Bonn und Stuttgart wurde zunächst pro Adresse geprüft, welche der beiden 5-dB-Dauerschallpegelklassen für den Tag (06-22h) und für die Nacht (22-06h) die höhere ist, um diese Klasse dann als das Maximum der Tag- und Nachtpegelklassen zu verwenden. An beiden Flughäfen war es in allen Fällen die Tagesdauerschallpegelklasse, die dem Maximum entsprach. Diese wurde dann jeweils als Schichtungsmerkmal für die Stichprobenziehung verwendet. Ein zweites Schichtungsmerkmal wie an den Flughäfen Frankfurt und Berlin-Brandenburg gab es hierbei nicht.

Die gezogenen Stichproben bildeten die Grundlage für eine Telefonnummernrecherche. Die recherchierten Telefonnummern (öffentliche Telefonbücher bzw. Online-Verzeichnisse stellen den Pool aller Rufnummern dar, die von geschulten Interviewern des Forschungspartners Sozialwissenschaftliches Umfragezentrum (SUZ), Duisburg, angerufen wurden. Die Anrufe und Interviewdurchführung wurde über das CATI-System des SUZ gesteuert, die Befragungsangaben wurden dabei während des Interviews elektronisch erfasst. Pro Rufnummer wurden bis zu zehn Kontaktversuche vorgenommen, bevor eine Person als nicht erreichbar eingestuft wurde. An den Flughäfen Frankfurt, Köln/Bonn und Berlin-Brandenburg waren die zu interviewenden Zielpersonen in den angerufenen Haushalten bekannt, das heißt ein Interviewer des SUZ konnte sich direkt bis zu dieser Person durchfragen. In Stuttgart erfolgte die Telefonnummernrecherche auf Basis der Gebäudeadressdaten, d. h. bei erfolgreicher Recherche war nur der Name der unter der jeweiligen Adresse und Rufnummer eingetragenen Person bekannt. Um auch innerhalb eines angerufenen Haushalts eine Zufallsauswahl von zu interviewenden Personen zu erzielen, wurde hier die "Last-Birthday"-Methode angewandt.

Die Personen mit recherchierten Telefonnummern wurden angeschrieben und um Teilnahme an der Befragung gebeten. Sie wurden in dem Anschreiben u.a. über die Ziele und Auftraggeber der Studie, über den Datenschutz und hierfür verantwortliche Personen, die Freiwilligkeit der Teilnahme, Möglichkeit der Verweigerung und des Widerrufs informiert sowie darüber, dass durch die Nichtteilnahme keine Nachteile entstehen. In dem Anschreiben wurde zudem darauf hingewiesen, dass eine Befragungsteilnahme auch online möglich ist und die Interessenten für die Teilnahme an der Onlinebefragung gebeten, ihre Emailadresse bekannt zu geben, damit ihnen die individuellen Zugangsdaten zu dem geschützten Onlinefragebogen zugesandt werden konnten. Die Befragungspersonen erhielten hierzu jeweils einen individuellen Link, der einen 32-stelligen alphanumerischen String

enthält, der für jede ID individualisiert generiert wird. Inhalt und Reihenfolge der Fragen im Onlinebogen sind identisch mit denen des Telefoninterviews.

Abweichend von dieser Reihenfolge wurde am Flughafen Frankfurt bereits die aus den Meldedaten gezogene Stichprobe per Anschreiben kontaktiert. Dies geschah, um eine frühzeitige Information über die Befragung zu ermöglichen und dabei so viele potenzielle Studienteilnehmende wie möglich zu erreichen, um nach Projektstart im April 2011 bis zur Inbetriebnahme der NW-Bahn am 21.10.2011 die erste Erhebungswelle abschließen und die dabei gesteckten quantitativen Ziele (mindestens 7.000 Befragte in der ersten Panelwelle) erreichen zu können. Da die Zahl von Telefonbucheintragungen abnimmt und gleichzeitig die Zahl von Personen, die über keinen Festnetzanschluss verfügen, zunimmt (*Mobile-Onlys*), wurden die im Rhein-Main-Gebiet angeschriebenen Personen in dem Informationsschreiben darum gebeten, Ihre Rufnummer oder alternativ Emailadresse zur Kontaktaufnahme bekannt zu geben. Der Vorteil dieses gewählten Vorgehens war in der Möglichkeit zu sehen, die Auswahlgrundlage des Telefonbuchs durch nicht eingetragene Nummern anzureichern.

Die Einschränkung der Studienpopulation (Grundgesamtheit) auf die Personen, die über recherchierbare Rufnummern verfügen (Auswahlgesamtheit) stellt eine von den Reaktionen der Personen unabhängige Unterdeckung (*undercoverage*) dar. Die Unterdeckung entsteht dadurch, dass in der gewählten Auswahlgrundlage Elemente der Grundgesamtheit fehlen. Dadurch können Verzerrungen dahingehend auftreten, dass Schätzungen von Expositions-Wirkungsbeziehungen anhand der Stichprobe von unbekanntem wahren Expositions-Wirkungs-Schätzungen in der Studienpopulation abweichen können (*coverage bias*; Groves et al., 2009). Weitere Verzerrungen können durch responsebedingte Ausfälle (*non-response bias*; Bethlehem, Cobben & Schouten, 2011; Groves et al., 2009) entstehen, wenn sie im Zusammenhang mit den untersuchten Variablen stehen. In der Studie wurden verschiedene Maßnahmen ergriffen (Sensitivitätsprüfungen, Stichprobengewichtung anhand verfügbarer Populationswerte, Bootstrapping von Expositions-Wirkungsanalysen), um Vorliegen und Effekt responsebedingter Verzerrungen abzuschätzen (vgl. Abschnitte 8.5 und 8.6).

Den Ablauf der Ziehungen zur Panelstudie Rhein-Main und an den Vergleichsflughäfen bis zur Auswahlgesamtheit, d. h. der Datenbank, die alle Telefonnummern bzw. Emailadressen für die Kontaktaufnahme zur Befragungsdurchführung zeigen die Abbildung 6-1 bis Abbildung 6-4.

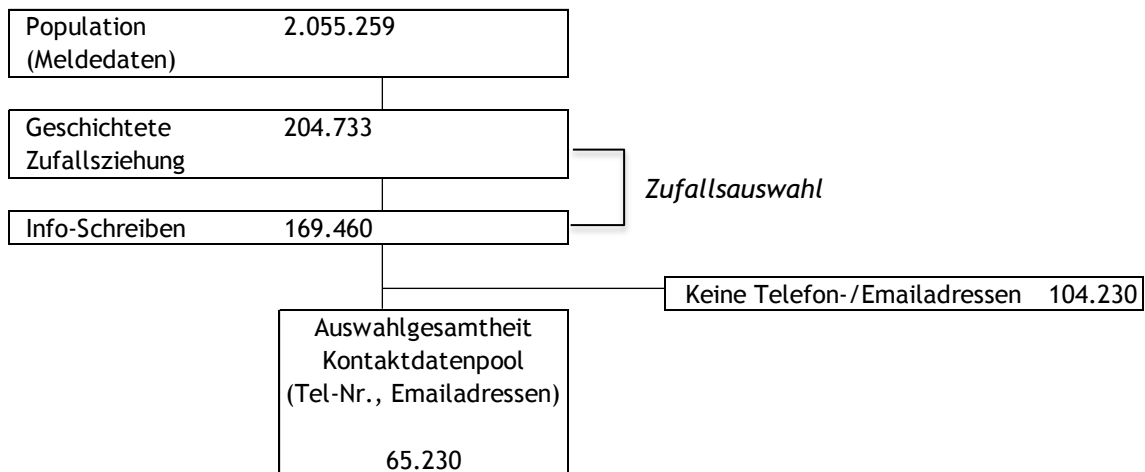


Abbildung 6-1. Ablauf der Stichprobenziehung im Rhein-Main-Panel bis zur Auswahlgesamtheit für die Befragungen.

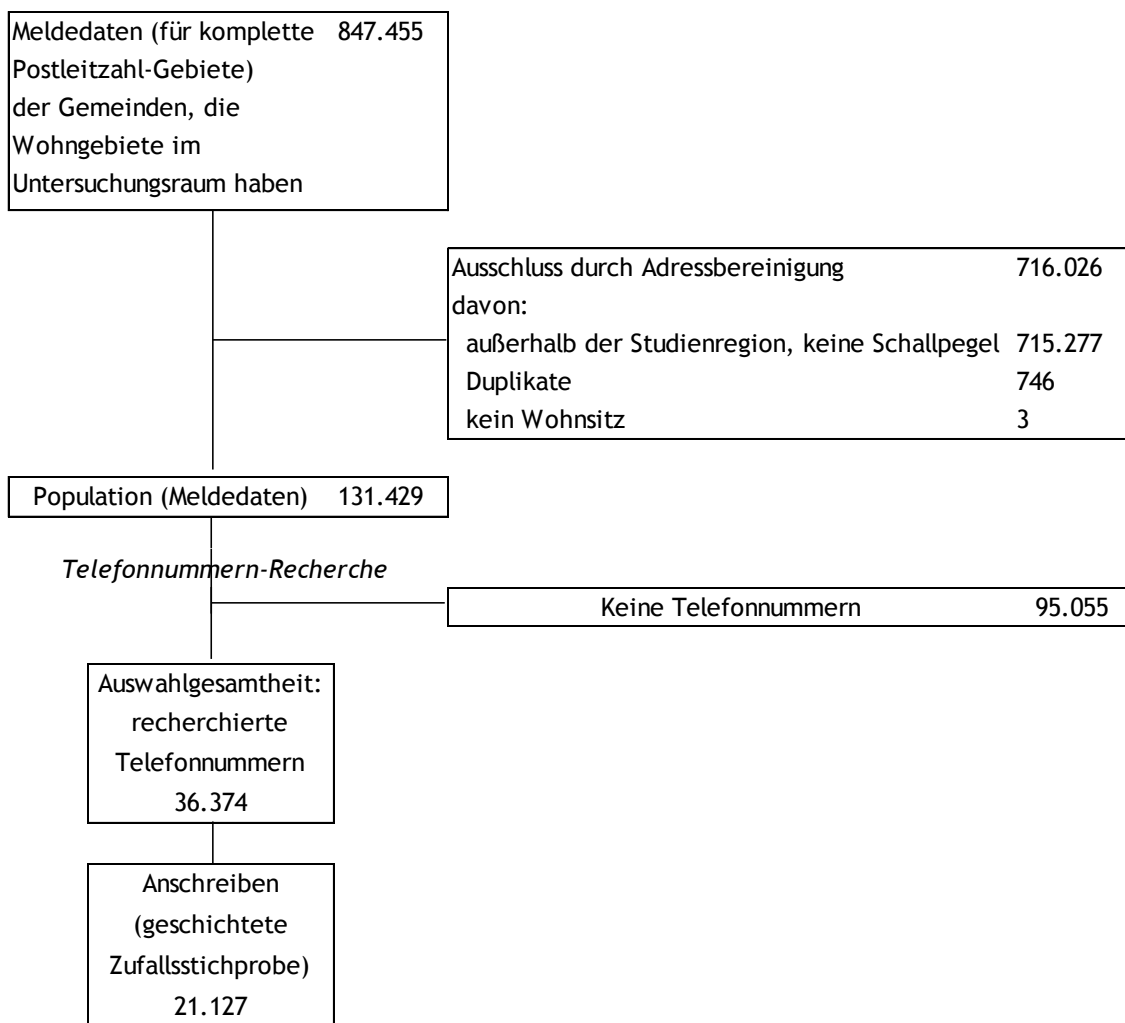


Abbildung 6-2. Ablauf der Stichprobenziehung am Flughafen Berlin-Brandenburg bis zur Auswahlgesamtheit für die Befragungen.

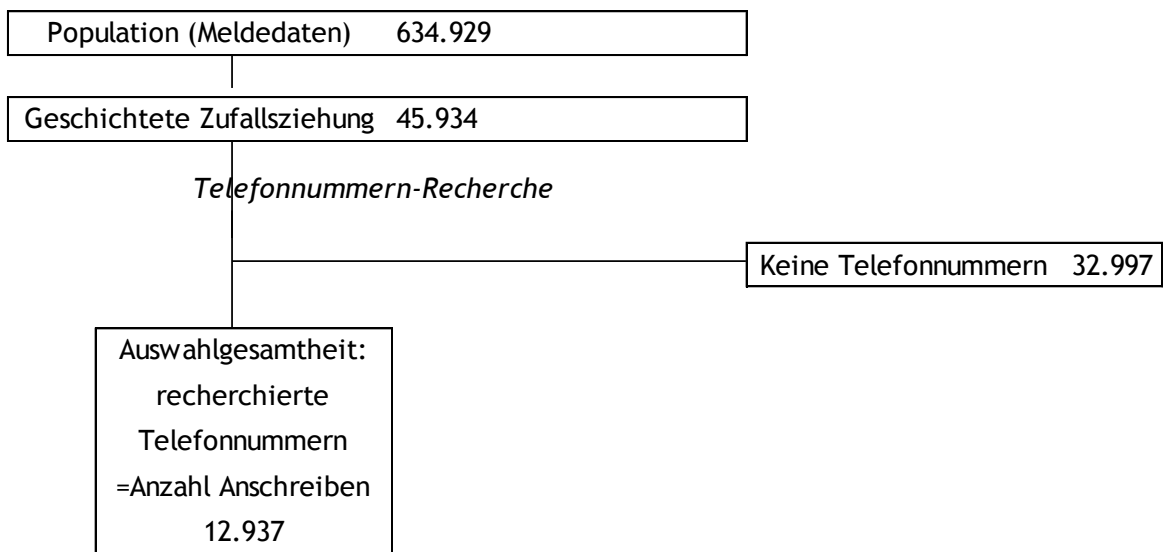


Abbildung 6-3. Ablauf der Stichprobenziehung am Flughafen Köln/Bonn bis zur Auswahlgesamtheit für die Befragungen.

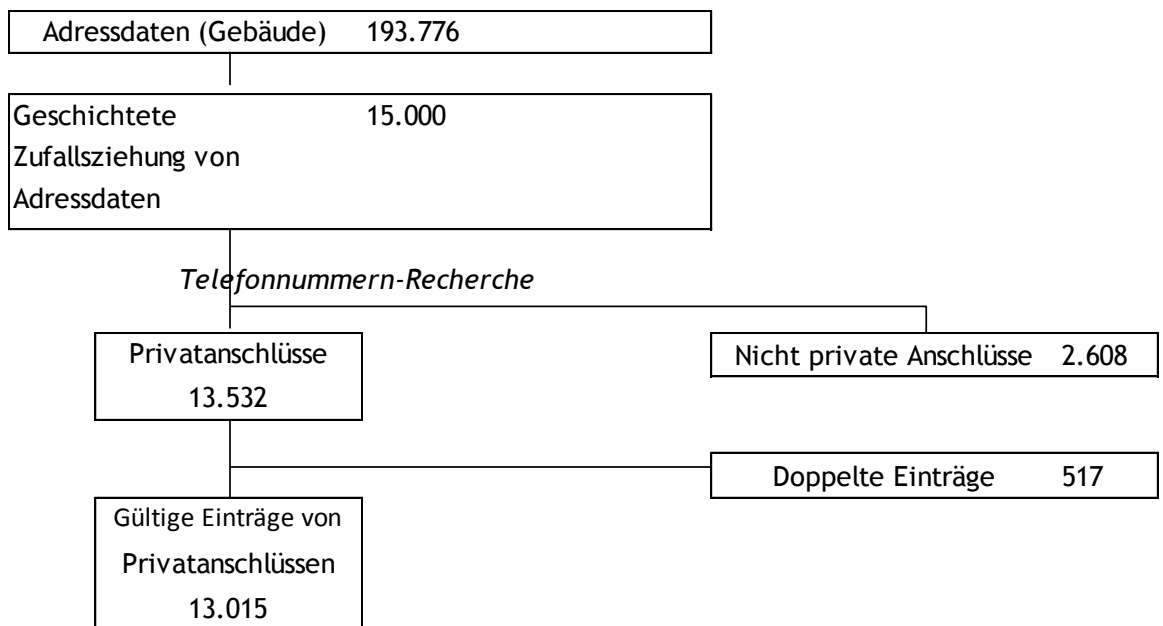


Abbildung 6-4. Ablauf der Stichprobenziehung am Flughafen Stuttgart bis zur Auswahlgesamtheit für die Befragungen.

6.2.2 Auswahl der Teilnehmenden der weiteren Querschnittsstudien am Flughafen Frankfurt im Jahr 2012

Am Flughafen Frankfurt wurden neben der Panelstichprobe Rhein-Main, mit der primär die die Fluglärmwirkungen vor und nach Eröffnung der NW-Bahn unter Kontrolle von Schienen- und Straßenverkehrslärm sowie weiteren Einflussgrößen untersucht werden sollte, noch weitere Stichproben im Jahr 2012 gezogen, die sich vorrangig auf Straßen- und Schienenverkehrslärmwirkung und die kombinierte Einwirkung mit Fluglärm beziehen.

Basis für die Stichprobenziehungen zu diesen weiteren Querschnittsstudien war die Datenbank mit den Meldedaten aus der Studienregion verschnitten mit Gebäudekoordinaten und Geräuschpegeldata unter Ausschluss der Personen, die bereits für die Panelstudie gezogen wurden, sowie unter Ausschluss von weiteren 8.004 Personen, die gesondert für die Teilnehmerschaft im Blutdruckmonitoring gezogen wurden (vgl. Eikmann et al., 2015).

Wie auch bei den übrigen Stichproben erfolgte die Auswahl von Studienteilnehmenden ab einer quellenspezifischen Geräuschbelastung von 40 dB in der Umhüllenden des Tagesdauerschallpegels $L_{pAeq,06-22h}$ und des Nachtdauerschallpegels $L_{pAeq,22-06h}$. Die Ziehung erfolgte geschichtet nach dem Maximum des quellenspezifischen Tages- und Nachtdauerschallpegels. Zusätzlich wurde noch die "Dominanz" der interessierenden Lärmquelle bei der Ziehung berücksichtigt (Differenz zur Exposition durch die übrigen beiden Verkehrslärmquellenarten jeweils in Höhe von $L_{pAeq,24h} > 2,5$ dB).

Weiterhin wurde beim Straßenverkehrslärm die Nähe zur Autobahn (größer oder kleiner gleich 300 m) als quellenspezifisches Merkmal berücksichtigt. Die Ziehungen der Kombinationsstichproben stellen Zusatzziehungen dar, um Personen zu erhalten, die durch jeweils zwei betrachtete Verkehrslärmquellenarten annähernd gleich exponiert sind, d. h. innerhalb einer 2,5-dB- $L_{pAeq,24h}$ -Pegelklasse liegen. Für die Analysen zur Kombinationswirkung werden die Daten aller Querschnittsstudien am Flughafen Frankfurt und mit der zweiten im gleichen Jahr stattfindenden Panelwelle zusammengeführt.

Für die Stichprobenziehungen zu den Querschnittsstudien entsprechend des oben angegebenen jeweiligen Studiendesigns standen die nachfolgenden in Tabelle 6-2 aufgeführten Anzahlen von Adressen zur Verfügung.

Tabelle 6-2. Population der Teilstudien für die Querschnittsstudien am Flughafen Frankfurt

Anzahl	Population für Teilstudien... (Basis der Stichprobenziehungen)
1.842.522	Insgesamt verfügbare Adressen für die Teilstudien
960.708	Verfügbar für Teilstudie QS Straße nach Filterung nach Dominanz der Lärmquelle
200.258	Verfügbar für Teilstudie QS Schiene nach Filterung nach Dominanz der Lärmquelle
14.959	Verfügbar für Teilstudie Kombi Luft + Straße nach Einschränkungen auf eine Lärmbelastung durch Straßenverkehr ab 50 dB aufwärts im Maximum von $L_{pAeq,Tag}$ und $L_{pAeq,Nacht}$ und Filterung nach gleicher Dominanz der Lärmquellen (gleiche Pegelklasse)
13.539	Verfügbar für Teilstudie Kombi LUFT + SCHIENE nach Einschränkungen auf eine Lärmbelastung durch Straßenverkehr ab 50 dB aufwärts im Maximum von $L_{pAeq,Tag}$ und $L_{pAeq,Nacht}$ und Filterung nach gleicher Dominanz der Lärmquellen (gleiche Pegelklasse)
653.169	Restliche für die Ziehungen zu den Querschnittsstudien nicht weiter verwendete Adressen

Tabelle 6-3 zeigt die Aufteilung der verfügbaren Adressen auf die jeweiligen Schichtungsmerkmale der Querschnittsstudien. Die aus diesen Ausgangsadressdaten erzielten Anzahlen der für die weitere Bearbeitung (Telefonnummernrecherche, Anschreiben) gezogenen Personen zeigt Tabelle 6-3.

Tabelle 6-3. Aufteilung der verfügbaren Adressen der Querschnittsstudien auf die Schichtungsmerkmale

Maximum von $L_{pAeq,Tag}$, $L_{pAeq,Nacht}$ in dB	Population der Querschnittsstudie zum/zur ...					
	Straßenverkehrslärm (QS Straße)			Schienenverkehrslärm (QS Schiene)	Ergänzung für Kombinationslärm	
	Autobahn > 300m	Autobahn ≤ 300m	Gesamt	Gesamt	Luft + Straße	Luft + Schiene
40,1 - 42,5	1.713	0	1.713	19		
42,6 - 45,0	19.123	0	19.123	986		
45,1 - 47,5	65.174	44	65.218	6.354		
47,6 - 50,0	108.716	386	109.102	22.365		
50,1 - 52,5	120.834	1.794	122.628	37.532	9.170	7.874
52,6 - 55,0	114.894	5.803	120.697	38.764	3.407	5.239
55,1 - 57,5	88.593	7.915	96.508	28.159	2.009	338
57,6 - 60,0	72.198	10.898	83.096	16.472	373	88
60,1 - 62,5	66.070	8.830	74.900	12.733		
62,6 - 65,0	69.813	7.051	76.864	11.721		
65,1 - 67,5	74.163	4.531	78.694	7.190		
67,6 - 70,0	56.219	1.818	58.037	5.997		
70,1 - 72,5	34.071	1.353	35.424	5.134		
72,6 - 75,0	13.735	333	14.068	3.312		
75,1 - 77,5	4.026	77	4.103	2.834		
77,6 - 80,0	473	16	489	476		
80,1 - 82,5	6	3	9	198		
82,6 - 85,0	35	0	35	12		
Gesamt	909.856	50.852	960.708	200.258	14.959	13.539

Tabelle 6-4. Aufteilung der für die weitere Bearbeitung gezogenen Adressen der Querschnittsstudien auf die Schichtungsmerkmale ($N_{gesamt} = 130.424$)

Maximum von $L_{pAeq,Tag}$, $L_{pAeq,Nacht}$ in dB	Anzahl der für die Befragung in den Querschnittsstudien gezogenen Personen					
	Straßenverkehrslärm (QS Straße)			Schienerverkehrslärm (QS Schiene)	Ergänzung für Kombinationslärm	
	Autobahn > 300m	Autobahn ≤ 300m	Gesamt	Gesamt	Luft + Straße	Luft + Schiene
40,1 - 42,5	1.713		1.713	19		
42,6 - 45,0	3.200	0	3.200	986		
45,1 - 47,5	3.200	44	3.244	2.485		
47,6 - 50,0	3.200	386	3.586	4.800		
50,1 - 52,5	3.200	1.600	4.800	4.800	2.000	2.000
52,6 - 55,0	3.200	1.600	4.800	4.800	2.000	2.000
55,1 - 57,5	3.200	1.600	4.800	4.800	2.000	338
57,6 - 60,0	3.200	1.600	4.800	4.800	373	88
60,1 - 62,5	3.200	1.600	4.800	4.800		
62,6 - 65,0	3.200	1.600	4.800	4.800		
65,1 - 67,5	3.200	1.600	4.800	4.800		
67,6 - 70,0	3.200	1.600	4.800	4.330		
70,1 - 72,5	3.200	1.353	4.553	4.534		
72,6 - 75,0	3.200	333	3.533	3.312		
75,1 - 77,5	3.200	77	3.277	2.834		
77,6 - 80,0	473	16	489	476		
80,1 - 82,5	6	3	9	198		
82,6 - 85,0	35		35	12		
Gesamt	47.027	15.012	62.039	57.586	6.373	4.426

Insgesamt standen für alle Querschnittsstudien 130.424 Adressen zur Verfügung, hiervon 40.938 mit recherchierbarer Telefonnummer (18.295 in der Studie zum Straßenverkehrslärm, 19.082 in der Studie zum Schienenverkehrslärm, 2.109 in der Teilstudie "Luft + Straße" und 1.452 in der Teilstudie "Luft + Schiene").

Von den Personen, deren Telefonnummer vorlag, wurden alle Personen angeschrieben, die den Kombibefragungen Luft + Straße (N = 2.109) und Luft + Schiene (N = 1.452) zugeordnet waren, da bei diesen Teilbefragungen die Anzahl zur Verfügung stehender Adressen zu gering war, um die avisierte Anzahl von je 300 - 400 Interviews zu erreichen. In der Studie zum Straßenverkehrslärm wurden 16.862, in der Studie zum Schienenverkehrslärm 17.653 per Zufall aus der Personengruppe mit recherchiertem Telefonanschluss ausgewählte Personen angeschrieben.

6.3 Short Surveys in der Panelstudie Rhein-Main

In den Jahren 2011, 2012 und 2013 fanden drei mehrmonatige Haupterhebungswellen in der Panelstudie Rhein-Main statt. Zwischen den Haupterhebungswellen wurden Kurzbefragungen (sog. Short Surveys) durchgeführt,

- allgemein zur Panelpflege und zur Auffrischung des Bekanntheitsgrades der NORAH-Studie,
- um von möglichen zwischenzeitlichen Veränderungen bei den Panelteilnehmenden (z. B. Umzüge, Veränderung der Kontaktdaten) zu erfahren,
- und um einzelne Fragen noch zu stellen, die zeitunkritisch sind und aufgrund der Interviewlänge nicht in den Haupterhebungen gestellt werden konnten. Die Durchführung erfolgte bei den wiederbefragungsbereiten Teilnehmenden, deren vorangegangenes Interview mindestens 6 Monate zurücklag.

Die Short Surveys wurden jeweils im ersten Quartal von 2012 und 2013 durchgeführt.

6.4 Pretest

Die in der vorliegenden Studie eingesetzten Erhebungsinstrumente wurden einem Pretest unterzogen. Dieser Test wurde mit 20 Personen durchgeführt. Die Erhebungsinstrumente wurden auf Interviewlänge, Verständlichkeit der Fragen und formale Fehler geprüft. Eine inhaltliche Änderung in der Formulierung der Items ergab sich nur für die Erhebung der prozeduralen Fairness, die neu eingeführt wurde. Die Änderung wurde in enger Abstimmung mit der Autoren der Fairness-Skala (Bartels, 2014) vorgenommen. Die übrigen Fragen wurden inhaltlich nicht modifiziert. Zum einen war dies nicht erforderlich, da die Fragen bereits in früheren Lärmwirkungsstudien verwendet und dort getestet wurden und zum anderen hätte in den Wiederholungs- und Vergleichsbefragungen (u. a. Panelstudie Rhein-Main) vergleichende Erhebungen an den anderen Flughafenstandorten eine Veränderung die Vergleichbarkeit eingeschränkt.

6.5 Befragungszeiträume und Interviewlänge

Die Befragungen wurden in folgenden Zeiträumen durchgeführt (Tabelle 6-5):

Tabelle 6-5. Zeiträume der Erhebungen

Flughafen	Stichprobe	Erhebungswelle	von	bis
FRA	Panel	t1, 2011	30.08.2011	20.10.2011
FRA	Panel	Short Survey I	30.01.2012	29.03.2012
FRA	Panel	t2, 2012	15.08.2012	30.12.2012
FRA	Panel	Short Survey II	28.02.2013	27.03.2013
FRA	Panel	t3, 2013	06.05.2013	30.12.2013
FRA	QS Straße	2012	01.10.2012	29.12.2012
FRA	QS Schiene	2012	01.10.2012	29.12.2012
FRA	Kombi Luft + Straße, Luft + Schiene	2012	23.10.2012	21.12.2012
BER	Querschnitt BER	t1, 2012	02.05.2012	05.12.2012
CGN	Querschnitt CGN	2013	06.08.2013	28.12.2013
STR	Querschnitt STR	2013	14.09.2013	18.10.2013

Anmerkung. QS = Querschnittsstichprobe im Rhein-Main-Gebiet; Panel = Panelstichprobe im Rhein-Main-Gebiet; Flughäfen: FRA = Frankfurt; BER = Berlin-Brandenburg, CGN = Köln/Bonn, STR = Stuttgart.

Im Durchschnitt dauerten die Interviews ca. 25 Minuten, die Short Surveys ca. 5-10 Minuten.

6.6 Interviewpersonal und Qualitätskontrolle

Für die Interviews wurde geschultes Personal des SUZ eingesetzt. Dabei handelt es sich um freiberuflich tätige Interviewer. Vor ihrem Ersteinsatz beim SUZ nehmen die Interviewer an einer eintägigen Fortbildungsveranstaltung teil, bestehend aus einem ca. vierstündigen Theorieteil über

- Auswahl und Ansprache von zu befragenden Personen (Zielpersonen),
- Stichprobenziehungen,
- Repräsentativität,
- Fragebogenkonstruktion,
- Datenschutz sowie

- bezogen auf programmierte Fragebögen jeweils auch Vorgehensweisen, welche Bestandteile vorgelesen oder erläutert werden dürfen oder aber nicht.

Im anschließenden, ebenfalls ca. vierstündigen praktischen Teil der Fortbildungsveranstaltung werden alle relevanten Kenntnisse erworben, mit der vom SUZ verwendeten CATI-Software Interviews durchführen zu können. Dies umfasst den Aufruf von Fällen, so dass mit dem Interview begonnen werden kann, Vereinbarung von Terminen mit Kontakt- oder Zielpersonen, aber auch nach einem Anruf die Einordnung des Sachverhalts in einen Dispositionscode, soweit diese - anders als bei Interviews oder Verweigerungen - nicht automatisch von der Software vergeben werden (dies trifft insbesondere bei neutralen Ausfällen oder Nichterreichbarkeit zu).

Im Anschluss werden an einem Probetag Interviews unter Realbedingungen durchgeführt. Hierbei werden Haushalte mit zufällig generierten Telefonnummern angerufen. Vom üblichen Betrieb unterscheiden sich diese Interviews lediglich dadurch, dass die Interviews unter besonderer Beobachtung der Supervisoren sind, so dass bei Problemen oder nicht korrekt standardisierter Vorgehensweise auf den richtigen Umgang hingewiesen werden kann. Auch handelt es sich hierbei üblicherweise nicht um Interviews im Rahmen laufender Umfrageprojekte, sondern um einen selbst ausschließlich für den Zweck der Probeinterviews konstruierten Fragebogen, der eine Vielzahl möglicher Fehlerquellen enthält. Nach Ablauf des Probetages wird abschließend entschieden, ob zukünftig mit den Interviewern zusammengearbeitet wird.

Im laufenden Betrieb erhalten Interviewer Briefings in Abhängigkeit von Art und Umfang der Umfrageprojekte. Bei der NORAH-Veranstaltung wurde so verfahren, dass zunächst in einer Veranstaltung von ca. einer Stunde das Gesamtprojekt vorgestellt wurde (z. B. Forschungsanliegen, Auftraggeber, Finanzierung, beteiligte Einrichtungen, Datenschutz: Gewinnung von Adressen und Rufnummern, Erfordernis der Erfragung der Wiederbefragungsbereitschaft bei Panelbefragungen, Konzeption der Panelbefragungen, Ansprechpartner). Bezogen auf die einzelnen Befragungen folgten zumeist jeweils ca. 20-30minütige Briefings, die sich auf Besonderheiten der Teilprojekte bezogen.

Im Rahmen der Qualitätssicherung zur NORAH-Studie erfolgten beim SUZ während des laufenden Betriebs Monitorings durch Supervisoren. Zudem wurden Interviews nach der Durchführung auf Basis der vorliegenden Daten kontrolliert. Weiterhin wurden Kommentare bei Terminvereinbarungen und offene Angaben am Ende von Panelbefragungen ausgewertet, die Interviewer jeweils hinterlassen konnten, da diese ggf. Rückschlüsse auf die Interviewführung der vorherigen Panelwelle erlauben konnten.

7 Datenmanagement und Datenanalysen

7.1 Datenaustausch

Der Austausch der Adress-, Befragungs-, und Geräuschpegeldata zwischen den Forschungspartnern AVIA Consult GmbH (AVIA), Möhler + Partner Ingenieure AG (M+P), Ruhr-Universität Bochum (RUB), Sozialwissenschaftliches Umfragezentrum (SUZ) und der ZEUS GmbH (ZEUS) erfolgte mit Hilfe von MS-Office-Software (Excel) und der Statistiksoftware IBM SPSS. Für die Eingabe von Daten wurde das CATI-System des SUZ verwendet, die Daten wurden in einer elektronischen Datenbank hinterlegt. Auch bei Nutzung des Onlinefragebogens wurden die Befragungsdaten elektronisch hinterlegt. Die CATI- und Onlinedatensätze wurden nach erfolgter Befragungsdurchführung in eine gemeinsame Datenbank pro Erhebungswelle überführt.

Aus diesem System wurden vom SUZ die Befragungsdatensätze für die verschiedenen Teilerhebungen als beschriftete ('gelabelte') SPSS-Dateien generiert und an ZEUS versandt. Es wurden nur die Befragungsdaten und eine ID zur Kennzeichnung der Befragungsperson übermittelt. Namensdaten der Personen wurden vom SUZ nicht übermittelt.

Getrennt davon erhielt M+P die Adressdaten inkl. Gebäude-ID aus der Gebäudedatei der Zentralen Stelle für Hauskoordinaten und Hausumringe, Köln, und Personen-ID der Befragten zur Durchführung der Lärmberechnungen. Von den Befragten angegebene Adressänderungen wurden mit Angabe der alten und neuen Adresse und des Umzugsmonats gesondert übermittelt. Für Fluglärmberechnungen an den Vergleichsflughäfen wurden diese Adressinformationen von M+P an AVIA weitergeleitet. Die von AVIA für die Vergleichsflughäfen Berlin-Brandenburg (Schönefeld), Köln/Bonn und Stuttgart berechneten Fluglärmwerte wurden auf dem geschützten M+P-Server hinterlegt.

Die berechneten Akustikdaten wurden als Exceldateien von M+P an ZEUS übermittelt. Der Austausch der Akustikdaten erfolgte über den geschützten Server von M+P. Über die Personen- und Gebäude-ID-Nummer nahm ZEUS die Verlinkung der Befragungs- und Akustikdatensätze vor. Die verbleibende Datentabelle enthält Befragungs- und Akustikdaten ohne Adress- bzw. Gebäudeinformationen und Namen der Befragungspersonen.

Diese pseudonymisierte - d. h. von personenidentifizierenden Daten getrennte - Datentabelle wird zwischen RUB, SUZ und ZEUS zur weiteren Auswertung ausgetauscht.

7.2 Verwendete Software für die Auswertungen

Die Datenauswertungen erfolgten je nach Auswertungsprozedur mit verschiedenen Statistiksoftware-Paketen, darunter SPSS V22.0, Open Source Paket R (<http://www.r-project.org>), MATLAB und Mplus.

7.3 Datenaufbereitung

7.3.1 Prüfung und Aufbereitung der Datensätze

Die Befragungsdaten und Akustikdaten wurden auf Plausibilität, Vollständigkeit und formale Fehler kontrolliert.

Die vom SUZ erhaltenen Variablenbezeichnungen und Antwortkodierungen erfolgten teils automatisiert durch das CATI-Programm und entsprachen nicht immer den ursprünglichen Original-Skalenwerten bzw. -kodierungen. Dies war z. B. der Fall, wenn Items im Original eine absteigende Kodierung von Antwortwerten vorsehen (im CATI-System sind nur aufsteigende Kodierungen möglich) oder Kodierungen mit 0 statt 1 (wie im Falle des NoiSeQ-R) beginnen (im CATI ist der Wert 0 als Anfangswert nicht vorgesehen).

In allen Datensätzen von den verschiedenen Flughafenstandorten wurde geprüft, ob Adressänderungen angegeben wurden und ob die neue Adresse noch in der Studienregion liegt. Im letzteren Fall konnten die Geräuschpegel für die neuen Adressen gültig ab dem angegebenen Umzugsmonat berechnet werden. Teilnehmende, deren neue Adresse außerhalb der Studienregion lag, wurden aus den Auswertungen der betreffenden Erhebungswelle ausgeschlossen und es wurden für sie keine Geräuschpegel berechnet.

In der Rhein-Main-Panelstudie wurde zudem geprüft, ob in den verschiedenen Erhebungswellen konsistente Angaben gemacht wurden, etwa bezogen auf das Alter und Geschlecht. Dies führte im Jahr 2012 in sechs Fällen zum nachträglichen Ausschluss von Teilnehmenden, da sich herausstellte, dass in den Erhebungswellen unterschiedliche Personen im jeweiligen Haushalt an der Befragung teilnahmen. Da in drei dieser Fälle auch im Jahr 2013 jeweils ein Interview geführt wurde, wurden auch diese Interviewdaten von 2013 als ungültige Fälle aus den Auswertungen ausgeschlossen.

7.3.2 Missingwerte

Es erhöht die Datenqualität, wenn für Gruppen- und Modellvergleiche sowie Bildung von Skalenwerten bzw. zusammenfassenden Scores bei allen Teilnehmenden gleiche Datensätze mit gleicher Anzahl von Fällen bzw. Antwortwerten vorliegen. Würde man unvollständige Fälle aufgrund fehlender Werte ausschließen (paar- oder listenweise), würde das zu einem Verlust an statistischer Power führen.

Personen, bei denen zusammenfassende Skalenwerte auf Basis einer durch Item-Nonresponse bedingten unterschiedlichen Anzahl von Items gebildet würden, wären hinsichtlich dieser erfassten Dimensionen nur eingeschränkt vergleichbar. Deshalb wurden bei Skalenwerten nach Prüfung der Voraussetzungen im Rahmen von Missinganalysen soweit möglich fehlende Werte ersetzt (Imputation von Missingwerten).

Die vorgenommenen Missinganalysen beinhalten:

- Ermittlung der Häufigkeit fehlender Werte pro Item;
- Prüfung mittels Little-Test, ob die Missingwerte zufällig und von sich selbst oder anderen Items unabhängig (MCAR, missing completely at random; Baltés-Götz, 2013, Enders, 2010) sind;
- Prüfung mittels Chi-Quadratstest, ob das Auftreten von Missings von der interessierenden Geräuschbelastung abhängt;
- Vergleich vor/nach Imputation: Veränderung von Cronbachs Alpha, pro Item Prüfung von Mittelwertsunterschieden mittels T-Test.

Sofern bei Mehr-Item-Skalen mehr als die Hälfte der Items beantwortet werden, erfolgt eine Imputation fehlender Itemwerte. Für Skalen, die aus Items mit gleichen Ratingstufen bestehen, wird das TW-E-Verfahren verwendet (Two-way imputation with normally distributed errors; Bernaards & Sijtsma, 2000). Dabei wird ein fehlender Itemwert durch einen Schätzwert ersetzt, der eine Funktion des Mittelwerts aller bei einer Person i vorhandenen Itemwerte der betreffenden Skala (PM_i), des Mittelwerts aller vorhandenen Werte auf dem interessierenden Item (IM_j) und des Mittelwerts aller vorhandenen Itemwerte über alle Items der Skala und Personen (OM) sowie einer zufällig, normalverteilten Fehlerkomponente (mit 0 als Mittelwert und Residualvarianz $S\varepsilon^2$) darstellt. Die Formel dazu lautet:

$$X_{ij} = PM_i + IM_j - OM + \varepsilon_i \quad (1)$$

mit X_{ij} = imputierter Wert; PM_i = Mittelwert aller bei einer Person i vorhandenen Itemwerte der betreffenden Skala; IM_j = Mittelwerts aller vorhandenen Werte auf dem interessierenden Item; OM = Mittelwert aller vorhandenen Itemwerte über alle Items der Skala und Personen, ε_i = Fehlerkomponente.

Das TW-E-Verfahren liefert für unidimensionale Mehr-Item-Skalen gute Schätzwerte (Ginkel et al., 2007, 2010). Bis zu einem Anteil von ca. 15 % fehlender Werte produziert die TW-E-Imputation unabhängig vom Missingtyp, d. h. auch bei nicht zufälligen Missingwerten (NMAR, not missing at random) keine bis sehr geringe Verzerrungen (van Ginkel, Sijtsma, van der Ark & Vermunt, 2010). Bis zu einem Anteil von 15 % fehlender Werte erfolgte in dieser Studie also eine TW-E-Imputation unabhängig vom Missingtyp. Bei einem Missinganteil zwischen 15 und 50 %, erfolgte eine Imputation nur dann, wenn die MCAR-Bedingung erfüllt war. Bei einem Missinganteil von mehr als 50 % aller Items einer Skala erfolgte keine Imputation.

Im Falle der SF8-Items zur gesundheitsbezogenen Lebensqualität konnte die TW-E-Imputation aufgrund unterschiedlicher Antwortformate der Items (mal fünf-, mal sechsstufige Antwortskala) nicht durchgeführt werden. Stattdessen wird eine EM-Imputation (Expectation Maximization; Baltés-Götz, 2013) angewandt. Das Verfahren beinhaltet in mehreren Iterationsschritten eine Schätzung von Ersatzwerten mittels Regressionsverfahren (Expectation) und eine Maximum-Likelihood-Schätzung (Maximization) von Mittelwert, Varianzen und Kovarianzen. Zur Schätzung flossen alle acht Items der SF8-Skala ein.

7.3.3 Scorebildung bei Einstellungs- und Bewertungsfragen

Die Befragungen beinhalten einstellungs- und bewertungsbezogene Einzelfragen (Lärmreaktionen, potenzielle Einflussgrößen) sowie Konstrukte (Faktoren), die mit Hilfe mehrerer Fragen (Items) operationalisiert wurden, die jeweils zu einem oder mehreren Scores zusammengefasst werden.

Vor Scorebildung wurde die psychometrische Güte der Konstrukte überprüft, das heißt es wurde die Faktorenstruktur des jeweiligen Mehr-Item-Konstrukts, und die Reliabilität (Genauigkeit) zu den verschiedenen Erhebungszeitpunkten in der Panelstudie Rhein-Main geprüft. Die psychometrischen Prüfungen sind ausführlich im Anhang 2 beschrieben. Sie beziehen sich auf

- lärmbedingte Aktivitätenstörungen;
- psycho-vegetative Störungen;
- Lärmbewältigungsvermögen (Coping);
- Einstellung gegenüber Verkehrsträgern;
- Erwartungen an den Flugbetrieb;
- Prozedurale Fairness;
- Vertrauen in das Bemühen von Verantwortlichen;
- Lärmempfindlichkeit (NOISEQ-R).

Anhand der psychometrischen Itemanalysen wurden die folgenden Scores (jeweils Mittelwert der Item-Antwortwerte) gebildet.

Tabelle 7-1. Scorebildung bei Einstellungs- und Bewertungsfragen

Faktor	Item	Antwortskala / Scorebildung
Kommunikationsstörungen	unterhalten/telefonieren; Radio / Musik /TV; Geselligkeit / Besuch	überhaupt nicht (1) - äußerst (5); <i>Mittelwertscore</i>
Ruhe-/Konzentrationsstörungen	Konzentration; Erholung im Garten	überhaupt nicht (1) - äußerst (5); <i>Mittelwertscore</i>
Schlafstörungen	Einschlafen; Nachtschlaf; Ausschlafen	überhaupt nicht (1) - äußerst (5); <i>Mittelwertscore</i>
Psycho-vegetative Störungen	Fluglärm führt dazu, dass man sich erschrickt. Fluglärm macht einen nervös und gereizt. Fluglärm führt zu Kopfschmerzen.	überhaupt nicht (1) - äußerst (5); <i>Mittelwertscore</i>
Lärmbewältigungsvermögen	Ich kann mich gegen Lärm ganz gut schützen Wenn es mir zu laut wird, mache ich einfach die Fenster zu, und dann stört es mich nicht mehr Manchmal fühle ich mich dem Lärm richtig ausgeliefert Den Lärm hier höre ich schon gar nicht mehr Wenn es sehr laut wird, schalte ich einfach ab Ich habe mich damit abgefunden, dass der Lärm nun mal da ist	nicht (1) - sehr (5); <i>Mittelwertscore</i>
<i>(Einstellung zu jeweiligem Verkehrsträger)</i>	Autoverkehr-/Schienen-/Luftverkehr: nützlich Autoverkehr-/Schienen-/Luftverkehr: gefährlich Autoverkehr: bequem Autoverkehr: umweltschädigend	trifft nicht (1) - sehr zu (5) <i>Keine Zusammenfassung. Auswertung auf Itemebene.</i>
Erwartungen zum Flugbetrieb	Der Flughafen fördert die Weiterentwicklung der Region (W). Durch den Flughafenbetrieb kommt es zu einer Wertminderung der Häuser und Grundstücke (P). Durch den Flughafenbetrieb entstehen neue Arbeitsplätze in der Region (W). Durch den Flughafenbetrieb wird einem der Aufenthalt im Garten, auf der Terrasse oder auf dem Balkon verleidet (W).	überhaupt nicht (1) - äußerst (5); <i>Mittelwertscore; auch teilbar in Erwartungen zur wirtschaftlichen (W) und persönlichen Situation (P). Psychometrische Güte eines 1-Faktor-Scores aber ausreichend.</i>
Fairness	Ich finde, dass der Fluglärm vom Flughafen Frankfurt gerecht verteilt ist. Wenn Entscheidungen zum Fluglärm getroffen werden, habe ich Möglichkeiten, den Verantwortlichen meine Ansichten mitzuteilen. Ich habe Möglichkeiten, gegen getroffene Entscheidungen, die ich für falsch halte, vorzugehen. Entscheidungen zum Fluglärm werden mir im Allgemeinen ausführlich erläutert und begründet.	überhaupt nicht (1) - sehr (5); <i>Mittelwertscore</i>
Vertrauen in das Bemühen von Verantwortlichen	Flugzeughersteller tun alles, was sie können Fluglinien/ Fluggesellschaften tun alles, was sie können Flughafenbetreiber (Fraport AG) tut alles, was er kann Fluglärmkommission tut alles, was sie kann Land Hessen tut alles, was es kann	überhaupt nicht (1) - sehr (5); <i>Mittelwertscore</i>
NoiSeQ - Lärmempfindlichkeit (Privat)	Gesunder Schlaf ist für mich nur in absolut ruhiger Umgebung möglich. Ich werde sehr unruhig, wenn ich beim Einschlafen jemanden reden höre. Ich kann mich schnell an Lärm in meiner Wohnumgebung gewöhnen (rekodiert). Ich bin sehr empfindlich gegenüber Geräuschen aus meiner Nachbarschaft. Wenn es nachts laut ist, bin ich morgens unausgeschlafen. Ich kann einschlafen, obwohl es laut um mich herum ist (rekodiert).	stimmt gar nicht (0) - stimmt genau (3); <i>Mittelwertscore</i>

Faktor	Item	Antwortskala / Scorebildung
NoiSeQ - Lärmempfindlichkeit (Arbeit)	<p>Neue Aufgaben kann ich nur in leiser Umgebung bearbeiten.</p> <p>Wenn Personen um mich herum laut sind, komme ich mit meiner Arbeit nicht voran.</p> <p>Meine Leistung wird durch eine große Geräuschkulisse stark beeinträchtigt.</p> <p>Für anstrengende Arbeiten brauche ich äußerste Ruhe</p>	<p>von stimmt gar nicht (0) - stimmt genau (3)</p> <p>Mittelwertscore</p>

Weitere Scorebildungen erfolgten bei den Fragen zur gesundheitsbezogenen Lebensqualität. Die hier zugehörigen acht Items bilden die SF8-Skala, eine Kurzform des SF36 (Ellert et al., 2005). Jedes Item des SF8 bildet eine Subdimension ab (Tabelle 7-2, vgl. auch Abschnitt 4.2.1).

Tabelle 7-2. Items der gesundheitsbezogenen Lebensqualität (SF8)

GH	Allgemeine Gesundheitswahrnehmung	Wie würden Sie Ihren Gesundheitszustand in den letzten 4 Wochen im Allgemeinen beschreiben?
PF	körperliche Funktionsfähigkeit	Wie sehr haben Probleme mit der körperlichen Gesundheit Sie in den letzten 4 Wochen bei normalen körperlichen Tätigkeiten eingeschränkt (z. B. beim zu Fuß gehen oder Treppensteigen)?
RP	körperliche Rollenfunktion	In wie weit hatten Sie in den letzten 4 Wochen wegen Ihrer körperlichen Gesundheit Schwierigkeiten bei der Ausübung Ihrer täglichen Arbeit zu Hause oder außer Haus?
BP	Schmerz	Wie stark waren Ihre Schmerzen in den letzten 4 Wochen?
VT	Vitalität	Wie viel Energie hatten Sie in den letzten 4 Wochen?
SF	Soziale Funktionsfähigkeit	Wie sehr haben Ihre körperliche Gesundheit oder seelische Probleme in den letzten 4 Wochen Ihre normalen Kontakte zu Familienangehörigen oder Freunden eingeschränkt?
MH	psychisches Wohlbefinden	Wie sehr haben Ihnen in den letzten 4 Wochen seelische Probleme, z. B. Angst, Niedergeschlagenheit oder Reizbarkeit, zu schaffen gemacht?
RE	emotionale Rollenfunktion	Wie sehr haben Ihre persönlichen oder seelischen Probleme Sie in den letzten 4 Wochen daran gehindert, Ihre normalen Tätigkeiten im Beruf, in der Schule/im Studium oder andere alltägliche Tätigkeiten auszuüben?

Der SF8 ist ein von der Fa. QualityMetric international lizenziertes Standardinstrument zur Lebensqualitätserfassung. Die Antwortwerte zu den acht Items werden in T-Werte (Mittelwert = 50, Standardabweichung = 10) transformiert und anschließend aus allen acht Items zwei Summenscores gebildet: körperliche Lebensqualität (PCS, *physical component summary*) und psychische Lebensqualität (MCS, *mental component summary*) (vgl. QualityMetrics, 2011; Ellert et al., 2005). Die Skalentransformation und Summenscore-Bildung erfolgte für die NORAH-Studie mit der Software QualityMetric Health Outcomes™ Scoring Software 4.5. Da vorgesehen ist, für die NORAH-Studie aus Gründen der Vergleichbarkeit, z. B. mit der bundesdeutschen Normstichprobe (Ellert et al., 2005), die Scorebildung entsprechend des Manuals (Ware et al., 2001) vorzunehmen, wurde anders als bei den übrigen

Skalen auf eine umfassende Prüfung der psychometrischen Güte und darauf ausgerichtete Skalenbildung verzichtet.

7.3.4 Deskriptive Statistik und Verteilungsprüfungen

Für zentrale Variablen, abhängige Variablen sowie relevante situative, soziale und personale Co-Faktoren werden deskriptive Statistiken pro Teilstudie und Erhebungsjahr insgesamt sowie getrennt nach quellenspezifischen VerkehrsGeräuschpegelgruppen dargestellt.

Je nach Skalenniveau werden Häufigkeitsverteilung und Lagemaße (arithmetischer Mittelwert) sowie Dispersionsmaße (Standardabweichung, Standardfehler, Konfidenzintervall) angegeben.

Die Verteilungsformen wurden mittels PP- und QQ-Plots, Histogramme und Residuenanalysen geprüft sowie die Schiefe und Kurtosis bestimmt. Bei Werten für Schiefe und Kurtosis innerhalb der von West, Finch und Curran (1995) definierten Grenzen (Schiefe ≤ 2 , Kurtosis ≤ 7), wurde im Rahmen der weiteren Analysen zur Hypothesenprüfung von univariater Normalverteilung ausgegangen. Bei Abweichung von der Normalverteilung außerhalb der von West et al. (1995) definierten Grenzen, war eine Transformation bzw. Kategorisierung der Werte vorgesehen.

Bezüglich des Skalenniveaus der Antwortskalen: Die für die Lärmbelastigungs- und Störungsvariablen verwendete 5-stufige ICBEN-Skala ([1] überhaupt nicht, [2] etwas, [3] mittelmäßig, [4] stark [5] äußerst) verfügt über psychometrisch geprüfte annähernd äquidistante Antwortstufen (Felscher-Suhr, Guski und Schuemer, 2000; Fields et al., 2001). Dies gilt ebenso für die bei weiteren Variablen verwendete 5-stufige Rohrmann-Intensitätskala ([1] nicht, [2] wenig, [3] mittelmäßig, [4] ziemlich, [5] sehr; vgl. Rohrmann, 1978). Bei beiden Ratingskalen wird also von Intervallskalenniveau ausgegangen, so dass die Anwendung parametrischer Auswertungsverfahren möglich ist. Ebenso werden die übrigen mehrstufigen Ratingskalen (5- bis 6-stufige Antwortstufen bei den SF8-Items, 4-stufige Antwortskala bei den NoiSeQ-R-Items, 5- bis 6-stufigen Antwortskalen zur Mediennutzung) als (quasi-) metrische Skalen betrachtet und damit Intervallskalenniveau angenommen⁴.

⁴ Diese Annahme wird gestützt durch Studien, die auf die weitgehende Robustheit statistischer Entscheidungen gegenüber - für Ratingskalen typische - Abweichungen vom Intervallskalenniveau verweisen (Baker, Hardyck & Petrinovich, 1966; Bentler & Chou, 1987; Glass, Peckham & Sanders, 1972; Lubke & Muthen, 2004; Velleman Wilkinson, 1993) oder ergaben, dass auch bei Ratingskalen die formalen Voraussetzungen für das Vorliegen metrischer Skalen (Skalenpunkte in einer Rangfolge abbild- und als gleichabständig interpretierbar) erfüllt sein können (z. B. Faulbaum, 1984; Rohrmann, 2007; Westermann, 1985) - vgl. auch Bortz & Döring, 2006.

7.4 Inferenzstatistische Prüfung der Hypothesen (Hauptanalysen)

Für die Expositions-Wirkungsanalysen anhand der Querschnittsdaten (Standortvergleich, Quellenvergleich) wurden verallgemeinerte Lineare Modelle (*Generalized Linear Model* (GzLM); z. B. in Balthes-Götz, 2014) eingesetzt. Das GzLM-Verfahren ermöglicht die Anwendung robuster Schätzer (Huber-White-Sandwich-Schätzer; White, 1980, 1982), die auch bei Annahmeverletzungen zur Verteilungsform und Varianzhomogenität konsistente Kovarianzschätzungen liefern. Linearitätsannahmen wurden mittels Streudiagrammen und Residualanalysen geprüft sowie etwaige Modellgüteverbesserungen durch Variablentransformation mittels AIC getestet. In die Modelle fließen als Determinanten die Verkehrsgeräuschbelastung, potenzielle weitere Einflussgrößen und Confounder ein. Die Linearitätsannahmen beschränken sich auf den untersuchten Geräuschpegelrange.

Der Einschluss von Prädiktoren erfolgte hypothesengestützt in Blöcken. Es wurde jeweils ein Basismodell mit dem interessierenden quellenspezifischen Geräuschpegel adjustiert nach Befragungsmodus und ein erweitertes Modell unter Einschluss aller übrigen als relevant erachteten potenziellen Co-Determinanten gerechnet. Bezogen auf die gesundheitsbezogene psychische und körperliche Lebensqualität wurden zudem zwei weitere Modelle gerechnet, um den spezifischen Einfluss der berichteten Fluglärmbelastung analysieren zu können. Dies wird im Ergebnisabschnitt zur gesundheitsbezogenen Lebensqualität (Abschnitt 9.9) im Detail dargestellt. Die Anpassungsgüte der Basis- und erweiterten Modelle wird jeweils anhand des AIC-Wertes (*Akaike information criterion*; Akaike Informationskriterium; Akaike, 1987; Burnham & Anderson, 2004) beurteilt.

Für die Modellierung der Veränderungen über die Zeit werden keine **manifesten** Differenzwerte bestimmt. Gründe dafür sind die geringere Reliabilität von Differenzwerten im Vergleich zu Einzelwerten und unangemessene Reduzieren von an sich mehrdeutiger Information (Cronbach, 1958; Edwards, 1995). Des Weiteren ergeben sich aufgrund der drei Erhebungsphasen (2011, 2012, 2013) und der Prüfung eines möglichen "Change-Effektes" statistische Herausforderungen z. B. bei der Modellierung des Change-Effektes bei dem kein linearer Anstieg über die drei Erhebungsphasen angenommen wird (siehe zum Change-Effekt Abschnitt 2.4, S. 32 und Hypothesen H1 bis H3 76ff.). Aus diesen Gründen sollen für die Längsschnittanalyse Strukturgleichungsmodelle (SEM) verwendet werden. SEM erlauben zum einen die Modellierung von autokorrelierten Residuen und dadurch eine um Autokorrelationen "bereinigte" Schätzung der an sich "interessierenden" Parameter und zum anderen die Aufnahme der Change-Charakteristika und eine um Unreliabilitäten der Messung "bereinigte" Schätzung der Modellparameter. Um möglichen Verteilungsverzerrungen (Abweichungen von der Normalverteilung) zu begegnen, wurde ein robustes Schätzverfahren (MLR) gewählt (z. B. Kline, 2010; Olsson et al., 2000).

Die Berechnungen erfolgen dabei durch die Spezifizierung von "**Latente Wachstumskurvenmodellen**" (LGCM; z. B. Bollen & Curran, 2006),

1. die eine latente Modellierung und damit explizite Abbildung der "Veränderung" in den Pegel- und Belästigungsmaßen erlauben (LC-

Modellierung, Steyer et al., 2000),

2. mit denen die Veränderungen in den Anstiegen (slopes) und die Verschiebung der intercepts mit den latenten Veränderungsmaßen aus den LC-Modellen in Beziehung gesetzt werden können. Dabei ist auch eine Modellierung nicht linearer Anstiege zwischen den Messphasen möglich, so dass über den Vergleich von Fit-Statistiken eine statistisch begründete Modellentscheidung erfolgen kann.
3. Zudem ist eine simultane Prüfung für weitere potentielle Einflussgrößen und Confounder möglich.

Um der Gefahr einer Überspezifizierung ("overfitting") bei der Modellierung zu begegnen werden Informationskriterien mit "Parsimonitätskorrektur" hinzugezogen (z. B. AIC).

7.5 Verallgemeinerbarkeit, externe Validität, Non-Response

Es wird geprüft, inwieweit mögliche responsebedingte Verzerrungen in den Stichproben vorliegen, die Auswirkungen auf die Verallgemeinerbarkeit der Aussagen über die Stichprobe hinaus (externe Validität) haben. Die Ergebnisse werden in Abschnitt 8.5 und 8.6 beschrieben.

Externe Validität bedeutet, dass die Untersuchungsergebnisse auf andere, vergleichbare Personen, Orte oder Situationen generalisierbar sind (Bortz & Döring, 2006, S. 504). Die Fragestellungen im NORAH-Modul 1 beziehen sich im Kern auf die Bevölkerung im Umfeld von deutschen Zivilflughäfen. Da die untersuchten Flughäfen Frankfurt, BER, CGN und STR nicht zufällig aus dem Pool aller deutschen Flughäfen ausgewählt wurden und die Gesamtheit der Flughäfen nicht repräsentieren, betreffen die Fragestellungen im engeren Sinne die Bevölkerung im Umfeld der untersuchten vier Flughäfen.

Ein wesentlicher Teilaspekt der externen Validität ist die Repräsentativität der (Zufalls-) Stichprobe. Verschiedene Definitionen von "Repräsentativität" liegen vor, die hier im Einzelnen nicht diskutiert werden können (vgl. Kruskal & Mosteller, 1979a-c). In der NORAH-Studie wird dem Konzept von Repräsentativität gefolgt, welches die Stichprobe als "Abbild der Bevölkerung" betrachtet. Diese Abbildfunktion kann bezogen auf sämtliche in einer definierten Population vorhandenen Merkmale weder postuliert noch überprüft werden. Sie ist lediglich für die Personenmerkmale feststellbar, die in den Erhebungen erfasst wurden und deren Populationsverteilungen bekannt sind. Weiterhin ist für die Frage der Repräsentativität der Stichproben im Modul 1 zu beachten, dass die Stichprobenziehungen an den Flughäfen geschichtet nach Luftverkehrsgeräuschpegelklassen erfolgten, im Rhein-Main-Gebiet weitere Stichproben auch gruppiert nach Schienen- und Straßenverkehrsgeräuschstufen. Entsprechend bezieht sich die merkmalsbezogene Repräsentativität jeweils auf die Stichprobe *innerhalb* jeder als Schichtungsstufe verwendeten Geräuschpegelklasse und nicht auf die jeweilige Gesamtstichprobe an den Flughäfen.

Verzerrungen können durch verschiedene Arten von Ausfällen, die auf dem Weg von der Grundgesamtheit zu Nettostichproben entstehen können, auftreten. Dabei werden folgende Stufen unterschieden:

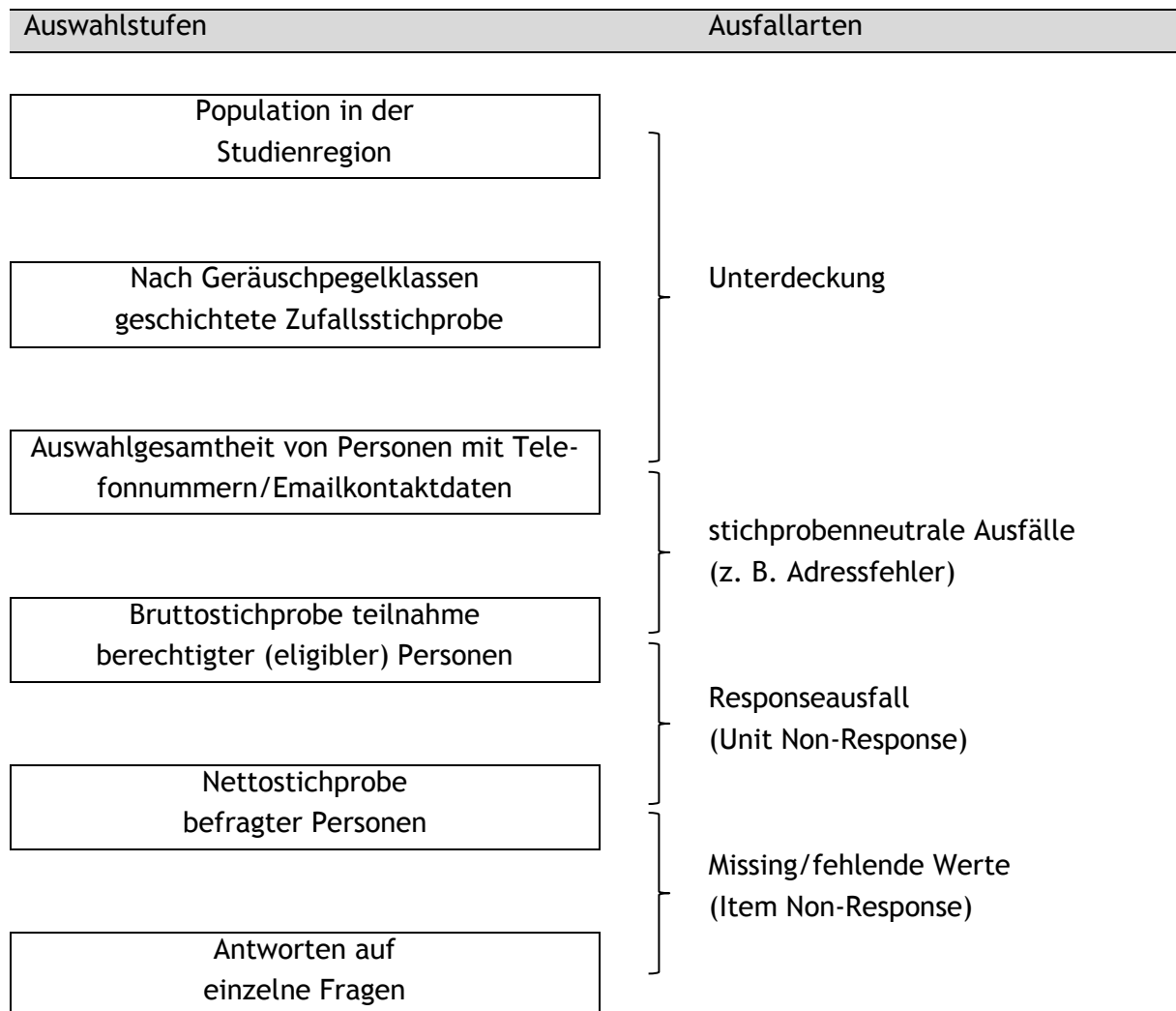


Abbildung 7-1. Ausfallstufen und -arten der Befragungen im NORAH-Modul 1.

Die in den Erhebungen im Umfeld der untersuchten Flughäfen erzielten Teilnahmeabläufe werden auf den einzelnen Auswahlstufen in Form einer Teilnahmestatistik mit Darstellung der erzielten absoluten und relativen Häufigkeiten dokumentiert. Die Dokumentation erfolgt entsprechend den Empfehlungen der International Commission on Biological Effects of Noise (Fields et al., 1997; http://www.icben.org/files/JournalGuide_e.pdf) und nach den AAPOR-Standards zur Definition von Ausschöpfungskennziffern (The American Association for Public Opinion Research [AAPOR], 2011). Die Prüfung möglicher responsebedingter Verzerrungen erfolgt pro Stichprobe des Modul 1 in folgenden Schritten:

- Auswertung der Non-Responder-Informationen: Non-Responder-Analyse

inklusive der Kategorisierung von Ausfallgründen insgesamt und aufgeteilt nach quellenspezifischen VerkehrsGeräuschpegelgruppen⁵. Ergänzend dazu: Analyse der Informationen aus den Non-Responder-Befragungen.

- Verteilungsprüfung erhobener Personenmerkmale über die Pegelklassen innerhalb der Befragungstichproben.
- Prüfung des statistisch signifikanten Zusammenhangs zwischen Personenmerkmal und betrachteter Wirkungsvariable (AV = abhängige Variable). Daraus leitet sich die Relevanz des Personenmerkmals im Hinblick auf Auswirkungen von Verzerrungen auf die AV ab.
- Bei für die abhängigen Variablen relevanten Personenmerkmalen: Prüfung responsebedingter Verzerrung durch Vergleich der Merkmalsverteilung in der Stichprobe und in der zugrundeliegenden Population. Die Prüfung erfolgt für jede bei Stichprobenziehung zur Schichtung verwendete Geräuschpegelklasse und unter Zuhilfenahme externer Quellen von bevölkerungsbezogenen Daten.
- Bei Abweichung der Stichprobenverteilung von der Bevölkerungsverteilung in den relevanten Personenmerkmalen erfolgt eine Gewichtung der jeweiligen Stichprobe anhand der Bevölkerungsverteilung.

Auf diese Schritte wird nachfolgend weiter eingegangen.

7.5.1 Analyse der Non-Responder-Informationen

Zu den Teilnahmeausfällen in den Befragungen im Modul 1 ist die Art des Ausfalls bekannt. Bei Teilnahmeverweigerung (Non-Response) wurden die Gründe für die Nichtteilnahme erhoben. Zusätzlich liegen ab 2012 am Flughafen FRA sowie in 2013 an den Flughäfen CGN und STR Daten aus Non-Responder-Kurzbefragungen vor, die während der telefonischen Kontaktaufnahme durch Interviewpersonal im Falle einer Verweigerung als Ersatz zum Hauptinterview durchgeführt wurden.

Insgesamt sind folgende Informationen von Non-Respondern verfügbar:

- Akustische Daten:
 - Luftverkehrsgeräuschpegel, verwendet für die Stichprobenziehung (Maximum des Tages- und Nachtdauerschallpegels): Im Rhein-Main-Gebiet und am Flughafen BER liegen für die Non-Responder adressbezogene Pegel vor, die zu 2,5 dB-Klassen zusammengefasst

⁵ Bei den Non-Response-Analysen werden die bei Stichprobenziehung verwendeten Verkehrslärmpegelgruppen verwendet. In der FRA-Panelstudie und an den Vergleichsflughäfen sind dies jeweils auf Fluglärm bezogene Umhüllende des Tages- und Nachtmittelungspegels.

wurden, an den Flughäfen CGN und STR besteht für die Non-Responder eine Zuordnung der jeweiligen Wohnadresse zu Tages- und Dauerschallpegel in 5 dB-Klassen.

- Daten aus dem Melderegister:
 - Alter
 - Geschlecht
 - Zuzugsjahr
- Selbstauskünfte der Non-Responder:
 - Gründe für Nichtteilnahme (Freitext)
 - Zusätzlich aus Non-Responder-Befragung: Lärmbelästigung, höchster Schulabschluss

Mit diesen Informationen kann eine Non-Responder-Analyse unter Einschluss folgender Aspekte durchgeführt werden:

- Kategorisierung der Verweigerungsgründe und Prüfung der Verteilung der Ausfallgründe über Geräuschpegelklassen. Die Auswertungen liefern Informationen darüber, ob ein Zusammenhang zwischen dem Verhalten "Non-Response" und Fluglärmexposition (L_{pAeq} -Pegelklassen) besteht.
- Zusätzlich anhand der Non-Responder-Befragung: Prüfung des Zusammenhangs zwischen dem Verhalten "Non-Response" und erlebter Fluglärmbelästigung. Allerdings haben lediglich 6 bis 10 % der Non-Responder an den vier Flughafenstandorten die weiteren Non-Responderfragen beantwortet. Dies wirft wiederum die Frage der externen Validität (hier: Verallgemeinerbarkeit auf alle Non-Responder innerhalb einer Geräuschpegelklasse) auf. Deshalb werden die deskriptiven Ergebnisse der Non-Responder-Befragungen dokumentiert, aber auf eine Gewichtung der Antworten von Respondern (Non-Response-Gewichtung) auf Basis der Non-Responder-Befragungen zum statistischen Ausgleich eines Non-Response-Bias muss leider verzichtet werden. Stattdessen erfolgt eine ggf. erforderliche Korrektur finaler Auswertungsmodelle auf Basis des Vergleichs verfügbarer relevanter Merkmalsverteilungen in der Stichprobe und in der zugrundeliegenden Bevölkerung (Poststratifikationsgewichtung, s. unten).

7.5.2 Prüfung der Verteilung soziodemografischer Variablen

Alter und Geschlecht, für die sowohl Stichproben- als auch bevölkerungsbezogene Daten vorliegen, werden hinsichtlich ihrer Verteilungen geprüft. Valide Populationsdaten zur Bildung, Beruf und dem Einkommen in den Studienpopulationen liegen nicht vor. Wohl kann aber zusätzlich zu den o.g. Variablen auch der Migrationshintergrund und der Sozialstatus (Scheuch-Winkler-Index SWI) in die Verteilungsprüfung aufgenommen werden, da für diese

und die o. g. Variablen eine Propensitygewichtung (vgl. Abschnitt 7.5.5) zur Begegnung von möglichen Verzerrungen durch Panelausfälle möglich ist.

Zunächst wird geprüft, ob sich die Verteilungen der Ausprägungen der hier genannten Personenmerkmale zwischen Stufen der Luftverkehrsgeräuschbelastung statistisch signifikant voneinander unterscheiden. Die Analysen beziehen sich auf die Geräuschexposition durch den Luftverkehr, da diese maßgebend für die Definition der Studienregionen und für die Stichprobenziehung an den Flughäfen ist. Treten keine Verteilungsunterschiede zwischen den Geräuschpegelklassen auf, kann für das betreffende Merkmal angenommen werden, dass der Expositions-Wirkungszusammenhang dadurch nicht verzerrt wird bzw. der Geräuschpegel mit dem Personenmerkmal nicht assoziiert ist.

Treten bei Personenmerkmalen Verteilungsunterschiede zwischen den Geräuschpegelklassen auf, ist zu fragen, welche Effekte diese auf die untersuchten abhängigen Variablen (AV) haben. Hierzu wird geprüft, ob die betrachteten Personenmerkmale als Haupteffekt bzw. in Wechselwirkung mit den Geräuschpegeln einen Effekt auf die AV haben. Diese Prüfung wird für die folgenden Variablen vorgenommen:

- Belästigung,
- Berichtete Schlafstörungen,
- allgemeine Gesundheitswahrnehmung (SF8-Score GH).

Personenmerkmale, die auf keine der abhängigen Variablen einen Einfluss haben, sei es als Haupteffekt oder in Wechselwirkung mit dem Geräuschpegel, können im Weiteren in den Hauptanalysen vernachlässigt werden, da eine etwaige hierauf bezogene Abweichung zur Merkmalsverteilung in der Bevölkerung die Ergebnisse nicht verzerrt.

Ist ein Effekt eines Personenmerkmals auf mindestens eine der abhängigen Variablen feststellbar, wird geprüft, ob die Verteilungsunterschiede zwischen den Geräuschpegelklassen responsebedingt sind oder ein Abbild von Verteilungsunterschieden in der Bevölkerung darstellen. Hierzu wird für jede Stichprobe und pro Geräuschpegelklasse die merkmalsbezogene Verteilung in der Stichprobe mit der entsprechenden Bevölkerungsverteilung verglichen. Eine systematische Abweichung von der Bevölkerungsverteilung stellt einen Hinweis auf eine responsebedingte Verzerrung dar.

Die für den Vergleich erforderlichen bevölkerungsbezogenen Daten stammen aus verschiedenen externen Quellen, die nachfolgend beschrieben werden.

7.5.3 Populationsdaten aus den Studienregionen im Umfeld der untersuchten Flughäfen

Für die folgenden in der Stichprobe erhobenen Merkmale liegen bevölkerungsbezogene Daten pro Luftverkehrsgeräuschpegelklasse aus folgenden externen Quellen vor:

- Von den *Meldeämtern* zusammen mit den Adressdaten für die Stichprobenziehung:
 - Alter, Geschlecht, Zuzugsjahr
- Vom *Bundesstatistikamt (Zensusdaten, 2011)*: Häufigkeitsangaben pro Luftverkehrsgeräuschpegelklasse:
 - Alter, Geschlecht, Familienstand.

Die Angaben zum Familienstand werden pro Geräuschpegelklasse insgesamt sowie gruppiert nach Alter und Geschlecht zur Verfügung gestellt. Bei den nach Alter und Geschlecht gruppierten Häufigkeitsangaben wurden in einigen Geräuschpegelklassen aufgrund geringer Zellenbesetzungen die Zahlenwerte von der Datenbank-Software des Bundesstatistikamt verfälscht (beim Familienstand in 4,7 %), so dass diese Häufigkeitsangaben nicht verwendet werden können. In diesen Fällen wurde eine Imputation der Häufigkeitsangaben vorgenommen. Hierzu wurden die Häufigkeitsangaben zum Familienstand pro Geräuschpegelklasse, Alters- und Geschlechtsgruppe aus den Häufigkeitsangaben der vorhandenen Personenmerkmalsstufen und mit Hilfe der Gesamtzahlen pro Geräuschpegelklasse abgeschätzt. Entsprechend wurde auch in gleichen Fällen bei künftigen Populationsdaten zu den übrigen Flughafenstandorten verfahren.

7.5.4 Stichproben, für die Verteilungsvergleiche mit bevölkerungsbezogenen Daten vorgenommen werden

Der Vergleich von Merkmalsverteilungen in der Stichprobe und in der zugrundeliegenden Bevölkerung erfolgt für die erstgezogenen Stichproben an den vier Flughäfen FRA, BER, CGN und STR. Am Flughafen FRA betrifft dies die Panelstichprobe.

Die weiteren in 2012 gezogenen Querschnittsstudien zum Schienen-, Straßenverkehrs- und Kombinationslärm sowie die 2013 nachgezogenen Personen sind Kontrollgruppen, die für sich gar nicht den Anspruch der merkmalsbezogenen Bevölkerungsrepräsentativität erheben können. Das liegt daran, dass für diese Stichproben die Ziehungen aus der gleichen Populationsdatei vorgenommen wurden, allerdings *nachdem* für die Panelstudie gezogene Personen sowie 8.004 weitere Personen für das Blutdruckmonitoring ausgewählt worden waren. Die für die Stichprobenziehungen zu den Querschnittsstudien in 2012 und 2013 verbleibende Ausgangsdatei enthält also nicht mehr die gesamte Anzahl der teilnahmeberechtigten (erwachsenen) Population der Studienregion. Auf die gesamte Studienregion bezogen stellen diese Stichproben somit keine echten Zufallsstichproben dar, weil zum Ziehungszeitpunkt nicht alle teilnahmeberechtigten Personen der Studienregion eine von Null

verschiedene Inklusionswahrscheinlichkeit hatten. Dies gilt auch, obwohl für die Auswahl der Untersuchungspersonen bei den Querschnittsstudien am Flughafen FRA auf Basis der verbleibenden Adressausgangsdatei ein geschichtetes Zufallsverfahren angewandt wurde. Hinzu kommt, dass bei den Querschnittsstudien zum Schienen- und Straßenverkehrs- sowie Kombinationslärm die Dominanz der Geräuschquellen als weitere einschränkende Auswahlbedingung eingeführt wurde und auch dadurch nicht mehr die gesamte teilnahmeberechtigte Bevölkerung der Studienregion abgebildet werden kann.

Für die Fragestellungen des Quellenvergleichs und für die Frage der Kombinationswirkungen behalten diese Kontrollgruppen dennoch ihre Relevanz. Personenmerkmale, die einen Einfluss auf die betrachteten Wirkungsgrößen (AVs) haben und sich zwischen Kontroll- und Panelgruppen in der Verteilung unterscheiden können, werden in den Auswertungsmodellen als Determinanten mit aufgenommen. Zudem wird den Hauptanalysen ein Bootstrappingverfahren (s.u. Abschnitt 7.5.6) vorgeschaltet, welches eine Abschätzung robuster Konfidenzintervalle erlaubt, in dem sich die Ergebnisse zum Quellenvergleich bewegen. In gleicher Weise wird mit der in 2013 gezogenen Kontrollstichprobe verfahren, mit der im Vergleich zu den Panelergebnissen 2013 eine Abschätzung des Effekts der wiederholten Befragungen erfolgen soll.

7.5.5 Modellanpassung durch Stichprobengewichtung anhand der ausgewählten Populationsmerkmale

Zur Prüfung des Einflusses der Gewichtung der Stichprobe anhand der o. g. Populationswerte auf die Expositions-Wirkungsbeziehungen wurden die Daten aus der dritten Erhebungswelle der Panelstichprobe Rhein-Main verwendet. Die Gewichtung wurde im Rahmen der Sensitivitätsanalyse für folgende Expositions-Wirkungsmodelle vorgenommen: Fluglärm-belästigung, fluglärmbedingte Schlafstörungen, gesundheitsbezogene körperliche (PCS) und psychische (MCS) Lebensqualität.

Als Gewichtungsverfahren wurde eine Poststratifikationsgewichtung (vgl. z. B. Bethlehem, 2009, S.146; Särndal & Lundström, 2005, S. 69) pro Geräuschpegelklasse durchgeführt.

Das Prinzip dabei ist, dass jede Häufigkeit in der Zelle einer multivariaten Tabelle der Stichprobe (z. B. Geschlecht x Alter x Familienstand) mit den entsprechenden Häufigkeiten in der gleichen Tabelle in der Population verglichen wird. Die Häufigkeiten in der Populations-tabelle stellen die Soll-Werte dar. Alle Personen, die sich durch eine bestimmte Merkmalskombination einer Zelle auszeichnen (z. B. alle Personen eines Geschlechts, einer bestimmten Alterskategorie, etc.), bekommen das gleiche Soll/Ist Gewicht. Die Berechnung des Gewichts wird im Abschnitt 16.1, S. 505ff. dargestellt.

Für die Panelstudie ist zu beachten, dass Ausfälle in den Folgewellen t2 (2012) und t3 (2013) auftreten können, die ihrerseits zu Verzerrungen in den relevanten Personenmerkmalen in der verbleibenden Stichprobe gegenüber der Panelwelle t1 führen. Diese möglichen Verzerrungen wurden nach Verteilungsprüfung durch eine Propensitygewichtung aus-

geglichen (u.a. Bethlehem, Cobben & Schouten, 2011, S. 334ff.). Hier lautet das Prinzip, dass sich für die Wellen t2 und t3 aus den in der Erhebungswelle vor dem Panalausfall erhobenen für die Teilnahme relevanten Personenmerkmalen mittels binärer logistischer Regression die Wahrscheinlichkeit der (Non-)Response (=Propensity) bestimmen lässt. Die inversen Antwortwahrscheinlichkeiten werden dabei als Gewichte verwendet (sog. Propensity-Gewichte). Auf diese Weise wurde die Stichprobe von Welle t2 an die gewichtete Stichprobe von Welle t1 angepasst, die Stichprobe der Welle t3 wird an die gewichtete Stichprobe von Welle t2 angepasst.

Es ist vorgesehen, dass die Modellanpassung durch Stichprobengewichtung sukzessiv erfolgt. Das heißt, die Stichprobengewichtung wird zunächst als Sensitivitätsanalyse für die Modelle zu den abhängigen Variablen Fluglärmelast, fluglärmbedingte Schlafstörungen und gesundheitsbezogene Lebensqualität am Flughafen FRA in der Panelstichprobe der dritten Erhebungswelle angewandt. Sofern die Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse zeigen, dass sich die Expositions-Wirkungsbeziehungen der ungewichteten und gewichteten Modelle nicht bzw. nur unwesentlich unterscheiden, sollen die weiteren Analysen mit den (ungewichteten) Original-Stichprobendaten erfolgen.

Als unwesentliche Änderung in den Expositions-Wirkungsbeziehungen sind Abweichungen angesehen worden, die innerhalb des kleineren der beiden Konfidenzintervalle der zu vergleichenden gewichteten und ungewichteten Expositions-Wirkungsfunktionen liegen. Bei Abweichungen innerhalb der Konfidenzintervalle sollte den ungewichteten Modellen der Vorzug gegeben werden, da eine Gewichtung zur Verteilungsanpassung bestimmter Merkmale an die bekannte Populationsverteilung unter Umständen auch zu einer Anpassungsverringering an die Verteilung von Merkmalen führen kann, deren Populationsverteilung nicht bekannt ist.

Aus diesem Grunde wurden zu den zentralen Expositions-Wirkungsmodellen (den erweiterten Modellen) die Bootstrapping-Konfidenzintervalle bestimmt, um damit eine Abschätzung der Robustheit der Schätzer bei unbekannter Populationsverteilung zu erhalten (s. nachfolgenden Abschnitt 7.5.6).

7.5.6 Abschätzung der Robustheit der Ergebnisse

Die o.g. Anpassungsgewichtungen zum Ausgleich responsebedingter Verzerrungen sind nicht für alle Merkmale der Untersuchungspersonen (Einstellungen, situative Rahmenbedingungen), die einen Einfluss auf die betrachteten abhängigen Variablen haben, möglich gewesen, da Kenntnisse über die Populationsverteilung nur für demografische Daten, die in der amtlichen Statistik aufgeführt sind und auch nur für einen Teil davon zur Verfügung stehen.

Deshalb werden die Expositions-Wirkungsmodellierungen mit einem Bootstrapping-Verfahren kombiniert, das es erlaubt, für die Schätzer mittels Modellierung an einer großen Anzahl von "Bootstrap"-Stichproben aus der Gesamtstichprobe (Ziehung mit Zurücklegen) eine

Abschätzung des Konfidenzintervalls des Schätzers vorzunehmen (Efron & Tibshirani, 1986, 1993). Dadurch werden auch ohne Kenntnisse der Populationsverteilung Informationen über Eigenschaften des Schätzers, insbesondere über seine Robustheit in verschiedenen Teilstichproben generiert. Als Voreinstellung wurde für das Bootstrapping eine Anzahl von $B = 5.000$ Bootstrap-Stichproben festgelegt. Das Bootstrapping stellt keine Prüfung auf systematische Abweichungen von den Verteilungen in der Bevölkerung dar, erlaubt aber durch die Vielzahl von Stichproben aus einer vorgegebenen Stichprobe eine Abschätzung der Streuung des Schätzers bei unterschiedlichen (simulierten) Stichprobenverteilungen.

7.6 Sensitivitätsanalysen, Hauptanalysen

Vorbereitend/begleitend zu den Hauptanalysen wurden notwendige Voruntersuchungen und Sensitivitätsanalysen durchgeführt.

Die Voruntersuchungen umfassen:

- die Analyse fehlender Werte und deren Imputation;
- die Prüfung der psychometrischen Güte der verwendeten Konstrukte (Skalen) in den Befragungen.

Diese Voruntersuchungen sind in den Anhängen 1 und 2 beschrieben.

Die Sensitivitätsanalysen beschäftigen sich zum einen mit den Folgen der Nonresponse in dieser Studie und deren Auswirkungen auf die Ergebnisse bzw. mit der Robustheit der Ergebnisse. Sie sind in diesem Bericht in den Abschnitten 8.6 und 16 dargestellt.

Dazu zählen:

- Sensitivitätsanalysen I. Prüfung der Verteilung von Personenmerkmalen über Geräuschpegelklassen und deren Effekte auf Belästigung, berichtete Schlafstörungen und die allgemeine Gesundheitswahrnehmung (SF8)
- Sensitivitätsanalysen II: Effekt der Anpassungsgewichtung der Panelstichprobe Rhein-Main bedingt durch Nonresponse und Panelmortalität;
- Sensitivitätsanalysen III: Vergleich der Expositions-Wirkungsbeziehungen der Teilnehmenden aller Erhebungswellen mit der vollen Teilnehmerzahl pro Erhebungswelle in der Panelstudie Rhein-Main;
- Sensitivitätsanalysen IV: Vergleich der Expositions-wirkungsbeziehungen aus Basis- und erweiterten Modellen
- Sensitivitätsanalysen V: Fluglärm-belästigung und berichtete Schlafstörungen der Panelteilnehmenden in 2013 versus Neurekrutierte in 2013 (Rhein-Main-Gebiet)

Zum anderen finden sich im Anhang 3 weitere methodisch begründete Sensitivitätsanalysen. Diese umfassen:

- Sensitivitätsanalysen VI: Vergleich des Effekts verschiedener akustischer Kenngrößen auf die Lärmbelästigung, berichtete Schlafstörungen und gesundheitliche Lebensqualität am Beispiel von Fluglärm;
- Sensitivitätsanalysen VII: Analysen zur Interaktion von Variablen mit dem Befragungsmodus.

Die Hauptanalysen beziehen sich auf

- die Expositions-Wirkungsbeziehungen zur quellenspezifischen Belästigung durch Flug-, Schienen- und Straßenverkehrslärm;
- die Expositions-Wirkungsbeziehungen zu berichteten quellenspezifischen Schlafstörungen durch Flug-, Schienen- und Straßenverkehrslärm;
- die Expositions-Wirkungsbeziehungen zur gesundheitsbezogenen psychischen und körperlichen Lebensqualität;
- weitere Effekte von Lärm der drei Verkehrsträger auf Störungen von Aktivitäten, Zufriedenheit mit der Wohngegend, allgemeine Schlafqualität sowie Einstellungen zu den Lärmquellen und zu als verantwortlich wahrgenommenen Institutionen;
- die Lärmbelastigungseffekte von Mehrfachbelastungen durch kombiniertes Auftreten von Luft- und Straßenverkehrsgeräusch- bzw. Luft- und Schienenverkehrsgeräuschbelastungen.

III. Ergebnisse

8 Beteiligung in der Studie

8.1 Überblick über Kapitel 8

In Kapitel 8 werden die Stichproben der Untersuchungsregionen Rhein-Main am Flughafen Frankfurt sowie an den Vergleichsflughäfen Berlin-Brandenburg, Köln/Bonn und Stuttgart in Anzahl und Verteilung vorgestellt. Zunächst werden die erreichten Stichprobenzahlen dargestellt gefolgt von einer Darstellung der räumlichen Verteilung der Teilnehmenden in Kartenausschnitten für alle Studienregionen. Die Karten der Studienregionen sind dem Akustikbericht zur NORAH-Studie (Möhler et al., 2015) entnommen.

Im Anschluss daran werden pro Flughafen zu den Stichproben Verteilungsangaben gemacht. Die Darstellung erfolgt nach folgendem Muster:

- Zunächst wird jeweils eine Stichprobe hinsichtlich ihrer Verteilung über die Geräuschpegelklassen der jeweils im Fokus stehenden Verkehrslärmquellenart (dies ist unterschiedlich je nach Stichprobe) vorgestellt.
- Danach erfolgt eine Darstellung der Verteilung von Charakteristika der Stichproben über Klassen des jeweils quellenspezifischen 24-Stunden-Mittelungspegels sowie gruppiert nach Befragungsmodus (Online versus Telefon). Die in diesem Kapitel dargestellten Verteilungen beziehen sich auf zentrale soziodemografische Variablen sowie auf die in den Expositions-Wirkungsanalysen verwendeten Einflussgrößen der untersuchten Zielvariablen (abhängigen Variablen).
- Die Darstellung der Verteilungsstatistiken wird ergänzt um inferenzstatistische Angaben zu etwaigen Verteilungsunterschieden.

Verteilungsangaben und deskriptive Statistiken zur Geräuschexposition und zu den untersuchten Zielvariablen werden in nachfolgenden Kapiteln vorgestellt.

Schließlich werden in diesem Kapitel Ergebnissen der durchgeführten Nonresponse-Analyse zur Abschätzung potenzieller Response-Verzerrungen und deren mögliche Effekte auf die Ergebnisse dargestellt. Weitere Abschätzungen der Robustheit der Ergebnisse erfolgten im Anschluß an die Darstellung aller Ergebnisse im Kapitel 16.

8.2 Erreichte Stichprobenzahlen

Die nachfolgenden Abbildungen zeigen den Verlauf der Teilnahmeerwartung und erzielten Anzahl von Interviews sowie Zahl und Gründe von Ausfällen (Non-Response) in der Panelstudie Rhein-Main und an den Flughäfen Berlin-Brandenburg, Köln/Bonn und Stuttgart. Die

Tabelle 8-1, auf S. 121 in diesem Abschnitt fasst die Teilnahme in den verschiedenen Teilstudien und erzielten Teilnahmequoten zusammen.

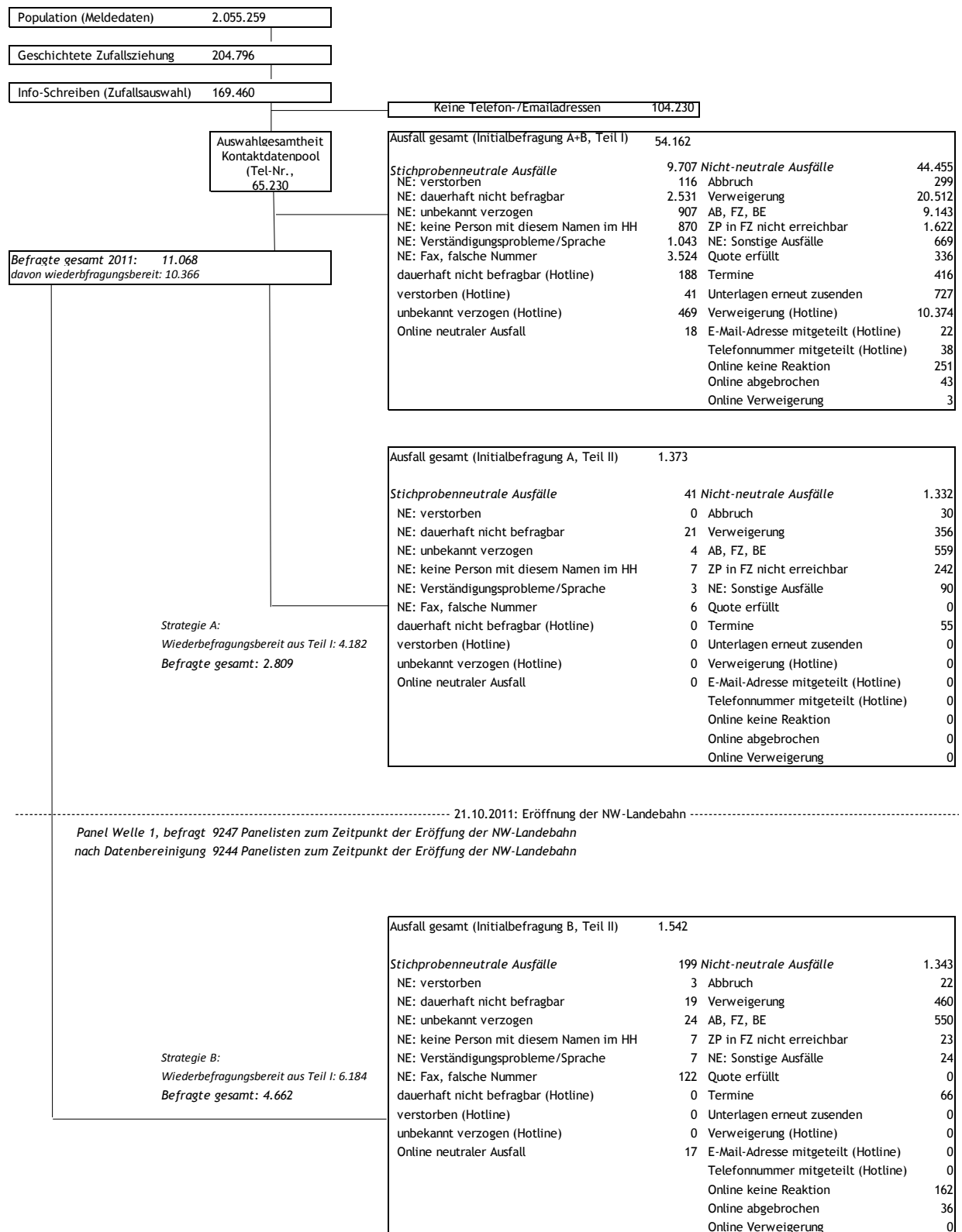


Abbildung 8-1. Ablauf der Gewinnung der Teilnehmenden für die Panelbefragungen im Rhein-Main-Gebiet - erste Erhebungsjahr 2011.

Befragte nach Initialbefragung A und B, jeweils Teil II: 7.451
davon wiederbefragungsbereit: 7153

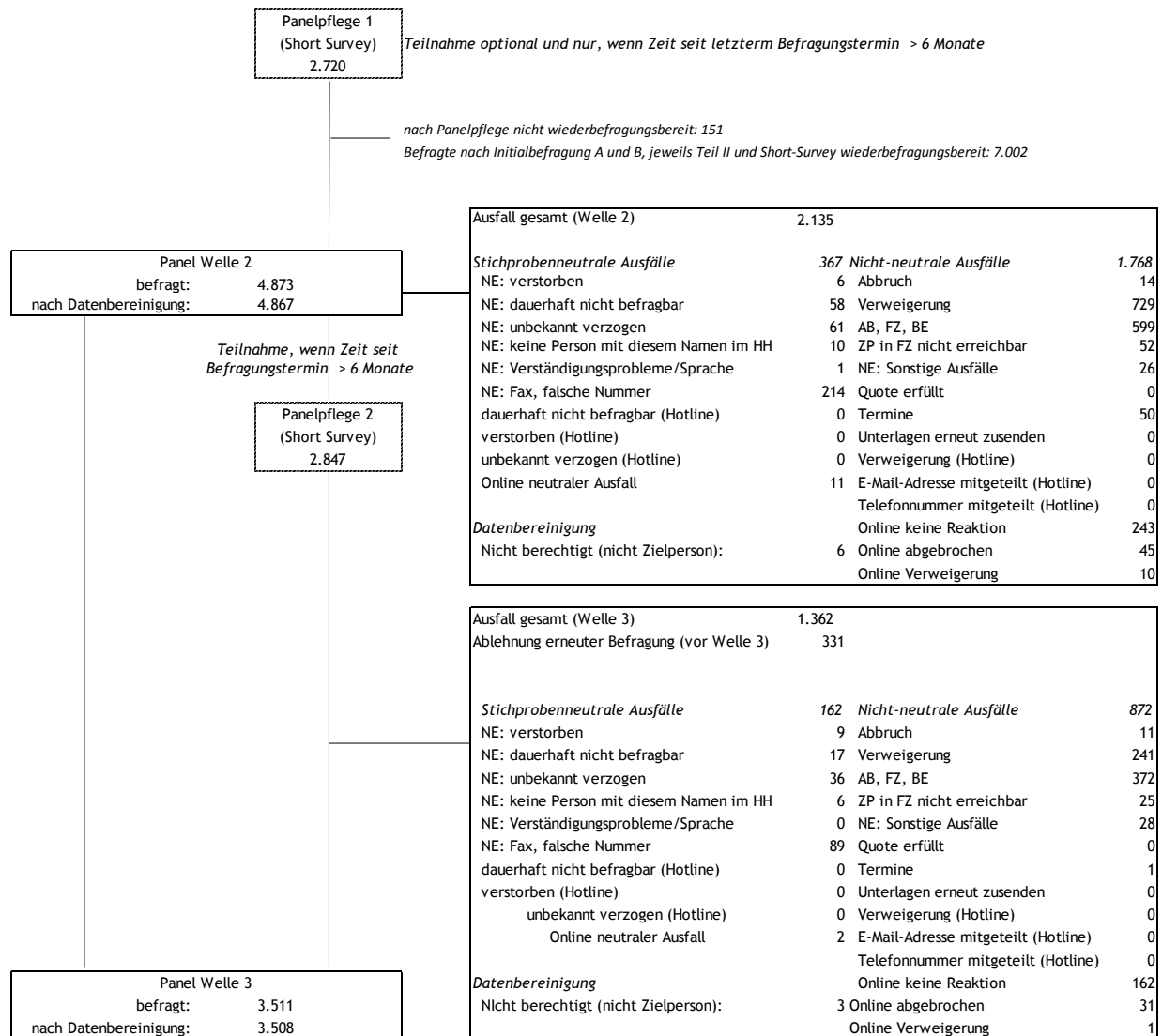


Abbildung 8-2. Ablauf der Gewinnung der Teilnehmenden für die Panelbefragungen im Rhein-Main-Gebiet - erstes, zweite und dritte Erhebungsjahr 2012, 2013.

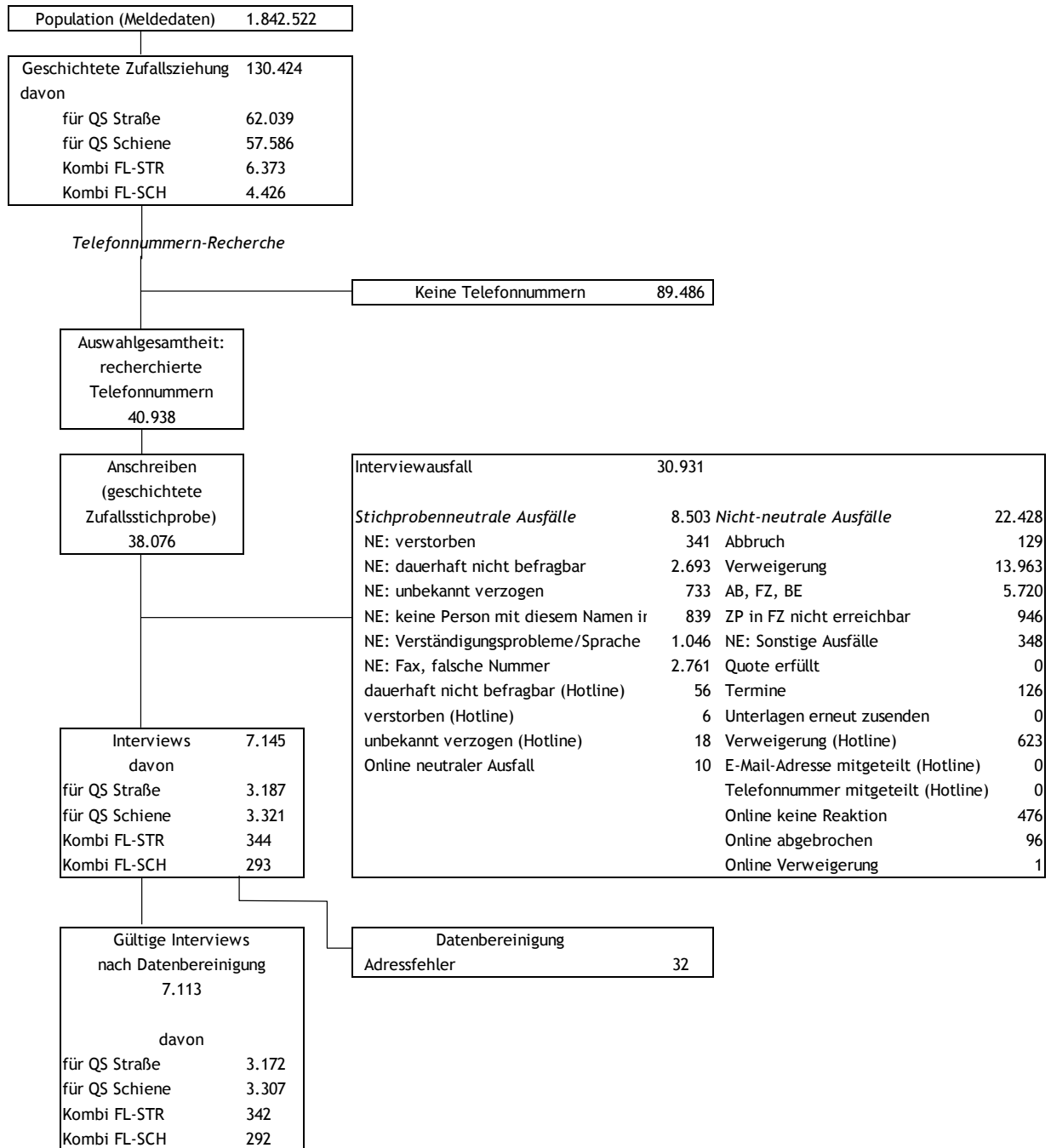


Abbildung 8-3. Ablauf der Gewinnung der Teilnehmenden für die Querschnittsstudien zum Straßen- und Schienenverkehrslärm und kombinierten Verkehrslärm im Rhein-Main-Gebiet.

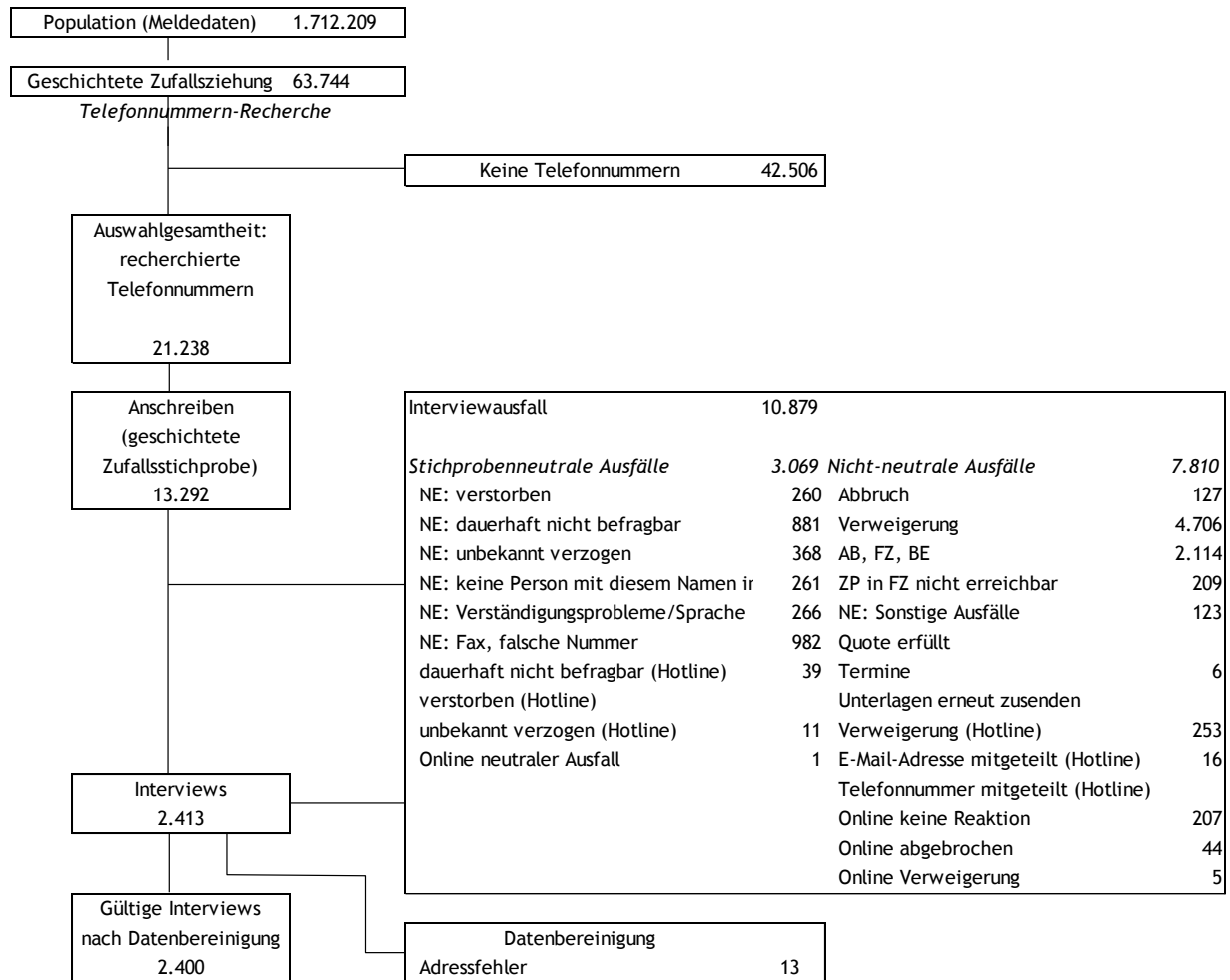


Abbildung 8-4. Ablauf der Gewinnung der Teilnehmenden für die in 2013 neu rekrutierte Kontrollgruppe im Rhein-Main-Gebiet.

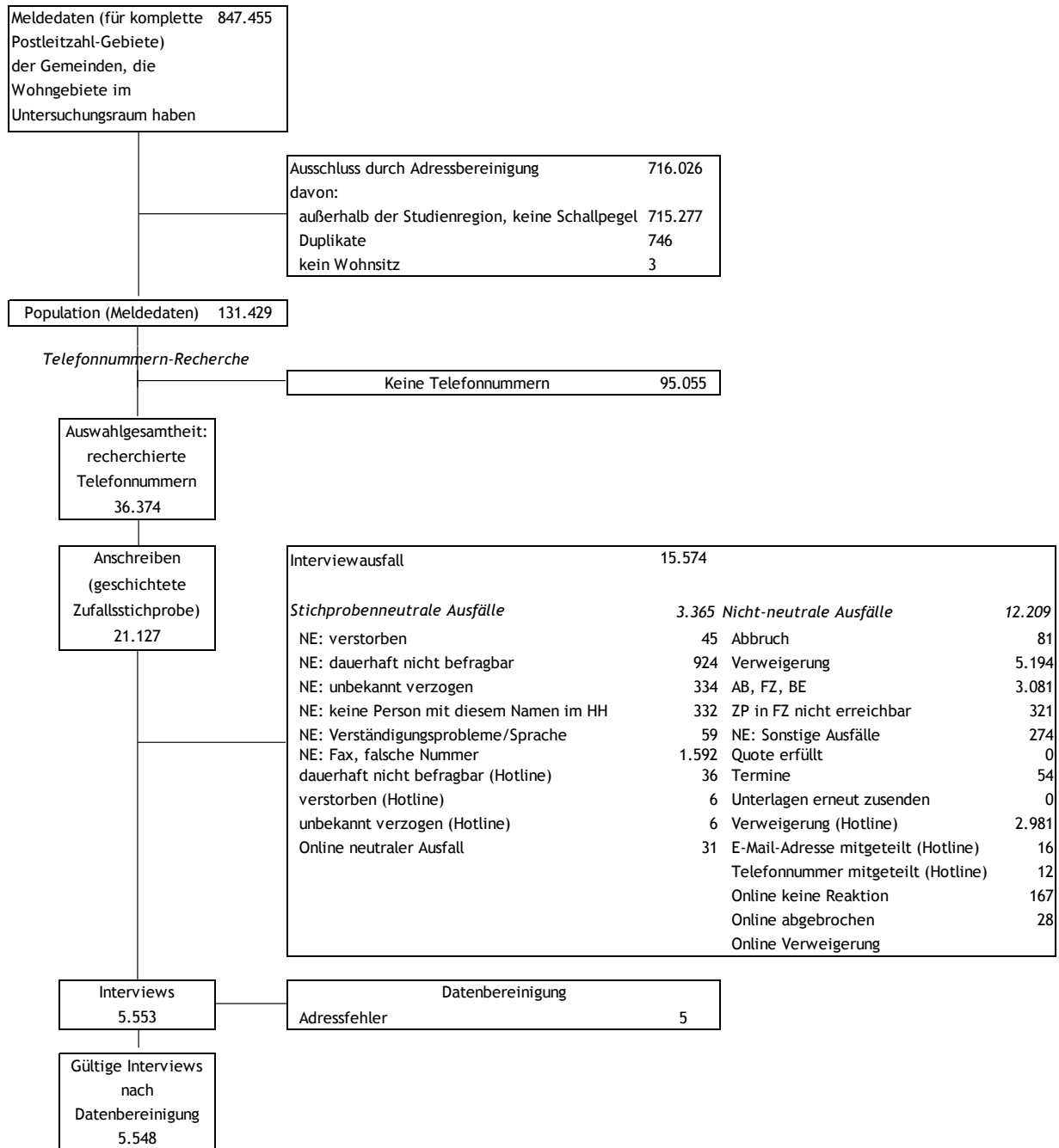


Abbildung 8-5. Ablauf der Gewinnung der Teilnehmenden für die Befragungen am Flughafen Berlin-Brandenburg.

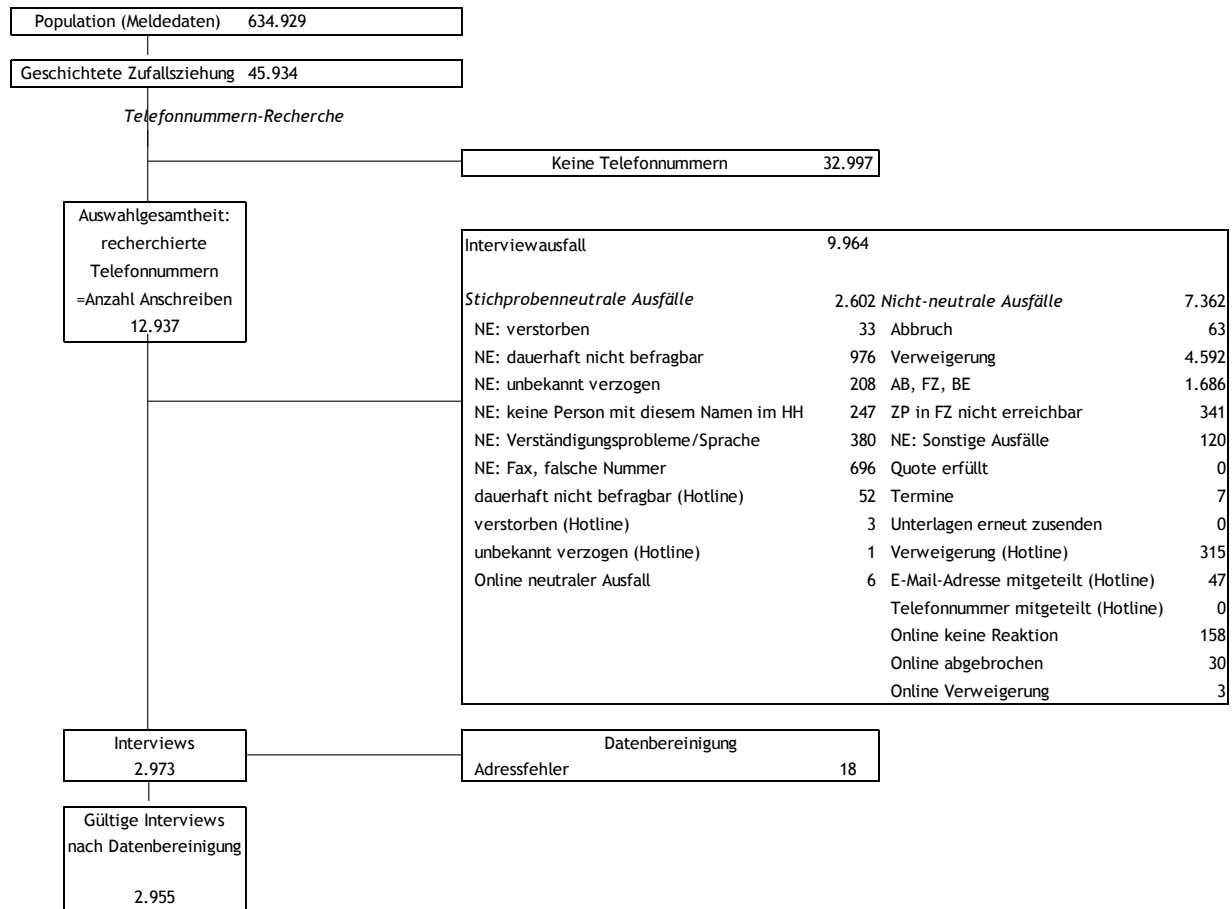


Abbildung 8-6. Ablauf der Gewinnung der Teilnehmenden für die Befragungen am Flughafen Köln/Bonn.

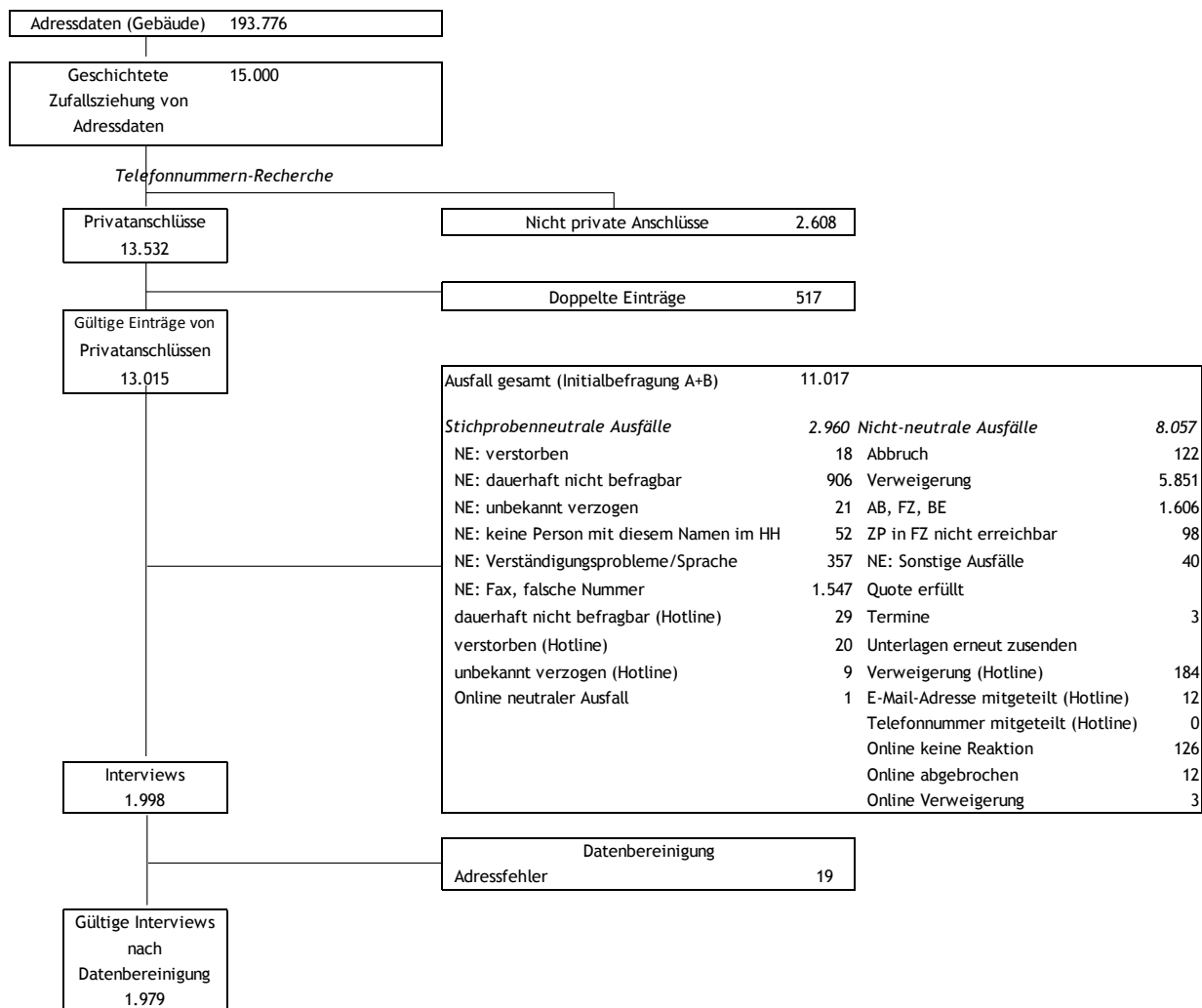


Abbildung 8-7. Ablauf der Gewinnung der Teilnehmenden für die Befragungen am Flughafen Stuttgart.

Die nachfolgende Tabelle 8-1 fasst die erzielte Beteiligung in den verschiedenen Stichproben dieser Studie zusammen. Insgesamt betragen die Responseraten zwischen 7 und 31 % bezogen auf die Zahl der versandten Schreiben (entspricht der Responserate berechnet nach AAPOR-Standard [AAPOR, 2011]) und zwischen 17 und 31 % bezogen auf die verfügbaren Telefon- und Email-Kontaktdaten. Letztere Quotenberechnung erlaubt eine bessere Vergleichbarkeit der Raten zwischen den Flughäfen: Die stark nach unten abweichende Responserate am Flughafen FRA (7 %) gegenüber denen an den Vergleichsflughäfen ist rechnerisch dadurch bedingt, dass am Flughafen FRA zunächst eine Vielzahl von Anschreiben verschickt und *dann* dazu Telefonnummern recherchiert wurden und diese dann den Pool der kontaktierbaren Personen darstellen (Auswahlgesamtheit), während an den übrigen Flughäfen erst die Telefonnummern recherchiert und dann aus diesen Nummernpools Personen angeschrieben wurden. An den übrigen Flughäfen ist die Unterdeckung (d.h. die Auswahlgesamtheit der verfügbaren Telefonnummern ist kleiner als die Grundgesamtheit) von der Responserate getrennt ausgewiesen, am Flughafen Frankfurt ist sie in der Responserate von 7 % enthalten.

Tabelle 8-1. Beteiligung im NORAH-Studienteil "Belästigung und Lebensqualität"

Teilstudie	Jahr	Angeschrie- ben vor Recherche von Tel.- Nrn.	Recher- chierte Telefon- nummern bzw. Email- adressen	Angeschrie- ben nach Telefon- nummern- Recherche (Zufalls- auswahl)	Auswahl- gesamt- heit	Neutrale Ausfälle	Auswahl- gesamt- heit abzgl. neut- raler Aus- fälle (Brutto- stichprobe)	Befragte (gültige Fälle nach Daten-be- reinigung)	Teilnahmequote			
									% ange- schriebe- ner Personen	% Brutto- stich- probe	% Response- rate RR nach AAPOR #	% gültiger Fälle im Vorjahr
FRA Panel t1	2011	169.460	65.230		65.230	9.707	55.523	9.244	5 %	17 %	7 %	--
FRA Panel t2	2012					344		4.867	--	--	72 %	53 %
FRA Panel t3	2013					161		3.508	--	--	80 %	72 %
FRA Nachre- krutierte	2013		21.238	13.292	13.292	3.082	10.210	2.400	18 %	24 %	24 %	
FRA Straße	2012		18.295	16.862	16.862	3.707	13.155	3.172	19 %	24 %	24 %	
FRA Schiene	2012		19.082	17.653	17.653	3.891	13.762	3.307	19 %	24 %	24 %	
FRA Flug- Straße	2012		2.109	2.109	2.109	564	1.545	342	16 %	22 %	22 %	
FRA Flug- Schiene	2012		1.452	1.452	1.452	341	1.111	292	20 %	26 %	26 %	
BER	2012		36.374	21.127	21.127	3.370	17.757	5.548	26 %	31 %	31 %	--
CGN	2013		12.937	12.937	12.937	2.620	10.317	2.955	23 %	29 %	29 %	--
STR	2013		13.015	13.015	13.015	2.979	10.036	1.979	15 %	20 %	20 %	--

Anmerkung. t1, t2, t3 = Haupterhebungswellen in der Panelstudie Rhein-Main. Auswahlgesamtheit: Recherchierte Telefonnummern/Emailadressen bzw. nach Telefonnummer-recherche angeschriebene Personen. Neutrale Ausfälle: nicht zur Studienauswahl gehörend, z. B. verstorben, dauerhaft nicht befragbar, verzogen, keine Person mit dem Namen im Haushalt; vgl. Responsestatistik im Abschnitt 8.5. Flughafenstandorte: FRA = Frankfurt, BER = Berlin-Brandenburg, CGN = Köln/Bonn, STR = Stuttgart.

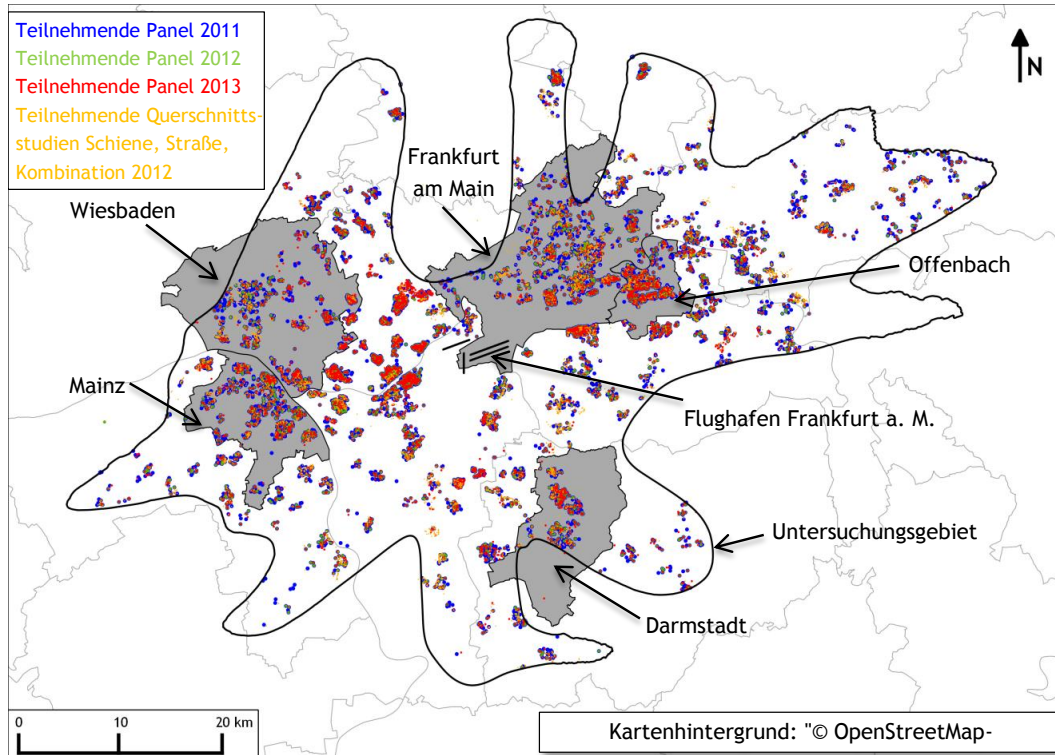
Die niedrigen Teilnahmequoten geben Anlass zu einer umfassenden Nonresponse-Analyse und Prüfung der Abschätzung einer möglichen responsebedingten Verzerrung auf die Ergebnisse. Die zur Prüfung der möglichen Verzerrungseffekte durch Non-Response durchgeführten Sensitivitätsanalysen umfassen:

- Non-Response-Analyse (Kap 8.5)
 - Verweigerungsgründe
 - Verteilung der Responserate über Geräuschpegelklassen
 - Zusammenhang zwischen Responserate und Personenmerkmalen (u.a. Lärmempfindlichkeit)
- Zusammenhänge soziodemografische Merkmale mit Mittelungspegel und den abhängigen Variablen (AV): Fluglärmbelästigung, berichtete Schlafstörungen, Lebensqualität (Kap. 8.6)
- Modellvergleiche (Robustheit der Ergebnisse I) (Kap. 16.1)
 - Modelle mit gewichteten vs. ungewichteten Daten
 - Flughafen FRA: Vergleich der Teilnehmenden aller Wellen 1 bis 3 vs. voller Stichprobenumfang pro Welle (1 bzw. 2)
 - Basis- vs. erweiterte Modelle
 - Flughafen FRA (indirekt): Vergleich Neurekrutierter in 2013 vs. Panel 2013
- Bootstrapping (Robustheit der Ergebnisse II)
 - Bei allen zentralen (erweiterten) Modellen (N_B) = 5.000
 - Prüfung der Robustheit der Schätzungen

Die Non-Response- und Zusammenhangsanalysen zwischen Personenmerkmalen, Luftverkehrsgeräuschbelastung und den abhängigen Variablen Fluglärmbelästigung, berichtete Schlafstörungen und dem berichteten Gesundheitszustand (SF8) werden in diesem Kapitel in den Abschnitten 8.5 und 8.6 dargestellt. Weitere Prüfungen zur Robustheit der Ergebnisse finden sich im Kapitel 16.

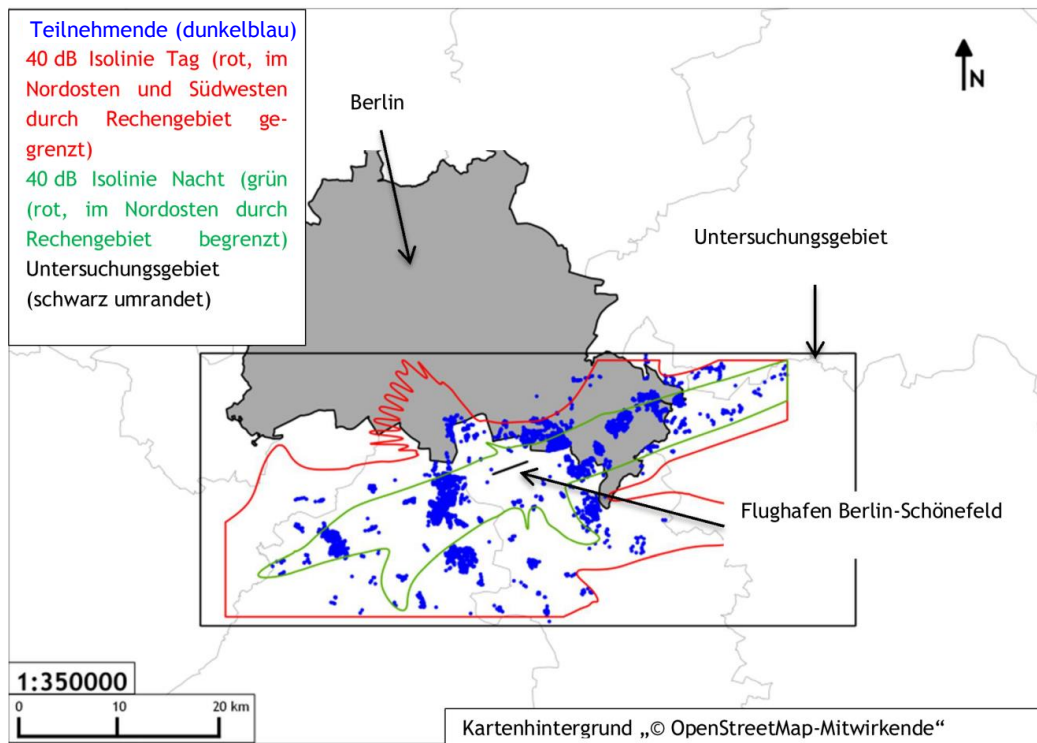
8.3 Räumliche Verteilung der Stichproben

Von Abbildung 8-8 bis Abbildung 8-11 sind Kartenausschnitte der Studienregionen an den Flughäfen Frankfurt, Berlin-Brandenburg, Köln/Bonn und Stuttgart dargestellt. Die Karten sind dem Akustikbericht zur NORAH-Studie (Möhler et al., 2015) entnommen. Die in den Karten eingezeichneten Punkte stellen die einzelnen Adressen (Immissionspunkte) der Teilnehmenden dieser Studie dar.



Anmerkung. Schwarze Linie = Umhüllende der 40 dB-Konturen $L_{pAeq,06-22h}$ und $L_{pAeq,22-06h}$ - Bezugsjahr 2007 (DES 2007). Der Abbruch der Linie, z. B. im nordwestlichen Bereich erklärt sich dadurch, dass die verfügbare Flugstreckennetzbeschreibung nicht ausreicht, um die 40 dB-Kontur vollständig zu schließen.

Abbildung 8-8. Verteilung der Teilnehmenden im Untersuchungsgebiet Rhein-Main am Flughafen Frankfurt (schematisch) Quelle: Möhler et al. (2015).



Anmerkung. Rot = 40 dB-Umhüllende von $L_{pAeq,06-22h}$ und $L_{pAeq,22-06h}$ bezogen auf Flugbewegungen des Jahres 2010 (DES 2010). Der Abbruch der Linie im unteren und linken Bereich erklärt sich dadurch, dass die Flugstreckennetzbeschreibung nicht ausreicht um die 40 dB-Kontur vollständig zu schließen.

Abbildung 8-9. Verteilung der Teilnehmenden im Untersuchungsgebiet des geplanten Flughafens Berlin - Brandenburg (bisher: Berlin-Schönefeld) - Quelle: Möhler et al. (2015).

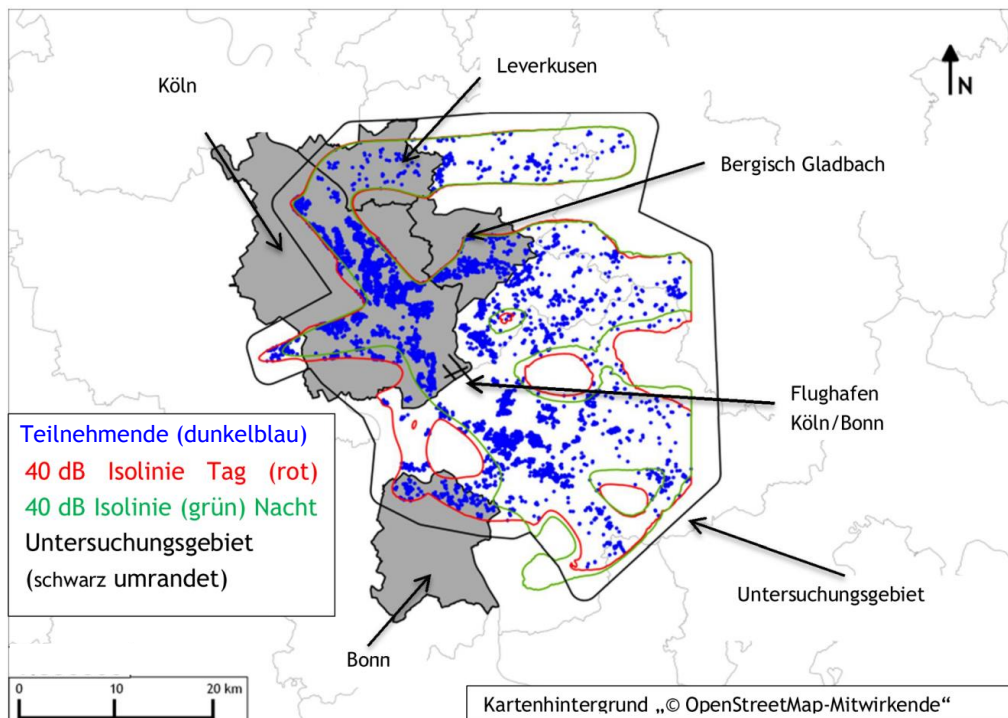


Abbildung 8-10. Verteilung der Teilnehmenden im Untersuchungsgebiet des Flughafens Köln / Bonn (schematisch). Bezugsjahr der Isolinien: 2010 (DES 2010) - Quelle: Möhler et al. (2015).

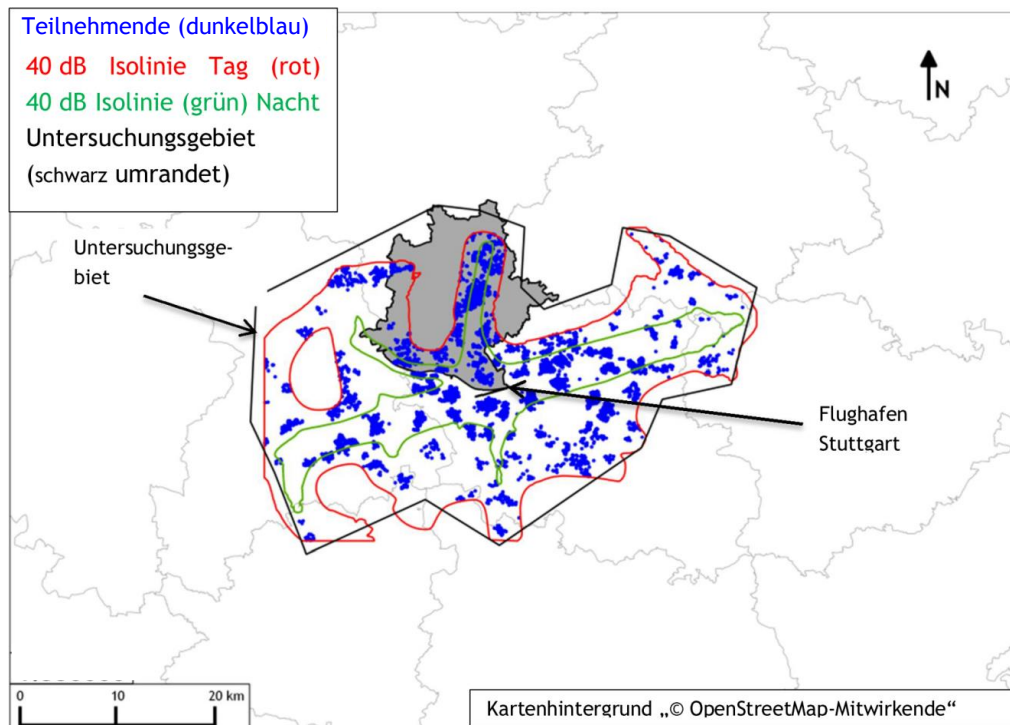


Abbildung 8-11. Verteilung der Teilnehmenden im Untersuchungsgebiet des Flughafens Stuttgart (schematisch). Bezugsjahr der Isolinien: 2010 (DES 2010) - Quelle: Möhler et al. (2015).

8.4 Verteilungsstatistiken zu den Stichproben

8.4.1 Verteilung in der Panelstichprobe Rhein-Main (Flughafen Frankfurt)

8.4.1.1 Verteilung der Teilnehmenden der Panelstichprobe Rhein-Main über die Luftverkehrs-Geräuschpegelklassen

Tabelle 8-2 zeigt die Verteilung der Stichproben in den Befragungswellen 1 bis 3 gruppiert nach Luftverkehrs-Geräuschpegelklassen. Für die an Welle t1 (2011) teilnehmenden Personen ist die Verteilung zunächst nach den bei Stichprobenziehung verwendeten 2,5-dB-Pegelklassen dargestellt, welche sich auf das Maximum des Tages- und Nachtmittelungspegels für das Jahr 2007 beziehen. Weiterhin wird die Verteilung der jeweiligen Stichproben der Wellen 1 bis 3 sowie der an allen Wellen teilnehmenden Personen bezogen auf die bei Auswertung verwendeten jeweiligen 12-Monatspegel für 24 Stunden ($L_{pAeq,24h}$) von Oktober 2010 bis September 2013 gezeigt. Bezogen auf die jeweils aktuellen 12-Monatspegel wurden in Welle t1 (2011) vor Eröffnung der NW-Landebahn Personen in einem Range im $L_{pAeq,24h}$ von 36 bis 61 dB befragt. In den Wellen t2 (2012) und t3 (2013) lag der Range im $L_{pAeq,24h}$ zwischen 35 bis 60 dB mit Ausnahme einer einzigen Person mit 71 dB in Welle t2 bzw. 70 dB in Welle t3.

Gegenüber der Verteilung über die bei Stichprobenziehung verwendeten Pegelklassen zeigt die Verteilung nach jeweils aktuellen 12-Monatspegeln eine Verschiebung hin zu

Luftverkehrs-Geräuschpegel unterhalb von 40 dB verbunden mit einer relativen Abnahme von teilnehmenden Personen in Geräuschpegelklassen oberhalb von 55 dB. Dies kann zum einen in zeitlichen Änderungen in der Geräuschverteilung seit 2007, zum anderen in der Verwendung unterschiedlicher Geräuschpegelmaße liegen. Über einen weiten Range des jeweils aktuellen 12-Monatspegels, insbesondere im $L_{pAeq,24h}$ -Bereich zwischen 40 und 57,5 dB ist die Teilnehmerzahl vergleichbar. Eine weiterhin gute Übereinstimmung über die Geräuschpegelklassen zeigt sich zwischen der jeweiligen Gesamtzahl der Befragten einer Welle und der Teilmenge der Personen, die an allen Panelwellen teilnahmen.

Tabelle 8-2. Verteilung der Panelstudien-Teilnehmenden am Flughafen Frankfurt über die 12-Monats-Luftverkehrsgeräuschpegelklassen (Maximum von $L_{pAeq,06-22h}$ und $L_{pAeq,22-06h}$) berechnet für die Stichprobenziehung und bezogen auf den 24-Stunden-Mittelungspegel $L_{pAeq,24h}$ für die 12 Monate von jeweils Oktober bis September 2010/2011 für die Befragungswelle t1 (2011), 2011/2012 für Befragungswelle t2 (2012) und 2012/2013 für die Befragungswelle t3 (2013)

Geräusch- pegelklasse Luftverkehr [dB]	Welle t1 (2011)						Welle t2 (2012)				Welle t3 (2013)	
	TN der Welle gesamt		TN der Welle gesamt		TN aller Wellen		TN der Welle gesamt		TN aller Wellen		TN der Welle (= TN aller Wellen)	
	Maximum v. $L_{pAeq,06-22h}$ und $L_{pAeq,06-22h}$, DES 2007		$L_{pAeq,24h}$ 10/2010 - 09/2011		$L_{pAeq,24h}$ 10/2010 - 09/2011		$L_{pAeq,24h}$ 10/2011 - 09/2012		$L_{pAeq,24h}$ 10/2011 - 09/2012		$L_{pAeq,24h}$ 10/2012 - 09/2013	
	N	%	N	%	N	%	N	%	N	%	N	%
35,1 - 37,5	--	--	190	2,1	55	1,6	251	5,2	180	5,1	4	0,1
37,6 - 40,0	--	--	787	8,5	283	8,1	471	9,7	342	9,7	239	6,8
40,1 - 42,5	1097	11,9	1288	13,9	490	14,0	525	10,8	376	10,7	330	9,4
42,6 - 45,0	1168	12,6	1235	13,4	448	12,8	547	11,2	379	10,8	451	12,9
45,1 - 47,5	1088	11,8	1145	12,4	395	11,3	482	9,9	341	9,7	328	9,4
47,6 - 50,0	1053	11,4	999	10,8	394	11,2	542	11,1	403	11,5	397	11,3
50,1 - 52,5	933	10,1	1193	12,9	442	12,6	530	10,9	381	10,9	462	13,2
52,6 - 55,0	1009	10,9	1073	11,6	411	11,7	745	15,3	549	15,6	458	13,1
55,1 - 57,5	1161	12,6	747	8,1	341	9,7	570	11,7	414	11,8	414	11,8
57,6 - 60,0	955	10,3	500	5,4	211	6,0	203	4,2	142	4,0	262	7,5
60,0 - 62,5	609	6,6	87	0,9	38	1,1	--	--	--	--	160	4,6
> 62,5	171	1,8	--	--	--	--	--	--	--	--	3	0,1
Gesamt	9.24 4	100	9.24 4	100	3.50 8	100	4.86 7	100	3.50 8	100	3.50 8	100
Min	40,0		35,8		36,2		35,2		35,2		≤ 35,0 [#]	
Max	63,7		61,0		61,0		71,2		71,2		70,3	
M	50,8		47,8		48,2		47,9		47,9		47,2	
SD	6,4		6,1		6,2		6,4		6,4		6,3	

Anmerkung. # s. Fußnote 6; TN = Teilnehmende; Min = Minimum; Max = Maximum, M = arithmetischer Mittelwert; SD = Standardabweichung (standard deviation).

Bezogen auf den Nachtzeitraum zeigt Tabelle 8-3 die Verteilung der teilnehmenden Personen über die Luftverkehrs-Geräuschpegelklassen $L_{pAeq,22-06h}$ in den Befragungswellen t1 bis t3. Auch hier wird ersichtlich, dass sich die Verteilungen der Personen über die Pegelklassen je nachdem, ob es sich um die Gesamtzahl pro Welle oder um die an allen Wellen teilnehmenden Personen handelt, kaum unterscheiden. Der Range des Nachtpegels $L_{pAeq,22-06h}$ liegt im Wesentlichen in Welle t1 zwischen kleiner 35⁶ bis 57 dB, in den Wellen t2 und t3 zwischen kleiner 35 bis 55 dB, eine Person hat in Welle t2 bzw. Welle t3 eine nächtliche Exposition von $L_{pAeq,22-06h} = 65$ dB bzw. 64 dB.

Die am Panel teilnehmenden Personen sind sowohl nach Luftverkehrsgeräuschpegelklassen vor Eröffnung der NW-Landebahn (Bezugsjahr 2007) als auch nach drei Gruppen prognostizierter Expositionsveränderungen nach gesamter Ausbaufertigstellung in 2020 gegenüber dem Bezugsjahr 2007 gezogen worden: Abnahme um mehr als 2 dB im Tag-Nachtpegel L_{tn} , Zunahme um mehr als 2 dB im L_{tn} , "keine Änderung", d. h. Veränderung um kleiner als 2 dB im L_{tn} .

Die erreichte Verteilung der Teilnehmenden bezogen auf die bei Ziehung verwendeten akustischen Kennwerte zeigt Tabelle 8-4.

⁶ Quellenspezifische Dauerschallpegel unterhalb von 35 dB werden in dieser Studie nicht weiter spezifiziert, weil die Geräuschquellen bei diesen Pegeln selbst nachts nicht mehr voneinander unterscheidbar sind. Dies haben Messungen an den Messstellen des Frankfurter Flughafens in ruhigen Nachtstunden gezeigt.

Tabelle 8-3. Verteilung der Teilnehmenden der Panelstudie (TN) über Klassen des 12-Monats-Nachmittlungspegels $L_{pAeq,22-06h}$ für Luftverkehr von jeweils Oktober bis September 2010/2011 für die Befragungswelle t1 (2011), 2011/2012 für Befragungswelle t2 (2012) und 2012/2013 für die Befragungswelle t3 (2013)

Geräusch- pegelklasse Luftverkehr [dB]	Welle t1 (2011)				Welle t2 (2012)				Welle t3 (2013)	
	TN der Welle gesamt		TN aller Wellen		TN der Welle gesamt		TN aller Wellen		TN der Welle (= TN aller Wellen)	
	$L_{pAeq,22-06h}$ 10/2010 - 09/2011		$L_{pAeq,22-06h}$ 10/2010 - 09/2011		$L_{pAeq,22-06h}$ 10/2011 - 09/2012		$L_{pAeq,22-06h}$ 10/2011 - 09/2012		$L_{pAeq,22-06h}$ 10/2012 - 09/2013	
	N	%	N	%	N	%	N	%	N	%
≤ 35,0	1.939	21,0	655	18,7	1.279	26,3	907	25,9	995	28,4
35,1 - 37,5	1.382	15,0	514	14,7	435	8,9	323	9,2	271	7,7
37,6 - 40,0	916	9,9	346	9,9	552	11,3	382	10,9	360	10,3
40,1 - 42,5	931	10,1	358	10,2	509	10,5	373	10,6	389	11,1
42,6 - 45,0	1.004	10,9	379	10,8	528	10,8	382	10,9	405	11,5
45,1 - 47,5	1.240	13,4	461	13,1	424	8,7	315	9,0	342	9,7
47,6 - 50,0	598	6,5	243	6,9	527	10,8	380	10,8	356	10,1
50,1 - 52,5	595	6,4	279	8,0	490	10,1	354	10,1	308	8,8
> 52,5	639	6,9	273	7,8	123	2,5	92	2,6	82	2,3
> 55,0	139	1,5	63	1,8	1	0,02	1	0,03	1	0,03
Gesamt %	9.244	100,0	3.508	100,0	4.867	100,0	3.508	100,0	3.508	100,0
Min	≤ 35,0 [#]		≤ 35,0 [#]		≤ 35,0 [#]		≤ 35,0 [#]		≤ 35,0 [#]	
Max	56,7		56,7		65,4		65,4		64,2	
M	41,9		42,4		41,7		41,8		41,6	
SD	6,2		6,3		6,0		6,0		5,9	

Anmerkung. # s. Fußnote 6; TN = Teilnehmende; Min = Minimum; Max = Maximum, M = arithmetischer Mittelwert; SD = Standardabweichung (standard deviation).

Tabelle 8-4. Verteilung der Panel-Teilnehmenden der ersten Befragungswelle t1 in der Rhein-Main-Region aufgeteilt nach den bei Stichprobenziehung angewandten Schichtungsmerkmalen: (1) Pegelklassen des Maximums des Tag- und Nachtpegels (Bezugsjahr 2007) und (2) für 2020 prognostizierte Veränderungen im Tag-Nachtpegel L_{tn} gegenüber dem Jahr 2007

Alle Teilnehmenden von Welle t1			
(1) Maximum von $L_{pAeq,06-22h}$ und $L_{pAeq,22-06h}$ (2007) in dB	(2) Prognostizierte Änderung im L_{tn} 2020 zu 2007		
	-	0	+
	%	%	%
35,1 - 37,5	-	-	-
37,6 - 40,0	-	-	-
40,1 - 42,5	10,8	9,9	15,6
42,6 - 45,0	11,2	11,5	15,8
45,1 - 47,5	10,6	10,6	14,7
47,6 - 50,0	10,4	10,9	13,2
50,1 - 52,5	9,8	9,9	10,7
52,6 - 55,0	8,7	11,7	12,6
55,1 - 57,5	13,4	11,4	13,0
57,6 - 60,0	12,9	12,6	4,3
60,1 - 62,5	10,2	8,2	-
62,6 - 65,0	2,0	3,2	-
Gesamt %	100,0	100,0	100,0
N=	3.272	3.325	2.647

Anmerkung. Änderung: "-" = Abnahme um mehr 2 dB; "0" = Änderung in den Grenzen $-2 \text{ dB} < x < 2 \text{ dB}$; "+" = Zunahme um mehr als 2 dB.

Die beiden nachfolgenden Tabellen zeigen die Verteilung der Teilnehmenden aufgeteilt nach Luftverkehrs-Geräuschpegelklassen für den 24-Stunden-Mittelungspegel $L_{pAeq,24h}$ (Tabelle 8-5) und für den nächtliche Mittelungspegel $L_{pAeq,22-06h}$ (Tabelle 8-6) zur Befragungszeit t1 sowie nach den Geräuschpegelveränderungen ein bzw. zwei Jahr nach Eröffnung der NW-Landebahn.

Bezogen auf den 24-Stunden-Mittelungspegel für Luftverkehrsgeräusche befinden sich die meisten teilnehmenden Personen in Gebieten mit Veränderungen der 12-Monats-Geräuschbelastung unterhalb von 2 dB. Teilnehmende mit Abnahme der Fluglärmexposition im ersten Jahr nach NW-Bahneröffnung (2012) gegenüber der Erhebungswelle t1 kommen überwiegend aus Gebieten, in denen vor NW-Bahneröffnung für die Erhebungswelle t1 ein 12-Monats- $L_{pAeq,24h} < 45 \text{ dB}$ herrschte (42 %), ein weiterer größerer Anteil (19,5 %) stammt aus Gebieten in der in Welle t1 geltenden $L_{pAeq,24h}$ -Klasse 57,6 - 60 dB. Die Teilnehmenden, die im ersten Jahr nach der NW-Bahneröffnung eine Zunahme um mehr als 2 dB im $L_{pAeq,24h}$

erfahren haben, waren zur Erhebungszeit t1 den Pegelklassen $40 \text{ dB} < L_{pAeq,24h} < 55 \text{ dB}$ zugeordnet. Dies gilt für alle im ersten Jahr nach der NW-Bahneröffnung Befragten als auch für die an allen Wellen teilnehmenden Personen.

Im zweiten Jahr nach der NW-Bahneröffnung (2013) - Erhebungswelle t3 - gab es weitere Veränderungen in der Fluglärmexposition. Personen, die 2013 gegenüber dem Vorjahr, dem ersten Jahr nach der NW-Bahneröffnung, eine Abnahme von mehr als 2 dB erfahren haben, stammen aus Gebieten, die zu Beginn der Panelstudie im Pegelbereich von $45 \text{ dB} < L_{pAeq,24h} < 57,5 \text{ dB}$ lagen. Von einer Zunahme 2013 gegenüber 2012 um mehr als 2 dB sind insbesondere Personen betroffen, die in 2011 einen 12-Monatspegel $L_{pAeq,24h}$ zwischen 40 und 50 dB hatten.

Tabelle 8-5. Verteilung der Panel-Teilnehmenden in der Rhein-Main-Region in den Erhebungswellen t1 bis t3 aufgeteilt nach Luftverkehrsgeräuschpegeln für 24 Stunden (Mittelungspegel $L_{pAeq,24h}$)

$L_{pAeq,24h}$ Luftverkehr t1 in dB	Alle Teilnehmenden von Welle t2			Teilnehmenden aller Wellen t1 - t3								
	Änderung $L_{pAeq,24h}$ t2 zu t1			Änderung $L_{pAeq,24h}$ t2 zu t1			Änderung $L_{pAeq,24h}$ t3 zu t1			Änderung $L_{pAeq,24h}$ t3 zu t2		
	-	o	+	-	o	+	-	o	+	-	o	+
	%	%	%	%	%	%	%	%	%	%	%	%
35,1 - 37,5	0,0	2,2	0,0	0,0	2,1	0,0	0,0	2,7	0,0	0,0	2,0	0,0
37,6 - 40,0	9,7	8,2	3,0	10,4	8,2	4,0	5,2	10,3	4,8	0,1	9,9	11,9
40,1 - 42,5	20,6	13,4	8,2	20,7	13,4	9,0	11,7	16,5	7,3	3,7	15,9	31,7
42,6 - 45,0	11,5	12,6	17,4	11,6	12,3	17,3	11,9	11,6	21,5	8,2	13,9	13,9
45,1 - 47,5	8,1	11,6	15,6	6,6	11,6	15,0	11,2	10,4	15,7	17,4	9,5	17,8
47,6 - 50,0	6,8	11,0	16,9	6,0	11,1	18,8	8,4	11,1	19,7	12,2	10,6	20,8
50,1 - 52,5	5,6	13,5	16,5	5,0	13,7	15,5	13,6	12,2	11,9	24,9	9,9	4,0
52,6 - 55,0	8,5	11,4	21,8	8,1	11,2	19,5	11,8	10,4	18,4	16,6	10,9	0,0
55,1 - 57,5	5,8	11,3	0,5	6,6	11,7	0,8	16,0	8,1	0,8	16,8	8,3	0,0
57,6 - 60,0	19,5	4,2	0,0	21,1	3,9	0,0	8,7	5,8	0,0	0,0	7,7	0,0
60,1 - 62,5	3,9	0,7	0,0	3,9	0,7	0,0	1,6	1,0	0,0	0,0	1,4	0,0
Gesamt %	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
N=	719	3.585	563	517	2.592	399	1.095	2.017	396	679	2.728	101

Anmerkung. Änderung: "-" = Abnahme um mehr als 2 dB; "o" = Änderung in den Grenzen $-2 \text{ dB} < x < 2 \text{ dB}$; "+" = Zunahme um mehr als 2 dB. t1 = Erhebungswelle 2011 (12-Monatspegel 10/2010-09/2011); t2 = Erhebungswelle 2012 (12-Monatspegel 10/2011-09/2012); t2 = Erhebungswelle 2012 (12-Monatspegel 10/2011-09/2012); t3 = Erhebungswelle 2013 (12-Monatspegel 10/2012-09/2013).

Tabelle 8-6. Verteilung der Panel-Teilnehmenden in der Rhein-Main-Region in den Erhebungswellen t1 bis t3 aufgeteilt nach Luftverkehrsgeräuschpegeln für die Nachtzeit 22-06 Uhr (Mittelungspegel $L_{pAeq,22-06h}$)

$L_{pAeq,22-06h}$ Luftverkehr t1 in dB	Alle Teilnehmenden von Welle t2			Teilnehmenden aller Wellen t1 - t3								
	Änderung $L_{pAeq,22-06h}$ t2 zu t1			Änderung $L_{pAeq,22-06h}$ t2 zu t1			Änderung $L_{pAeq,22-06h}$ t3 zu t1			Änderung $L_{pAeq,22-06h}$ t3 zu t2		
	-	o	+	-	o	+	-	o	+	-	o	+
	%	%	%	%	%	%	%	%	%	%	%	%
≤ 35,0	11,9	32,6	0,0	10,0	32,3	0,0	13,9	35,7	0,0	0,0	28,4	-
35,1 - 37,5	9,3	9,7	0,3	9,2	10,1	0,0	8,7	8,2	0,4	50,0	7,7	-
37,6 - 40,0	16,4	10,3	8,6	15,6	10,0	8,1	11,4	9,3	16,2	0,0	10,3	-
40,1 - 42,5	11,9	9,5	16,2	12,2	9,6	17,8	10,5	9,6	26,5	0,0	11,1	-
42,6 - 45,0	13,2	9,8	15,1	13,3	9,8	16,3	15,4	10,3	12,5	50,0	11,5	-
45,1 - 47,5	8,1	8,5	12,7	8,4	8,6	14,0	9,6	10,0	8,1	0,0	9,8	-
47,6 - 50,0	11,0	9,9	19,2	11,4	10,1	17,1	14,4	8,6	12,5	0,0	10,2	-
50,1 - 52,5	16,7	6,6	27,3	18,6	6,5	26,0	14,9	5,4	23,5	0,0	8,8	-
52,6 - 55,0	1,6	3,0	0,3	1,4	3,1	0,4	1,2	2,9	0,0	0,0	2,3	-
> 55,0	-	-	-				-	-	0,4	0,0	0,03	
Gesamt %	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	
N=	902	3.595	370	633	2.617	258	736	2.500	272	2	3.506	

Anmerkung. Änderung: "-" = Abnahme um mehr 2 dB; "o" = Änderung in den Grenzen $-2 \text{ dB} < x < 2 \text{ dB}$; "+" = Zunahme um mehr als 2 dB. t1 = Erhebungswelle 2011 (12-Monatspegel 10/2010-09/2011); t2 = Erhebungswelle 2012 (12-Monatspegel 10/2011-09/2012); t2 = Erhebungswelle 2012 (12-Monatspegel 10/2011-09/2012); t3 = Erhebungswelle 2013 (12-Monatspegel 10/2012-09/2013).

8.4.1.2 Charakteristika der Panelstichprobe am Flughafen Frankfurt

8.4.1.2.1 Verteilung von Merkmalen der Stichprobe der Panelstichprobe gesamt und je Pegelklasse des 24-StundenMittelungspegels $L_{pAeq,24h}$

Tabelle 8-7 und Tabelle 8-8 geben Auskunft über die statistische Signifikanz und Ausrichtung von Verteilungsunterschieden zwischen den Pegelklassen für alle drei Erhebungswellen.

Statistisch signifikante Verteilungsunterschiede zwischen den Klassen des Mittelungspegels $L_{pAeq,24h}$ für Luftverkehr in mindestens einer der Erhebungswellen zeigen sich insbesondere beim Hauseigentum, Befragungsmodus sowie bei allen Variablen der Tabelle 8-8.

Es wird zu prüfen sein, inwieweit sich die Verteilungsunterschiede auf die Zielvariablen (Lärmbelästigung, lärmbedingte Schlafstörungen, gesundheitsbezogene Lebensqualität) auswirken. Dies wird in den Abschnitten 8.6, S. 174ff., und 9.6, S. 257ff. beschrieben.

Tabelle 8-7. Verteilung der Teilnehmenden pro Panelwelle in Luftverkehrs-Geräuschpegelklassen ($L_{pAeq,24h}$) hinsichtlich des Befragungsmodus und ausgewählter soziodemografischer Variablen

Variable	Gesamt		24-Stunden-Mittelungspegel Luftverkehr $L_{pAeq,24h}$ in dB											
	N	%	< = 35,0	35,1 - 37,5	37,6 - 40,0	40,1 - 42,5	42,6 - 45,0	45,1 - 47,5	47,6 - 50,0	50,1 - 52,5	52,6 - 55,0	55,1 - 57,5	57,6 - 60,0	60,1 - 62,5
			Angaben in Spalten- %											
Geschlecht			Welle t1 (2011)											
männl.	4.339	46,9	--	45,3	45,9	44,1	45,8	47,7	48,4	47,9	47,1	48,9	49,0	47,1
weibl.	4.905	53,1	--	54,7	54,1	55,9	54,2	52,3	51,6	52,1	52,9	51,1	51,0	52,9
Migrationshintergrund														
nein	7.386	79,9	--	85,3	82,3	80,7	79,8	78,6	78,5	80,0	79,6	82,3	75,2	77,0
ja	1.581	17,1	--	12,6	14,4	16,3	16,3	17,4	18,0	16,8	17,6	16,7	24,0	21,8
k.A.	277	3,0	--	2,1	3,3	3,0	3,9	4,0	3,5	3,2	2,8	0,9	0,8	1,1
Hauseigentum														
Miete	2.102	22,7	--	18,4	19,1	20,9	25,8	24,1	27,4	23,5	18,7	22,0	24,6	12,6
Eigentum	4.389	47,5	--	45,3	46,8	48,8	42,7	40,2	44,3	45,3	55,5	56,6	52,0	66,7
k.A.	2.753	29,8	--	36,3	34,2	30,3	31,5	35,7	28,2	31,3	25,8	21,4	23,4	20,7
Befragungsmodus														
Online	1.428	15,4	--	16,8	15,0	15,9	18,2	18,9	16,0	16,4	15,0	10,0	7,4	3,4
Telefon	7.816	84,6	--	83,2	85,0	84,1	81,8	81,1	84,0	83,6	85,0	90,0	92,6	96,6
N	9.244	9244	--	190	787	1.288	1.235	1.145	999	1.193	1.073	747	500	87

Tabelle 8-8. Deskriptive Statistik von Charakteristika der Panelstichprobe zum Erhebungszeitpunkt t1 (2011) aufgeteilt nach Luftverkehrs-Geräuschpegelklassen ($L_{pAeq,24h}$)

	24-Stunden-Mittelungspegel Luftverkehr $L_{pAeq,24h}$ in dB											-Gesamt
	$\leq 37,5$	37,6 40,0	-40,1 42,5	-42,6 45,0	-45,1 47,5	-47,6 50,0	-50,1 52,5	-52,6 55,0	-55,1 57,5	-57,6 60,0	-60,1 62,5	
<i>N</i>	190	787	1.288	1.235	1.145	999	1.193	1.073	747	500	87	9.244
<i>Welle t1 (2011)</i>												
Alter in Jahren												
<i>N</i>	190	787	1.288	1.235	1.145	999	1.193	1.073	747	500	87	9.244
<i>fehlend</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>M</i>	46,9	48,6	49,6	48,8	47,7	49,1	49,1	49,4	52,2	53,8	52,5	49,5
<i>SD</i>	15,5	15,6	15,7	15,6	16,2	15,4	15,7	15,6	15,1	16,6	15,6	15,8
Sozioökonomischer Status - SWI: Indexwerte 3 (niedrig) bis 21 (hoch)												
<i>N</i>	186	768	1.249	1.202	1.104	973	1.163	1.051	731	496	86	9.009
<i>fehlend</i>	4	19	39	33	41	26	30	22	16	4	1	235
<i>M</i>	13,6	13,6	13,8	13,6	13,4	13,4	13,4	12,9	13,1	11,8	12,0	13,3
<i>SD</i>	4,4	4,5	4,5	4,5	4,4	4,5	4,4	4,3	4,2	4,3	4,2	4,4
Wohndauer in Jahren												
<i>N</i>	143	602	1.043	984	875	804	940	901	644	434	79	7.449
<i>fehlend</i>	47	185	245	251	270	195	253	172	103	66	8	1.795
<i>M</i>	22,6	22,7	22,0	21,5	21,9	21,9	23,4	26,7	29,0	30,9	33,2	24,0
<i>SD</i>	15,5	18,1	16,9	17,0	16,9	16,4	18,2	18,5	19,3	18,7	18,8	17,9
Stunden außer Haus (werktags)												
<i>N</i>	184	771	1.263	1.208	1.117	971	1.162	1.047	732	488	86	9.029
<i>fehlend</i>	6	16	25	27	28	28	31	26	15	12	1	215
<i>M</i>	7,4	7,5	7,4	7,6	7,6	7,4	7,5	7,2	7,0	6,9	6,8	7,4
<i>SD</i>	3,6	3,9	3,9	3,8	3,7	3,7	3,8	3,7	3,7	3,8	4,4	3,8
Lärmempfindlichkeit - Selbsteinschätzung: 0 (stimmt gar nicht) bis 3 (stimmt genau)												
<i>N</i>	189	783	1.285	1.229	1.137	997	1.186	1.071	744	498	86	9.205
<i>fehlend</i>	1	4	3	6	8	2	7	2	3	2	1	39
<i>M</i>	1,4	1,3	1,5	1,5	1,4	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	1,4	1,5
<i>SD</i>	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	0,9	1,0
Lärmbewältigungsvermögen - Mittelwertsscore: 1 (niedrig) bis (5) hoch												
<i>N</i>	190	779	1.282	1.235	1.144	998	1.191	1.073	747	500	87	9.226
<i>fehlend*</i>	0	8	6	0	1	1	2	0	0	0	0	18

24-Stunden-Mittelungspegel Luftverkehr $L_{pAeq,24h}$ in dB												
	$\leq 37,5$	37,6 40,0	-40,1 42,5	-42,6 45,0	-45,1 47,5	-47,6 50,0	-50,1 52,5	-52,6 55,0	-55,1 57,5	-57,6 60,0	-60,1 62,5	-Gesamt
<i>N</i>	190	787	1.288	1.235	1.145	999	1.193	1.073	747	500	87	9.244
<i>M</i>	3,0	2,8	2,7	2,7	2,6	2,5	2,4	2,3	2,3	2,3	2,2	2,5
<i>SD</i>	1,0	1,1	1,0	1,1	1,0	1,0	1,1	1,0	1,0	1,1	1,0	1,1
Luftverkehr = nützlich - stimmt nicht (1) bis sehr (5)												
<i>N</i>	189	786	1.288	1.234	1.142	998	1.190	1.072	746	500	87	9.232
<i>fehlend*</i>	1	1	0	1	3	1	3	1	1	0	0	12
<i>M</i>	4,0	4,0	3,9	3,8	3,8	3,8	3,8	3,7	3,7	3,8	3,7	3,8
<i>SD</i>	1,0	1,0	1,1	1,1	1,1	1,1	1,1	1,1	1,1	1,1	1,2	1,1
Luftverkehr = bequem - stimmt nicht (1) bis sehr (5)												
<i>N</i>	189	786	1.288	1.234	1.142	998	1.190	1.072	746	500	87	9.232
<i>fehlend*</i>	1	1	0	1	3	1	3	1	1	0	0	12
<i>M</i>	4,2	4,2	4,2	4,1	4,1	4,1	4,1	4,2	4,1	4,2	4,2	4,1
<i>SD</i>	0,9	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	0,9	1,0	1,0	1,1	1,0
Luftverkehr = gefährlich - umkodiert: stimmt sehr (1) bis nicht (5)												
<i>N</i>	188	781	1.282	1.232	1.133	990	1.181	1.064	742	498	87	9.178
<i>fehlend*</i>	1	1	0	1	3	1	3	1	1	0	0	12
<i>M</i>	4,3	4,2	4,0	3,9	3,8	3,8	3,7	3,3	3,2	3,2	3,2	3,7
<i>SD</i>	0,9	1,1	1,2	1,2	1,3	1,3	1,3	1,4	1,5	1,5	1,5	1,3
Luftverkehr = umweltschädigend - umkodiert: stimmt sehr (1) bis nicht (5)												
<i>N</i>	188	778	1.265	1.226	1.129	992	1.178	1.059	738	490	84	9.127
<i>fehlend*</i>	2	9	23	9	16	7	15	14	9	10	3	117
<i>M</i>	2,2	2,1	1,9	1,9	1,9	1,9	1,9	1,8	1,8	1,8	1,8	1,9
<i>SD</i>	1,1	1,1	1,0	1,0	1,0	1,0	1,1	1,0	1,0	1,0	0,9	1,0
Erwartungen an künftigen Flugbetrieb - Mittelwertsscore: 1 (gering positiv) bis 5 (hoch positiv)												
<i>N</i>	190	785	1.288	1.234	1.144	999	1.191	1.073	747	500	87	9.238
<i>fehlend*</i>	0	2	0	1	1	0	2	0	0	0	0	6
<i>M</i>	3,6	3,5	3,3	3,2	3,1	3,0	2,9	2,7	2,7	2,7	2,6	3,0
<i>SD</i>	0,8	0,9	0,9	0,9	0,9	0,9	0,9	0,9	0,9	0,9	0,9	0,9
Body-Maß-Index BMI												
<i>N</i>	137	587	1.003	959	835	786	909	869	629	425	76	7.215
<i>fehlend</i>	53	200	285	276	310	213	284	204	118	75	11	2.029
<i>M</i>	24,5	24,9	24,8	24,7	25,1	25,0	25,1	25,7	25,8	26,3	26,4	25,2

24-Stunden-Mittelungspegel Luftverkehr $L_{pAeq,24h}$ in dB												
	$\leq 37,5$	37,6 40,0	-40,1 42,5	-42,6 45,0	-45,1 47,5	-47,6 50,0	-50,1 52,5	-52,6 55,0	-55,1 57,5	-57,6 60,0	-60,1 62,5	-Gesamt
<i>N</i>	190	787	1.288	1.235	1.145	999	1.193	1.073	747	500	87	9.244
<i>SD</i>	3,6	3,9	3,9	4,1	4,1	4,0	4,2	4,5	4,2	4,4	4,5	4,2
Dauer sportlicher Übung pro Woche: 1 (kein Sport in letzten 12 Monaten), 2 (< 2 Std.), 3 (> 2 - 4 Std.), 4 (> 4 Std.)												
<i>N</i>	136	568	986	940	831	762	906	853	599	406	74	7.061
<i>fehlend</i>	54	219	302	295	314	237	287	220	148	94	13	2.183
<i>M</i>	2,8	2,7	2,7	2,8	2,7	2,7	2,7	2,6	2,6	2,7	2,6	2,7
<i>SD</i>	1,0	1,0	1,1	1,0	1,0	1,1	1,0	1,1	1,1	1,1	1,1	1,1
$L_{pAeq,24h}$ Straßenverkehr												
<i>N</i>	190	787	1.288	1.235	1.145	999	1.193	1.073	747	500	87	9.244
<i>fehlend*</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>M</i>	52,5	50,3	49,2	50,6	51,3	51,1	50,8	51,3	52,0	49,2	47,9	50,7
<i>SD</i>	6,3	8,9	8,8	8,2	7,7	7,5	7,7	8,0	7,4	6,3	3,1	7,9
$L_{pAeq,24h}$ Schienenverkehr												
<i>N</i>	190	787	1.288	1.235	1.145	999	1.193	1.073	747	500	87	9.244
<i>fehlend</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>M</i>	35,7	42,3	41,2	43,9	44,2	47,5	45,9	48,3	43,8	49,2	54,8	44,8
<i>SD</i>	3,5	8,9	7,1	7,9	8,6	7,8	6,7	6,2	5,8	5,4	7,9	7,9

Anmerkung. *N* = Anzahl; *M* = Mittelwert; *SD* = Standardabweichung.

Tabelle 8-9. Inferenzstatistik zur Verteilung der Teilnehmenden pro Panelwelle t1 bis t3 in Luftverkehrs-Geräuschpegelklassen ($L_{pAeq,24h}$) hinsichtlich des Befragungsmodus und ausgewählter soziodemografischer Variablen

Variablen #	Chi-Q.	df	p	Cramérs V	Richtung von Unterschieden zwischen $L_{pAeq,24h}$ -Klassen #
Welle 1					
Geschlecht	8,04	9	0,531	0,04	kein statistisch signifikanter Effekt
Migrationshintergrund	13,34	9	0,148	0,05	kein statistisch signifikanter Effekt
Hauseigentum	55,93	9	< 0,001	0,11	Anteil von TN mit Hauseigentum höher in Wohngebieten in höherer $L_{pAeq,24h}$ -Pegelklasse
Befragungsmodus	36,43	9	< 0,001	0,09	Anteil von Online-TN in unteren $L_{pAeq,24h}$ -Pegelklasse höher.
Welle t2 (zur Häufigkeitstabelle siehe Anhang 4.1)					
Geschlecht	4,58	9	0,534	0,04	kein statistisch signifikanter Effekt
Migrationshintergrund	13,47	9	0,198	0,05	kein statistisch signifikanter Effekt
Hauseigentum	59,08	9	< 0,001	0,12	Anteil von TN mit Hauseigentum höher in Wohngebieten in höherer $L_{pAeq,24h}$ -Pegelklasse
Befragungsmodus	43,72	9	< 0,001	0,10	Anteil von Online-TN in unteren $L_{pAeq,24h}$ -Pegelklasse höher.
Welle t3 (zur Häufigkeitstabelle siehe Anhang 4.1)					
Geschlecht	4,52	9	0,874	0,04	kein statistisch signifikanter Effekt
Migrationshintergrund	11,22	9	0,261	0,06	kein statistisch signifikanter Effekt
Hauseigentum	29,09	9	0,001	0,10	Anteil von TN mit Hauseigentum höher in Wohngebieten in höherer $L_{pAeq,24h}$ -Pegelklasse
Befragungsmodus	25,30	9	0,003	0,09	Anteil von Online-TN in unteren $L_{pAeq,24h}$ -Pegelklasse höher.

Anmerkung. # Für die Inferenzstatistik wurden "keine Angaben" und "weiß nicht"-Antworten als fehlende Werte ausgeschlossen, in den Welle t2 und t3 wurden aufgrund der geringen Zellenbesetzungen die obersten drei Pegelklassen zur $L_{pAeq,24h}$ -Klasse "> 57,5 dB" zusammengefasst, in Welle t3 zudem die untersten beiden zur $L_{pAeq,24h}$ -Klasse "< 37,5 dB". TN = Teilnehmende; Chi-Q. = Prüfgröße Chi-Quadrat; df = Freiheitsgrad, p = Überschreitungswahrscheinlichkeit, Cramérs V = Effektstärkemaß.

Tabelle 8-10. Inferenzstatistik zu Unterschieden zwischen Luftverkehrs-Geräuschpegelklassen ($L_{pAeq,24h}$) in Charakteristika der Teilnehmenden der Panelwellen t1 bis t3

Variable	Erhebungswelle														
	t1					t2					t3				
	df	F	p	η^2	d	df	F	p	η^2	d	df	F	p	η^2	d
Alter	10; 9.233	9,00	**	0,01	0,20	9; 4.857	3,09	**	0,01	0,15	9; 3.498	3,02	**	0,01	0,18
SWI	10; 8.998	10,34	**	0,01	0,21	9; 4.680	7,61	**	0,01	0,24	9; 3.401	6,20	**	0,02	0,26
Wohndauer	10; 7.438	22,39	**	0,03	0,35	9; 4.822	12,67	**	0,02	0,31	9; 3.473	12,31	**	0,03	0,36
Stunden außer Haus	10; 9.018	2,57	**	0,00	0,11	9; 4.762	1,05	0,40	0,00	0,09	9; 3.439	0,77	0,64	0,00	0,09
Lärmem- pfindlichkeit	10; 9.194	2,77	**	0,00	0,11	9; 4.843	1,27	0,25	0,00	0,10	9; 3.490	0,60	0,80	0,00	0,08
Lärmbewäl- tigungs- vermögen	10; 9.215	27,74	**	0,03	0,35	9; 4.821	29,79	**	0,05	0,47	9; 3.486	21,21	**	0,05	0,47
Luftverkehr = nützlich	10; 9.221	5,63	**	0,01	0,16	9; 4.854	4,27	**	0,01	0,18	9; 3.498	4,04	**	0,01	0,20
Luftverkehr = bequem	10; 9.221	1,16	0,31	0,00	0,07	9; 4.854	1,44	0,16	0,00	0,10	9; 3.498	1,30	0,23	0,00	0,12
Luftverkehr = gefährlich	10; 9.167	60,19	**	0,06	0,51	9; 4.828	43,43	**	0,08	0,57	9; 3.488	29,23	**	0,07	0,55
Luftverkehr = umwelt- schädigend	10; 9.116	5,88	**	0,01	0,16	9; 4.807	4,23	**	0,01	0,18	9; 3.467	3,63	**	0,01	0,19
Erwartungen an Flugbetrieb	10; 9.227	84,19	**	0,08	0,60	9; 4.838	62,46	**	0,10	0,68	9; 3.490	47,57	**	0,11	0,70
BMI	10; 7.204	8,95	**	0,01	0,22	9; 4.742	4,52	**	0,01	0,19	9; 3.458	2,40	0,01	0,01	0,16
Dauer sportl. Übung pro Wo.	10; 7.050	1,11	0,35	0,00	0,08	9; 4.830	1,26	0,25	0,00	0,10	9; 3.485	1,71	0,08	0,00	0,13
$L_{pAeq,24h}$ Stra- ßenverkehr	10; 9.233	12,52	**	0,01	0,23	9; 4.857	8,35	**	0,02	0,25	9; 3.498	7,79	**	0,02	0,28
$L_{pAeq,24h}$ Schie- nenverkehr	10; 9.233	151,04	**	0,14	0,81	9; 4.857	73,74	**	0,12	0,74	9; 3.498	48,14	**	0,11	0,70

Anmerkung. df = Freiheitsgrad, F = Prüfgröße F , p = Überschreitungswahrscheinlichkeit, η^2 = Eta-Quadrat (Effektstärkemaß), d = Cohen's d (Effektstärkemaß); SWI = Scheuch-Winkler-Index des sozioökonomischen Status, BMI = Body-Maß-Index, ** $p < 0,01$.

8.4.1.2.2 Verteilung von Merkmalen der Panelstichprobe Rhein-Main nach Befragungsmodus

Es wurde geprüft, ob Verteilungsunterschiede in Personenmerkmalen der Teilnehmenden in Abhängigkeit vom Befragungsmodus Telefoninterview und Onlinebefragung bestehen. Die tabellarisch aufgeführten deskriptiven Statistiken finden sich im Anhang 4.1.

Verteilungsunterschiede ergeben sich dahingehend, dass

- die Merkmale Migrationshintergrund und Wohnung/Haus zur Miete in der Onlinebefragung weniger vertreten sind und

- diese Gruppe gegenüber den Telefonbefragten im Durchschnitt jünger ist, einen höheren Wert im Sozialschichtindex SWI hat, eine geringere Wohndauer aufweist (vermutlich mit dem Alter zusammenhängend), mehr Stunden außer Haus ist,
- etwas höhere Lärmempfindlichkeitswerte und niedrigere Werte im Lärmbewältigungsvermögen berichtet,
- den Luftverkehr in Bezug auf Bequemlichkeit und Gefährlichkeit negativer beurteilt, eine geringere positive Erwartungen zu den Auswirkungen des künftigen Flugbetriebs angibt,
- eine höhere Schienenverkehrslärmbelastung hat und
- etwas weniger häufig Sport treibt, aber auch einen geringeren Body-Maß-Index aufweist.

In jedem Fall wird daher der Befragungsmodus in den Expositions-Wirkungsanalysen berücksichtigt, um dessen potenziellen Einfluss auf die Zielvariablen kontrollieren zu können.

8.4.2 Verteilung in der Studie "QS Straße" am Flughafen Frankfurt

8.4.2.1 Verteilung über die Straßenverkehrs-Geräuschpegelklassen

Tabelle 8-11 zeigt die Verteilung der Teilnehmenden der Studie "QS Straße" über Klassen der Mittelungspegel $L_{pAeq,24h}$ und $L_{pAeq,22-06h}$.

Insgesamt fällt auf, dass der Pegelrange der Straßenverkehrslärmexposition bei den Teilnehmenden in der Rhein-Main Region höher ist als beim Fluglärm. Beim Straßenverkehr geht der Range bis 82 dB bezogen auf 24 Stunden und bis 74 dB nachts, beim Luftverkehr am Flughafen Frankfurt ganztägig bis ca. 64 dB (in einem Ausnahmefall bis 72 dB) bzw. 57 dB nachts (in dem einen Ausnahmefall bis 65 dB). Die Anzahl der Teilnehmenden ist im Bereich 40 dB bis 70 dB tagsüber und in etwa gleich verteilt, oberhalb und unterhalb davon weisen die Pegelklassen geringere Anzahlen auf. Mit der erreichten Verteilung konnte der Einfluss der Verteilung der Personenzahl auf etwaige Unterschiede in den Streuungen der erhobenen Wirkungen (Heteroskedastizität) minimiert werden.

Tabelle 8-11. Häufigkeitsverteilung Straßenverkehrgeräuschspegel

Geräusch-pegelklasse Straßenverkehr [dB]	QS Straße			
	Mittelungspegel Straßenverkehr			
	$L_{pAeq,24h}$		$L_{pAeq,22-06h}$	
	N	%	N	%
< = 35,0	1	0	161	5,1
35,1 - 37,5	11	0,3	191	6
37,6 - 40,0	17	0,5	197	6,2
40,1 - 42,5	128	4	176	5,5
42,6 - 45,0	203	6,4	209	6,6
45,1 - 47,5	230	7,3	237	7,5
47,6 - 50,0	217	6,8	272	8,6
50,1 - 52,5	263	8,3	322	10,2
52,6 - 55,0	285	9	272	8,6
55,1 - 57,5	283	8,9	295	9,3
57,6 - 60,0	261	8,2	238	7,5
60,1 - 62,5	234	7,4	210	6,6
62,6 - 65,0	236	7,4	159	5
65,1 - 67,5	240	7,6	120	3,8
67,6 - 70,0	217	6,8	72	2,3
70,1 - 72,5	151	4,8	38	1,2
72,6 - 75,0	103	3,2	3	0,1
75,1 - 77,5	82	2,6		
77,6 - 80,0	7	0,2		
80,1 - 82,5	3	0,1		
Gesamt	3.172	100	3.172	100
<i>Min</i>	35,0		35,0	
<i>Max</i>	81,7		73,4	
<i>M</i>	57,4		50,9	
<i>SD</i>	9,6		9,5	

Anmerkung. N = Anzahl; Min = Minimum; Max = Maximum, M = arithmetischer Mittelwert; SD = Standardabweichung (standard deviation).

8.4.2.2 Charakteristika der Stichprobe der Studie "QS-Straße" am Flughafen Frankfurt

Im Anhang 4.2 sind die deskriptiven Statistiken zur Verteilung der Charakteristika der Stichprobe der Studie "QS Straße" nach Geräuschpegelklassen und Befragungsmodus dargestellt. Die inferenzstatistische Prüfung bezogen auf die Verteilung über die $L_{pAeq,24h}$ - Pegelklassen für Straßenverkehr zeigen, dass Verteilungsunterschiede für das Hauseigentum bestehen, aber nicht für Geschlecht, Migrationshintergrund und Befragungsmodus (Tabelle 8-12). Weiterhin zeigen sich folgende Unterschiede zwischen den $L_{pAeq,24h}$ -Pegelklassen für Straßenverkehr (Tabelle 8-13):

- Abnahme des SWI-Wertes mit zunehmendem Straßenverkehrsgeräuschpegel $L_{pAeq,24h}$,
- Anstieg der Wohndauer mit zunehmendem $L_{pAeq,24h}$,
- Abnahme der Lärmempfindlichkeit mit zunehmendem $L_{pAeq,24h}$,
- geringfügige, nicht-lineare Unterschiede im Body-Maß-Index (BMI) über die $L_{pAeq,24h}$ -Pegelklassen,
- bis zur $L_{pAeq,24h}$ -Pegelklasse 72,6 - 75,0 abnehmende Dauer wöchentlicher Sportübungen, oberhalb von 75 dB wieder zunehmend,
- zunehmender mittlerer $L_{pAeq,24h}$ für Luftverkehr in einem Range von 40 bis 43 dB mit zunehmenden Straßenverkehrsgeräuschpegeln.

Tabelle 8-12. Inferenzstatistik zu Verteilungsunterschieden von Charakteristika der Teilnehmenden der Studie "QS Straße" nach Straßenverkehrs-Geräuschpegelklassen ($L_{pAeq,24h}$)

	Chi-Q.	df	p	Cramérs V
Geschlecht	17,582	19	0,551	0,074
Migrationshintergrund	16,810	19	0,603	0,333
Hauseigentum	104,607	19	< 0,001	0,182
Befragungsmodus	23,249	19	0,227	0,086

Anmerkung. Chi-Q. = Prüfgröße Chi-Quadrat; df = Freiheitsgrad, p = Überschreitungswahrscheinlichkeit, Cramérs V = Effektstärkemaß.

Tabelle 8-13. Inferenzstatistik zu Verteilungsunterschieden von Charakteristika der Teilnehmenden der Studie "QS Straße" nach Straßenverkehrs-Geräuschpegelklassen ($L_{pAeq,24h}$)

	Querschnitt Analyse : Straßenverkehr				
	df	F	p	η^2	d
Alter	0,33	1,12	0,33	0,01	0,17
SWI	0,00	3,04	< 0,01	0,02	0,27
Wohndauer	0,00	2,69	< 0,01	0,02	0,26
Stunden außer Haus	0,57	0,91	0,57	0,01	0,16
Lärmempfindlichkeit	0,04	1,63	0,04	0,01	0,20
Straßenverkehr = nützlich	0,72	0,80	0,72	0,01	0,14
Straßenverkehr = bequem	0,77	0,75	0,77	0,01	0,14
Straßenverkehr = gefährlich	0,45	1,00	0,45	0,01	0,16
Straßenverkehr = umweltschädigend	0,09	1,47	0,09	0,01	0,19
Body-Maß-Index BMI	0,04	1,65	0,04	0,01	0,20
Dauer sportlicher Übung pro Woche	0,00	29,87	< 0,01	0,15	0,85
$L_{pAeq,24h}$ Luftverkehr	0,00	29,64	< 0,01	0,99	25,74
$L_{pAeq,24h}$ Schienenverkehr	0,33	1,12	0,33	0,01	0,17

Anmerkung. df = Freiheitsgrad, F = Prüfgröße F , p = Überschreitungswahrscheinlichkeit, η^2 = Eta-Quadrat (Effektstärkemaß), d = Cohen's d (Effektstärkemaß), SWI = Scheuch-Winkler-Index des sozioökonomischen Status, BMI = Body-Maß-Index.

8.4.3 Verteilung in der Studie "QS Schiene" am Flughafen Frankfurt

8.4.3.1 Verteilung über die Schienenverkehrs-Geräuschpegelklassen über die Schienenverkehrs-Geräuschpegelklassen

Wie auch in der Studie "QS Straße" fällt auf, dass sich die Studienteilnehmenden der "QS Schiene" über einen größeren Geräuschpegelrange verteilen als in der Panelstichprobe Rhein-Main bezogen auf Luftverkehrslärm. Beim Schienenverkehrslärm wird ein Maximum von ganztägig (24 Stunden) 82 dB und nachts knapp 83 dB im $L_{pAeq,24h}$ erreicht (Tabelle 8-14). Mit je 9,3 bis 10,7 % weisen die Pegelklassen 47,6 - 50,0 bis 55,1 - 57,5 % eine höhere Personenhäufigkeit auf als die übrigen Pegelklassen. Besonders niedrige Häufigkeitswerte treten in $L_{pAeq,24h}$ -Pegelklassen unter 42,5 dB und oberhalb von 75 dB auf sowie in $L_{pAeq,22-06h}$ -Pegelklassen unter 45 dB und oberhalb von 77,5 dB. Für die Expositions-Wirkungsanalysen bedeutet das, dass allein wegen der Verteilung Schätzungen an den unteren und oberen Rändern des Pegelbereichs ungenauer sind und hierbei zumindest auf Verfahren zurückzugreifen ist, die robust gegenüber der Verletzung von Heteroskedastizität (hier: Ungleichheit in der Streuung über den Pegelrange) sind.

Tabelle 8-14. Häufigkeitsverteilung über die Schienenverkehrspegel

Geräusch- pegelklasse Schienenverkehr [dB]	Schienenverkehrsstichprobe Mittelungspegel Schienenverkehr			
	$L_{pAeq,24h}$		$L_{pAeq,22-06h}$	
	N	%	N	%
< 35.0	2	0,1	2	0,1
> 35.0 - 37.5			1	0
> 37.5 - 40.0			33	1
> 40.0 - 42.5	24	0,7	21	0,6
> 42.5 - 45.0	139	4,2	86	2,6
> 45.0 - 47.5	178	5,4	188	5,7
> 47.5 - 50.0	316	9,6	268	8,1
> 50.0 - 52.5	322	9,7	324	9,8
> 52.5 - 55.0	353	10,7	316	9,6
> 55.0 - 57.5	345	10,4	366	11,1
> 57.5 - 60.0	309	9,3	338	10,2
> 60.0 - 62.5	260	7,9	262	7,9
> 62.5 - 65.0	260	7,9	215	6,5
> 65.0 - 67.5	226	6,8	248	7,5
> 67.5 - 70.0	177	5,4	158	4,8
> 70.0 - 72.5	165	5,0	212	6,4
> 72.5 - 75.0	139	4,2	112	3,4
> 75.0 - 77.5	84	2,5	135	4,1
> 77.5 - 80.0	6	0,2	17	0,5
> 80.0 - 82.5	2	0,1	4	0,1
			1	0
Gesamt	3.307	100	3.307	100
<i>Min</i>	$\leq 35,0$		$\leq 35,0$	
<i>Max</i>	81,8		82,6	
<i>M</i>	58,3		58,8	
<i>SD</i>	8,7		9,0	

Anmerkung. N = Anzahl; Min = Minimum; Max = Maximum, M = arithmetischer Mittelwert; SD = Standardabweichung (standard deviation).

8.4.3.2 Charakteristika der Stichprobe der Studie "QS Schiene" am Flughafen Frankfurt

Die Charakteristika zur Stichprobe der Studie "QS Schiene" sind im Anhang 4.3 vorgestellt. Die inferenzstatistische Verteilungsprüfung über die $L_{pAeq,24h}$ - Pegelklassen für Schienenverkehr ergibt (Tabelle 8-15, Tabelle 8-16):

- nichtlineare Unterschiede im Hauseigentum zwischen den Pegelklassen,
- schwankende Unterschiede zwischen den Pegelklassen, insgesamt mit zunehmendem Geräuschpegel einen sinkenden Anteil von Personen mit Migrationshintergrund,
- sowie weitere Unterschiede in Merkmalen wie leicht zunehmendes Alter und zunehmende Wohndauer, abnehmende Zahl von Stunden außer Haus, abnehmende SWI-Werte, leicht zunehmende BMI-Werte mit zunehmendem Geräuschpegel und nicht-lineare Schwankungen zwischen den Pegelklassen bezogen auf die Bewertungen des Schienenverkehrs und Dauer wöchentlicher Sportausübungen.

Tabelle 8-15. Inferenzstatistik zu Verteilungsunterschieden von Charakteristika der Teilnehmenden der Studie "QS Schiene" nach Schienenverkehrs-Geräuschpegelklassen ($L_{pAeq,24h}$)

	Chi-Q.	df	p	Cramérs V
Geschlecht	20,548	17	0,247	0,079
Migrationshintergrund	16,735	17	0,472	0,071
Hauseigentum	45,342	17	< 0,001	0,117
Befragungsmodus	36,135	17	0,004	0,004

Anmerkung. Chi-Q. = Prüfgröße Chi-Quadrat; df = Freiheitsgrad, p = Überschreitungswahrscheinlichkeit, Cramérs V = Effektstärkemaß.

Tabelle 8-16. Inferenzstatistik zu Verteilungsunterschieden von Charakteristika der Teilnehmenden der Studie "QS Schiene" nach Schienenverkehrs-Geräuschpegelklassen ($L_{pAeq,24h}$)

	Querschnittsanalyse: Schienenverkehr				
	<i>df</i>	<i>F</i>	<i>p</i>	η^2	<i>d</i>
Alter	17	1,95	0,01	0,01	0,20
SWI	17	1,55	0,07	0,01	0,20
Wohndauer	17	0,97	0,49	0,01	0,20
Stunden außer Hau	17	1,53	0,08	0,01	0,20
Lärmempfindlichkeit	17	1,18	0,28	0,01	0,20
Straßenverkehr = nützlich	17	1,41	0,12	0,01	0,20
Straßenverkehr = bequem	17	1,80	0,02	0,01	0,20
Straßenverkehr = gefährlich	17	1,94	0,01	0,01	0,20
Straßenverkehr = umweltschädigend	17	2,29	< 0,01	0,01	0,20
Body-Maß-Index BMI	17	1,66	0,04	0,01	0,20
Dauer sportlicher Übung pro Woche	17	26,99	< 0,01	0,12	0,74
$L_{pAeq,24h}$ Luftverkehr	17	73,60	< 0,01	0,28	1,25
$L_{pAeq,24h}$ Straßenverkehr	17	1,95	0,01	0,01	0,20

Anmerkung. *df* = Freiheitsgrad, *F* = Prüfgröße *F*, *p* = Überschreitungswahrscheinlichkeit, η^2 = Eta-Quadrat (Effektstärkemaß), *d* = Cohen's *d* (Effektstärkemaß); SWI = Scheuch-Winkler-Index des sozioökonomischen Status, BMI = Body-Maß-Index.

8.4.4 Stichprobenverteilung am Flughafen Berlin-Brandenburg

8.4.4.1 Verteilung der Teilnehmenden in der Stichprobe am Flughafen Berlin-Brandenburg über die Luftverkehrs-Geräuschpegelklassen

Die Verteilung der Teilnehmenden der Studie am Flughafen Berlin-Brandenburg (BER-Studie) über die Klassen des 24-Stunden-Mittelungspegels für Luftverkehr zeigt einen geringeren Range als der in der Panelstudie am Flughafen Frankfurt (Tabelle 8-17).

Die Geräuschpegel rühren vom Regionalflughafen Berlin-Schönefeld. Die Studienregion ist aber räumlich und in der avisierten Geräuschexposition optimiert auf den geplanten Flughafen Berlin-Brandenburg, nicht auf den Flughafen Berlin-Schönefeld; dies wird an der schiefen Pegelverteilung erkennbar: Mit zunehmender Geräuschbelastung nimmt die relative Häufigkeit von Teilnehmenden ab. Dies ist für eine Expositions-Wirkungsanalyse nicht ganz optimal, deshalb sind robuste Schätzverfahren und Überprüfungen der Stabilität der Expositions-Wirkungsbeziehung durch Bootstrap-Verfahren (vgl. 7.5.6, S. 109) angezeigt.

Tabelle 8-17. Verteilung der Teilnehmenden am Flughafen Berlin-Brandenburg (BER) über die prognostizierten Luftverkehrsgeräuschpegelklassen berechnet für die Stichprobenziehung auf Basis des Prognose DES 2015 mit Bezug auf die sechs verkehrsreichsten Monate des Jahres 2015 (Maximum der Prognose-Tages- und Nachtpegel $L_{pAeq,06-22h}$ und $L_{pAeq,22-06h}$) und bezogen auf den 24-Stunden-Mittelungspegel $L_{pAeq,24h}$ für 12 Monate von jeweils Oktober bis September 2011/2012

Geräusch- pegelklasse Luftverkehr [dB]	BER					
	Mittelungspegel Luftverkehr					
	Maximum von $L_{pAeq,06-22h}$ und $L_{pAeq,06-22h}$, Prognose-DES 2015, Stand 2012		$L_{pAeq,24h}$		$L_{pAeq,22-06h}$	
	N	%	N	%	N	%
< = 35,0			1224	22,1	1903	34,3
35,1 - 37,5			369	6,7	650	11,7
37,6 - 40,0			437	7,9	698	12,6
40,1 - 42,5	782	14,1	721	13,0	681	12,3
42,6 - 45,0	482	8,7	660	11,9	567	10,2
45,1 - 47,5	855	15,4	683	12,3	525	9,5
47,6 - 50,0	779	14,0	525	9,5	255	4,6
50,1 - 52,5	481	8,7	488	8,8	179	3,2
52,6 - 55,0	444	8,0	232	4,2	90	1,6
55,1 - 57,5	934	16,8	167	3,0		
57,6 - 60,0	642	11,6	42	0,8		
60,1 - 62,5	149	2,7				
Gesamt	5.548	100,0	5.548	100,0	5.548	100,0
<i>Min</i>	40,0		≤ 35,0 #		≤ 35,0 #	
<i>Max</i>	64,0		59,3		54,8	
<i>M</i>	50,1		42,9		39,8	
<i>SD</i>	6,2		6,4		5,1	

Anmerkung. # s. Fußnote 6, S. 127; *Min* = Minimum; *Max* = Maximum, *M* = arithmetischer Mittelwert; *SD* = Standardabweichung (standard deviation).

8.4.5 Stichprobenverteilung an den Flughäfen Köln/Bonn (CGN) und Stuttgart (STR)

8.4.5.1 Verteilung der Teilnehmenden der CGN- und QS Straßen über die Luftverkehrs-Geräuschpegelklassen

Tabelle 8-18 zeigt die Verteilung der Teilnehmenden der Studien an den Flughäfen Köln/Bonn (CGN-Studie) und Stuttgart (QS Straße) über Klassen des 24-Stunden-Mittelungspegels.

Sowohl an den Flughäfen Köln/Bonn als auch Stuttgart wurden einige Teilnehmende mit einem Mittelungspegel für 24 Stunden als auch für die Nachtzeit kleiner 40 dB befragt. Dies erklärt sich daraus, dass die für die Abgrenzung der Studienregion als Kriterium verwandte Umhüllende der 40 dB-Konturen des $L_{pAeq,06-22h}$ und $L_{pAeq,22-06h}$ "großzügig" bemessen wurde und "Lücken" bzw. "Inseln", d. h. Wohngebiete mit einer Geräuschbelastung kleiner 40 dB im L_{pAeq} für Tag bzw. Nacht einschließt (vgl. Kartenausschnitte in Abbildung 8-10 und Abbildung 8-11).

Da diese "Inseln" zum Teil in den Großstädten Köln, Bonn und Stuttgart liegen, erklärt sich aufgrund deren Einwohnerzahlen die nennenswerte Zahl niedrig durch Luftverkehrsgeräuschpegel belasteter Personen in den CGN- und STR-Stichproben. Hinsichtlich der Verteilung insgesamt zeigt sich am Flughafen Köln/Bonn eine geringere Zellenbesetzung in Pegelklassen (ganztägig, nachts) oberhalb von 60 dB und bis 35 dB.

Am Flughafen Stuttgart verschiebt sich die Verteilung insgesamt in den unteren Pegelbereich; es zeigt sich, mit Ausnahme der Pegelklasse 40 - 45 dB (10 %), im Bereich 35 bis 55 dB in etwa eine gleichmäßige Verteilung der Teilnehmenden über die Pegelklassen.

Die Stichprobe am Flughafen Köln/Bonn weist den größten Pegelrange auf und erreicht im $L_{pAeq,24h}$ ein Maximum von 73 dB und im $L_{pAeq,22-06h}$ ein Maximum von 66 dB. Am Flughafen Stuttgart wird ein Maximum im Mittelungspegel von 61 dB bezogen auf 24 Stunden und 54 dB bezogen auf die Nachtzeit 22-06 Uhr erreicht.

Tabelle 8-18. Verteilung der Teilnehmenden an den Flughäfen Köln/Bonn und Stuttgart über die Luftverkehrsgeräuschpegelklassen berechnet für die Stichprobenziehung auf Basis der Prognose DES 2015 mit Bezug auf die sechs verkehrsreichsten Monate des Jahres 2010 (Maximum der Tages- und Nachtpegel $L_{pAeq,06-22h}$ und $L_{pAeq,22-06h}$) und bezogen auf den 24-Stunden-Mittelungspegel $L_{pAeq,24h}$ für 12 Monate von jeweils Oktober bis September 2012/2013

Geräusch- pegelklasse Luftverkehr [dB]	CGN						STR					
	Mittelungspegel Luftverkehr						Mittelungspegel Luftverkehr					
	Maximum v. $L_{pAeq,06-22h}$ und $L_{pAeq,06-22h}$, DES 2010		$L_{pAeq,24h}$		$L_{pAeq,22-06h}$		Maximum v. $L_{pAeq,06-22h}$ und $L_{pAeq,06-22h}$, DES 2010		$L_{pAeq,24h}$		$L_{pAeq,22-06h}$	
	N	%	N	%	N	%	N	%	N	%	N	%
< = 35,0			113	3,8	137	4,6			343	17,3	995	50,3
35,1 - 40,0			535	18,1	544	18,4			520	26,3	246	12,4
40,1 - 45,0	776	26,3	691	23,4	683	23,1	402	20,3	198	10,0	452	22,8
45,1 - 50,0	750	25,4	708	24,0	636	21,5	479	24,2	350	17,7	270	13,6
50,1 - 55,0	677	22,9	503	17,0	568	19,2	536	27,1	444	22,4	16 ^c	0,8 ^c
55,1 - 60,0	681	23,0	300	10,2	284	9,6	562 ^b	28,4 ^b	124	6,3		
60,1 - 65,0	71 ^a	2,4 ^a	93	3,1	97	3,3						
65,1 - 70,0			11	0,4	6	0,2						
70,1 - 75,0			1	0,0								
Gesamt	2.955	100,0	2.955	100,0			1.979	100,0	1.979	100,0	1.979	100,0
<i>Min</i>	-- *		≤ 35,0 #		≤ 35,0 #		-- *		≤ 35,0 #		≤ 35,0 #	
<i>Max</i>	-- *		72,6		65,7		-- *		61,0		53,8	
<i>M</i>	-- *		46,5		46,3		-- *		43,9		38,8	
<i>SD</i>	-- *		7,1		7,2		-- *		7,5		4,6	

Anmerkung. *: Zum Ziehungszeitpunkt stand nur die Zuordnung von Adressen zu 5-dB-Pegelklassen zur Verfügung. a Pegelklasse "> 60 dB", b: Pegelklasse "> 55 dB", c Pegelklasse "> 50 dB"; *Min* = Minimum; *Max* = Maximum, *M* = arithmetischer Mittelwert; *SD* = Standardabweichung (standard deviation).

8.4.5.2 Charakteristika der Stichproben an den Flughäfen Berlin-Brandenburg, Köln/Bonn und Stuttgart

Die Verteilungen von Charakteristika der Stichproben an den Vergleichsflughäfen Berlin-Brandenburg, Köln/Bonn und Stuttgart aufgeteilt nach $L_{pAeq,24h}$ Pegelklassen und nach Befragungsmodus sind in den Anhängen 4.4 und 4.5 aufgeführt. Es zeigen sich Verteilungsunterschiede in den meisten der ausgewählten Personenmerkmale. Soweit diese für die untersuchten Zielvariablen relevant sind, werden die betreffenden Merkmale in den Expositions-Wirkungsanalysen zur Kontrolle und Adjustierung einbezogen (vgl. Abschnitt 7.5.2, S. 105, Abschnitt 9.6, S. 257).

8.4.6 Charakteristika der Stichprobe der Neurekrutierten im Rhein-Main-Gebiet in 2013 (Kontrollgruppe)

Die Verteilungen von Charakteristika der Stichprobe der Neurekrutierten im Rhein-Main-Gebiet in 2013 (Kontrollgruppe) sind im Anhang 4.6 dargestellt. Es zeigen sich einige Verteilungsunterschiede im Vergleich zu den Panelteilnehmenden der im gleichen Jahr 2013 durchgeführten Erhebungswelle. Soweit diese für die untersuchten Zielvariablen relevant sind, werden die betreffenden Merkmale in den Expositions-Wirkungsanalysen zur Kontrolle und Adjustierung einbezogen (vgl. Abschnitt 7.5.2, S. 105, Abschnitt 9.6, S. 257).

8.5 Non-Response-Analyse

8.5.1 Vorgehensweise und Methodik

8.5.1.1 Berücksichtigte Verweigerungen

Im Hinblick auf die Nonresponse-Analyse ist zu beachten, dass bei der Darstellung der Befragungsverläufe und der Berechnung der Responsezahlen, Verweigerungen auf drei verschiedene Weisen erfasst wurden, die sich am Kontaktverlauf orientieren.

Grundsätzlich wurden die zu befragenden Zielpersonen zunächst postalisch angeschrieben. Nach (vermutetem) Eingang der Anschreiben bei den Zielpersonen wurde jeweils noch ca. eine Woche abgewartet, um Rückmeldungen zur Befragungsteilnahme zu ermöglichen, etwa Änderungen von Telefonnummern, Angabe von E-Mail-Adressen (falls Online-Befragung gewünscht), Angaben zu Terminwünschen oder Nichterreichbarkeit, aber auch zu Verweigerungen (systematische Ausfälle) oder neutralen Ausfällen (z. B. verstorben, dauerhaft nicht befragbar, verzogen). Rund eine Woche später wurden die Telefonnummern in die Befragungssoftware eingelesen, wobei die bis dahin über die Hotline eingegangenen Rückmeldungen berücksichtigt wurden, also bspw. Verweigerer und neutrale Ausfälle zuvor ausgeschlossen wurden und Personen mit Wunsch nach Teilnahme an der Online-Befragung

per E-Mail einen Link zur Befragungsteilnahme zugesandt bekamen, aber nicht für die telefonische Befragung berücksichtigt wurden. An dieser Vorgehensweise orientiert sich die nachfolgende Zuordnung der Verweigerungsart.

- (a) **Verweigerung Hotline:** Hier sind alle Personen berücksichtigt, die innerhalb der ersten Woche nach Eingang der Anschreiben aktiv verweigerten. Verweigerungen, die die Hotline erst nach dem Einlesen der Fälle in die Befragungssoftware erreichten, wurden nicht an dieser Stelle verbucht, sondern unter einer der beiden nachfolgenden Verweigerungsarten.
- (b) **Verweigerung online:** Diese Verweigerungsart kam dann infrage, wenn eine Zielperson zunächst ihre E-Mail-Adresse mitteilte, später (i.d.R. kurz nach Versendung der Einladungsmail für die Online-Befragung) aber mitteilte, dennoch nicht an der Befragung teilnehmen zu wollen. Grundsätzlich war es auch möglich, dass eine Zielperson zunächst angerufen wurde und dann bei der telefonischen Kontaktaufnahme angab, an der Online-Befragung teilzunehmen oder teilnehmen zu wollen. Da in letzterem Falle die Einladung zur Online-Befragung zeitlich auf den Anruf folgte, wurden etwaige Verweigerungen dann ebenfalls dem online-Zweig zugeordnet. Personen, die auf den Versand der Einladungsmail nicht reagierten, also weder den Befragungslink anklickten noch aktiv eine Mail mit dem Hinweis auf Verweigerung zurücksandten, werden zwar bei der Darstellung der Befragungsverläufe und der Berechnung der Responsezahlen ebenfalls als systematische Ausfälle berücksichtigt, aber als "Online keine Reaktion" ausgewiesen.
- (c) **Verweigerung telefonisch:** Als Verweigerer der Telefonbefragung wurden für die Non-Responder-Analyse alle Verweigerungen - ob mit oder ohne Angabe von Gründen - erfasst, die keiner der beiden obigen Verweigerungsarten zugeordnet sind, da diese Fälle jeweils in die Software für die Telefonbefragung eingelesen wurden. In folgenden Situationen, war es möglich, dass Verweigerungen als telefonische Verweigerung verbucht wurden, auch wenn vorab kein telefonischer Kontakt bestand:

Eine Verweigerung erreichte uns, nachdem der Fall bereits in die Software für die Telefonbefragungen eingelesen wurde. Es war möglich, dass zwischenzeitlich noch kein Anruf bei der Zielperson erfolgte. Der größte Teil der Verweigerer wurde aber bereits zwischenzeitlich einmal oder häufiger angerufen. Die Verbuchung des Kontakts hing hierbei von den Resultaten der bisherigen telefonischen Kontaktierung ab. Unterschieden wurde hierbei, ob es sich um ein abgeschlossenes Interview, einen anderen finalen Status (telefonische Verweigerung, neutraler Ausfall) oder um einen offenen Status (noch nicht angerufen, noch nicht erreicht (AB, Freizeichen, besetzt), Termin) handelte.

- *Abgeschlossene Interviews:* Für abgeschlossene Interviews gilt, dass diese weiterhin erhalten blieben; wurde jedoch im Interview eine Wiederbefragungsbereitschaft für eine nachfolgende Panelwelle angegeben und die Ver-

weigerung erfolgte nach dem betreffenden Telefoninterview, so wurde die Wiederbefragungsbereitschaft als widerrufen betrachtet. Da Rückmeldungen an die Hotline immer erst 1-2 Tage nach dem Eingang mit dem aktuellen Anrufstatus abgeglichen werden konnten, konnte es vorkommen, dass zuerst eine Verweigerung an die Hotline mitgeteilt wurde, aber dennoch kurze Zeit später ein Interview geführt werden konnte. In solchen Fällen wurden die Angaben zur Wiederbefragungsbereitschaft aus dem Interview beibehalten.

- *Anderer finaler Status* (telefonische Verweigerung, neutraler Ausfall): In diesen Fällen wurden die ursprünglich erfassten Angaben beibehalten, da die bereits erfassten Angaben differenzierter und aussagekräftiger waren.
- *Offene Kontakte*: Offene Kontakte wurden jeweils auf einen finalen Status gesetzt, so dass keine weiteren Anrufe mehr erfolgten. Für Ablaufdiagramm und Berechnung der Responseraten wurden die Fälle jeweils als Verweigerung verbucht, obwohl die Verweigerung nicht im telefonischen Interview erfolgte.
- "Never-Call-Verweigerungen": Dies sind Verweigerungen, bei denen vom Verweigerer explizit zu Protokoll gegeben wird, in naher oder ferner Zukunft nicht mehr angerufen werden zu wollen. Diese Verweigerer werden softwareseitig mit einer Sperrliste behandelt, so dass die Telefonnummern selbst dann nicht mehr vorgelegt werden, wenn sie bspw. im Rahmen beliebiger Studien zufällig generiert und eingelesen werden. Im Rahmen des NORAH-Projekts wurde es Interviewern ermöglicht, selbst zu erfassen, inwiefern ein solches Verlangen vorgebracht worden war, da Studiendesign und Struktur der Stichprobe zuließen, dass bei Mehrpersonenhaushalten bspw. mehrere Personen desselben Haushalts unter nur einer Rufnummer kontaktiert werden könnten. Da bei bis zu zehn Anrufversuchen je Zielperson und bspw. fünf erwachsenen Zielpersonen im Haushalt bis zu 50 Anrufe denkbar gewesen wären, wurde eine Vielzahl von Maßnahmen ergriffen, um übermäßige Belästigungen zu verhindern. Hierzu gehörte u.a. auch, dass zu keiner Zeit mehr als zwei unter derselben Rufnummer erreichbare Personen gleichzeitig kontaktiert werden konnten (gab es mehr Personen unter der Rufnummer, so wurden diese Fälle erst freigegeben, sobald die anderen Kontakte abgeschlossen wurden). Never-Call-Verweigerungen wurden in den häufigsten Fällen automatisiert von Interviewern verbucht (n = 1.788). Zudem gab es aber auch eine höhere Zahl von Verbuchungen, die von Projektleitung oder Supervisoren erfasst wurden. Weiterhin kommt hinzu, dass auch Never-Call-Verweigerer aus vorherigen Studien, die völlig unabhängig von der NORAH-Studie durchgeführt wurden, ebenso bei diesem Projekt nicht anrufbar waren. Für Never-Call-Verweigerer bezogen auf die gewählte Rufnummer gilt: Wurde die Never-Call-Verweigerung beim Kontaktversuch vom Interviewer erfasst, konnten dort auch Verweigerungs-

gründe angegeben werden. Für alle Zielpersonen, die nicht angerufen werden konnten, da die Rufnummer bereits auf den Status Never-Call-Verweigerer gesetzt wurde, liegen für die Non-Response-Analyse der vorliegenden Studie keine Angaben über Verweigerungsgründe vor.

- *Postalische Rückantwort-Karte*: Hinzu kommt eine besondere Konstellation für die Erstbefragungen am Flughafen Frankfurt: Im Gegensatz zu den anderen einmaligen Befragungen/Querschnittserhebungen wurden hier auch Personen angeschrieben, deren Rufnummer nicht bekannt war. Da sich insbesondere jüngere Personen häufig nicht mehr in Rufnummernverzeichnisse eintragen lassen, wurde versucht diese über unterschiedliche Wege zu erreichen. Zusätzlich zu den bei anderen Teilprojekten üblichen Kanälen, Antworten zu übermitteln, wurde hier auch eine für den Absender kostenfreie Rückantwortkarte beigelegt und zudem ein Online-Formular gestaltet, um Kontaktmöglichkeiten zu benennen; aus datenschutzrechtlichen Gründen wurde in beiden Fällen aber auch die Option eingeräumt, die Befragungsteilnahme zu verweigern. Während das Online-Kontaktformular dazu führte, dass viele E-Mail-Adressen für die Teilnahme an der Online-Befragung mitgeteilt wurden, wurde der postalische Zweig mit Rückantwortkarten allerdings verstärkt insbesondere von älteren Personen genutzt, um die Befragungsteilnahme zu verweigern. Dennoch ist die Resonanz der Hotline allgemein als gering zu bewerten; bei 61 Prozent der angeschriebenen Personen lag keine Kontaktmöglichkeit oder sonstige Resonanz vor.

8.5.1.2 Berechnung der Teilnehmendenraten entsprechend der American Association for Public Opinion Research (AAPOR)

Im Zusammenhang mit der in Umfragen auftretenden Non-Response lassen sich verschiedene Anteile (Raten) bzw. Quoten berechnen (vgl. hierzu auch Schnell 1997; Groves 1989; Weisberg 2005), wobei in die verschiedenen Raten folgende Größen eingehen (für eine vollständige Klassifikation siehe Hidiroglou et al., 1993):

- I: Anzahl der vollständigen Interviews
- P: Anzahl der abgebrochenen Interviews
- R: Anzahl der Verweigerungen
- NC: Anzahl der Zielpersonen, die nicht kontaktiert wurden
- O: Anzahl der Zielpersonen, die aus anderen Gründen nicht interviewt werden konnten
- N Anzahl der Zielpersonen in der Bruttostichprobe

Kooperationsrate ("cooperation rate"): Die Kooperationsrate bezieht sich also auf die Anzahl aller auswählbaren, kontaktierten Personen, für die ein vollständiges Interview vorliegt. Die Formel unten kann auch erweitert werden, in dem in den Nenner die Größe *O* hinein genommen wird. Die Rate würde hierdurch eher sinken. Wir sehen hier also ein Beispiel dafür, wie durch die Art der Definition bestimmte Größen beeinflusst werden können. Die Kooperationsrate wird nachfolgend in der Zeile **COOP** ausgewiesen:

$$\frac{I}{I + P + R} .$$

Antwortrate ("response rate"): Die Antwortrate ist definiert als der Anteil aller vollständigen Interviews an allen bekannten auswählbaren Einheiten. Die Responserate wird nachfolgend in der Zeile **RR** ausgewiesen:

$$\frac{I}{I + P + R + NC + O} .$$

Verweigerungsrate ("refusal rate"): Die Verweigerungsrate wird nachfolgend in der Zeile **REF** ausgewiesen:

$$\frac{R}{I + P + R + NC + O} .$$

Kontaktrate: Die Kontaktrate ist der Anteil der Fälle, in denen ein Mitglied des Haushalts erreicht werden konnte. Die Kontaktrate wird nachfolgend in der Zeile **CON** ausgewiesen:

$$\frac{I + P + R + O}{I + P + R + NC + O} .$$

In Tabelle 8-19 sind die AAPOR-Raten für die Panelbefragungen am Flughafen FRA dargestellt.

Tabelle 8-19. AAPOR-Raten Panelbefragung Flughafen Frankfurt

Klassifikation der Response		Erstbefragung		Folgebefragungen im Panel			
		Initialbefragung, Teil I		Initialbefragung, Teil II		2. Panelwelle	3. Panelwelle
			2011	2011*	2011/12**	Gesamt	2012
Interview	I	9.633	2.809	3.560	6.369	4.216	3.096
Abbruch	R	299	30	22	52	14	11
Verweigerung	R	20.512	356	460	816	729	241
AB, FZ, BE	NC	9.143	559	550	1.109	599	372
ZP in FZ nicht erreichbar	NC	1.622	242	23	265	52	25
NE: verstorben	NE	116		3	3	6	9
NE: dauerhaft nicht befragbar	NE	2.531	21	19	40	58	17
NE: unbekannt verzogen	NE	907	4	24	28	61	36
NE: keine Person mit diesem Namen im HH	NE	870	7	7	14	10	6
NE: Verständigungsprobleme/ Sprache	NE	1.043	3	7	10	1	0
NE: Sonstige	O	1.005	90	24	114	26	28
NE: Fax, falsche Nummer	NE	3.524	6	122	128	214	89
Termine	NC	416	55	66	121	50	1
Unterlagen erneut zusenden	NC	727					
dauerhaft nicht befragbar (Hotline)	NE	188					
verstorben (Hotline)	NE	41					
Verweigerung (Hotline)	R	10.374					
unbekannt verzogen (Hotline)	NE	469					
E-Mail-Adresse mitgeteilt (Hotline)	NC	22					
Telefonnummer mitgeteilt (Hotline)	NC	38					
Online keine Reaktion	R	251		162	162	243	162
Online neutraler Ausfall	NE	18		17	17	11	2
Online abgebrochen	R	43		36	36	45	31
Online Verweigerung	R	3		0	0	10	1
Online Interview	I	1.435		1.082	1.082	657	415
keine Rückmeldung							
Telefonnummer	NC	104.230					
Gesamt		169.460	4.182	6.184	10.366	7.002	4.542
COOP		0,26	0,88	0,87	0,87	0,82	0,89
RR		0,07	0,68	0,78	0,74	0,73	0,80
REF		0,20	0,09	0,11	0,11	0,16	0,10
CON		0,27	0,79	0,89	0,85	0,89	0,91

Anmerkung. * vor Eröffnung NW-Landebahn; ** nach Eröffnung NW-Landebahn; AB = Anrufbeantworter; FZ = Freizeichen; BE = besetzt; ZP = Zielperson; NE = nicht erreichbar. Die grau hinterlegten Tabellenzellen beziehen sich auf Folgebefragungen innerhalb der Panelstudie. Die bei den Folgebefragungen angegebenen Resonseraten beziehen sich auf die Gesamtzahl der erstmals Befragten (Initialisierung, Teil I).

Tabelle 8-20. AAPOR-Raten Panelbefragung: nur Erstbefragungen differenziert nach Geräuschpegelklassen

Klassifikation der Response		Klassen des Maximums von $L_{pAeq,06-22h}$ und $L_{pAeq,22-06h}$					Gesamt
		40,1 - 45,0	45,1 - 50,0	50,1 - 55,0	55,1 - 60,0	60,1 - 65,0	
Interview	I	2.317	2.120	1.955	2.234	1.007	9.633
Abbruch	R	74	71	66	70	18	299
Verweigerung	R	5.685	4.729	4.058	4.290	1.750	20.512
AB, FZ, BE	NC	2.395	2.134	1.991	1.928	695	9.143
ZP in FZ nicht erreichbar	NC	461	363	340	312	146	1.622
NE: verstorben	NE	21	33	23	32	7	116
NE: dauerhaft nicht befragbar	NE	617	579	515	564	256	2.531
NE: unbekannt verzogen	NE	232	211	190	200	74	907
NE: keine Person mit diesem Namen im HH	NE	223	190	190	188	79	870
NE: Verständigungsprobleme/ Sprache	NE	209	213	266	225	130	1.043
NE: Sonstige	O	224	229	226	201	125	1.005
NE: Fax, falsche Nummer	NE	875	823	776	734	316	3.524
Termine	NC	105	89	88	98	36	416
Unterlagen erneut zusenden dauerhaft nicht befragbar (Hotline)	NE	48	47	41	30	22	188
verstorben (Hotline)	NE	14	9	8	6	4	41
Verweigerung (Hotline)	R	2.603	2.462	2.084	2.196	1.029	10.374
unbekannt verzogen (Hotline)	NE	111	135	152	53	18	469
E-Mail-Adresse mitgeteilt (Hotline)	NC	9	4	4	5	0	22
Telefonnummer mitgeteilt (Hotline)	NC	10	10	16	1	1	38
Online keine Reaktion	R	63	57	64	56	11	251
Online neutraler Ausfall	NE	5	4	4	5	0	18
Online abgebrochen	R	11	10	15	6	1	43
Online Verweigerung	R	2	0	0	1	0	3
Online Interview	I	341	389	324	325	56	1.435
keine Rückmeldung Telefonnummer	NC	22.884	25.413	26.569	20.421	8.943	104.230
Gesamt		39.714	40.497	40.107	34.359	14.783	169.460
COOP		0,24	0,26	0,27	0,28	0,27	0,26
RR		0,07	0,07	0,06	0,08	0,08	0,07
REF		0,23	0,19	0,17	0,20	0,20	0,20
CON		0,30	0,26	0,23	0,29	0,29	0,27

Anmerkung. AB = Anrufbeantworter; FZ = Freizeichen; BE = besetzt; ZP = Zielperson; NE = nicht erreichbar

Tabelle 8-21. AAPOR-Raten der einmaligen Befragungen in den Studienteilen zur Fluglärmwirkung

Klassifikation der Response		Stichprobe (ohne Panelstudie Rhein-Main)			
		BER	NRF	CGN	STR
Interview	I	4.907	2.033	2.599	1.779
Abbruch	R	81	127	63	122
Verweigerung	R	5.194	4.706	4.592	5.851
AB, FZ, BE	NC	3.081	2.114	1.686	1.606
ZP in FZ nicht erreichbar	NC	321	209	341	98
NE: verstorben	NE	45	218	33	18
NE: dauerhaft nicht befragbar	NE	924	881	976	906
NE: unbekannt verzogen	NE	334	368	208	21
NE: keine Person mit diesem Namen im HH	NE	332	261	247	52
NE: Verständigungsprobleme/Sprache	NE	59	266	380	357
NE: Sonstige	O	286	123	120	40
NE: Fax, falsche Nummer	NE	1.592	982	696	1.547
Termine	NC	54	6	7	3
dauerhaft nicht befragbar (Hotline)	NE	36	39	52	29
verstorben (Hotline)	NE	6	42	3	20
Verweigerung (Hotline)	R	2.981	253	315	184
unbekannt verzogen (Hotline)	NE	6	11	1	9
E-Mail-Adresse mitgeteilt (Hotline)	NC	16	16	47	12
Online keine Reaktion	R	167	207	158	126
Online neutraler Ausfall	NE	31	1	6	1
Online abgebrochen	R	28	44	30	12
Online Verweigerung	R		5	3	3
Online Interview	I	646	380	374	219
Gesamt		21.127	13.292	12.937	13.015
COOP		0,40	0,31	0,37	0,24
RR		0,31	0,24	0,29	0,20
REF		0,48	0,52	0,50	0,63
CON		0,80	0,77	0,80	0,83

Anmerkung. AB = Anrufbeantworter; FZ = Freizeichen; BE = besetzt; ZP = Zielperson; NE = nicht erreichbar. BER = Flughafen Berlin-Brandenburg; CGN = Flughafen Köln/Bonn; STR = Flughafen Stuttgart; NRF = Nachrekrutierte am Flughafen Frankfurt in 2013.

Tabelle 8-22. AAPOR-Raten der Querschnittsstudien im Rhein-Main-Gebiet zum Schienen- und Straßenverkehrs- sowie Kombinationslärm

Klassifikation der Response		QS		Kombi		Gesamt
		Straße	Schiene	Luft + Straße	Luft + Schiene	
Interview telefonisch	I	2.726	2.840	274	237	6.077
Abbruch	R	64	60	1	4	129
Verweigerung	R	6.487	6.338	642	496	13.963
AB, FZ, BE	NC	2.201	2.852	444	223	5.720
ZP in FZ nicht erreichbar	NC	480	400	37	29	946
NE: verstorben	NE	155	159	19	8	341
NE: dauerhaft nicht befragbar	NE	1.082	1.282	210	119	2.693
NE: unbekannt verzogen	NE	342	348	17	26	733
NE: keine Person mit diesem Namen im HH	NE	355	351	94	39	839
NE: Verständigungsprobleme/Sprache	NE	498	445	60	43	1.046
NE: Sonstige Ausfälle	O	153	164	14	17	348
NE: Fax, falsche Nummer	NE	1.235	1.263	159	104	2.761
Termine	NC	65	54	4	3	126
dauerhaft nicht befragbar (Hotline)	NE	22	29	4	1	56
verstorben (Hotline)	NE	5	1	0	0	6
Verweigerung (Hotline)	R	270	297	28	28	623
unbekannt verzogen (Hotline)	NE	10	8	0	0	18
E-Mail-Adresse mitgeteilt (Hotline)	NC					0
Telefonnummer mitgeteilt (Hotline)	NC					0
Online keine Reaktion	R	204	235	26	12	477
Online neutraler Ausfall	NE	3	5	1	1	10
Online abgebrochen	R	44	40	5	6	95
Online Verweigerung	R	0	1	0	0	1
Online Interview	I	461	481	70	56	1.068
Gesamt		16.862	17.653	2.109	1.452	38.076
COOP		0,31	0,32	0,32	0,34	0,31
RR		0,24	0,24	0,22	0,26	0,24
REF		0,54	0,51	0,45	0,49	0,52
CON		0,79	0,76	0,69	0,77	0,77

Anmerkung. AB = Anrufbeantworter; FZ = Freizeichen; BE = besetzt; ZP = Zielperson; NE = nicht erreichbar. BER = Flughafen Berlin-Brandenburg; CGN = Flughafen Köln/Bonn; STR = Flughafen Stuttgart; NRF = Nachrekrutierte am Flughafen Frankfurt in 2013.

8.5.2 Basis für die Analyse der Verweigerungsreaktionen

8.5.2.1 Datenbasis

Grundlage für die Analyse von Verweigerungsreaktionen im Rahmen der Nonresponse-Analyse sind ausschließlich Verweigerungen, bei denen während der telefonischen Kontaktaufnahme von Interviewern Verweigerungsreaktionen der angerufenen Personen erfasst wurden, unabhängig davon, ob individuelle Verweigerungsgründe genannt wurden oder aber diese wie beispielsweise bei Sofortauflegern unbekannt sind. Dies sind 48.009 Personen bezogen auf die fluglärmbezogenen Befragungen (Panelbefragungen Rhein-Main, Neurekrutierte Rhein-Main, Befragungen an den Vergleichsflughäfen).

Verweigerungsreaktionen wurden auch von Verweigerern erfasst, die während der Kontaktaufnahme angaben, zwar die Teilnahme am telefonischen Interview abzulehnen, aber stattdessen an der parallel laufenden Online-Befragung teilnehmen zu wollen und zu diesem Zweck ihre E-Mail-Adresse angaben. Da mit dieser Entscheidung keine endgültige Verweigerung der Teilnahme bezogen auf das Gesamtprojekt verbunden war, wurden diese Fälle von der Analyse ausgeschlossen.

Zudem zeigte sich bei der Kategorisierung der Verweigerungsreaktionen, dass - soweit Gründe angegeben wurden - eine Vielzahl davon nicht als Verweigerungen, sondern als neutrale Ausfälle zu berücksichtigen sind (verstorbene, dauerhaft nicht befragbare oder unbekannt verzogene Zielpersonen, Fälle mit falschen Telefonnummern, etc.). Auch diese Fälle wurden nicht für die Nonresponse-Analyse verwendet, stattdessen wurde der Anrufstatus so korrigiert, dass das Resultat dem korrekten Sachverhalt entsprach.

Für die Erstbefragung der Panelstudie am Flughafen FRA kommt hinzu, dass zumeist eher ältere Personen noch in Rufnummernverzeichnissen eingetragen sind, genau diese Bevölkerungsgruppe aber vergleichsweise häufig Rückantwortkarten nutzte, um die Teilnahme zu verweigern. Dem entsprechend konnten für die Erstbefragung in der Panelstudie lediglich bei 63 % der Personen Verweigerungsreaktionen erfasst werden, während der Anteil bei allen anderen Teilprojekten 85 % übersteigt.

Die bereinigte Anzahl der Personen, die in die Non-Response-Analyse eingegangen sind beträgt 43.270 Personen. Darunter befinden sich 34.963 Personen (73 %), die insgesamt 34.996 Nennungen von Gründen abgaben (Mehrfachnennung möglich), und 13.046 Personen ohne Angabe von Gründen (27 %). In der Summe wurden von den 43.270 Personen 48.042 Reaktionen registriert (34.996 Gründe plus 13.046 Verweigerungen ohne Angabe von Gründen).

8.5.2.2 Kategorisierung von Verweigerungsreaktionen

Zur Erfassung von Verweigerungsreaktionen wurden den Interviewern jeweils diverse mögliche Verweigerungsgründe als vorgegebene Kategorien eingeblendet. Zudem gab es

die Möglichkeit, weitere Gründe, welche sich nicht den vorgegebenen Kategorien zuordnen ließen, offen einzutragen. Die endgültige Kategorisierung der Verweigerungsreaktionen (mit oder ohne Angabe von Gründen) wurde erst nach Beendigung aller Teilprojekte vorgenommen, um sicherzustellen, dass die Kategorisierung jeweils nach identischen Kriterien erfolgte. Zunächst wurden Gründe - soweit sie genannt wurden - in einem ersten Schritt zu 27 Kategorien zusammengefasst (Tabelle 8-23). Eine 28. Kategorie bezieht sich auf die Personen, die keine Gründe angaben (z.B. bei Anruf durch Interviewende wortlos auflegten). In einem zweiten Schritt wurde die Anzahl der Kategorien zur Reduktion von Daten auf eine Anzahl von 12 Kategorien zusammengefasst (Tabelle 8-24).

Tabelle 8-23. Kategorien der Verweigerung in fluglärmbezogenen Teilstudien - Schritt 1.

Kategorisierte Verweigerungsreaktionen Schritt 1	Anzahl Nennungen	% von Personen
Person hat wortlos aufgelegt, keine Angabe von Gründen	13.046	30,2
Keine Lust, kein Interesse	17.043	39,4
Zeitmangel (auch keine Terminfindung möglich)	5.038	11,6
Prinzipiell keine Teilnahme	4.135	9,6
Keine Lärmbelästigung in Wohngegend oder vorhandener Lärm wird nicht als Belästigung empfunden	2.275	5,3
Resignation: Umfrage ändert nichts an Flughafenaußbau, Ergebnisse sind hinreichend bekannt etc.	1.184	2,7
Ständige Befragungen	1.001	2,3
Umfragen haben keinen Sinn, Zweck der Befragung ist unklar	707	1,6
Datenschutzbedenken, Angst vor Verkäufen, Angst vor heiklen Fragen	630	1,5
kein Anschreiben erhalten oder Anschreiben in Müll entsorgt	514	1,2
meint bereits verweigert zu haben oder verneint zuvor befragt worden zu sein	372	0,9
Länge des Interviews	313	0,7
Private Gründe	296	0,7
Anderer Modus (z.B. online oder postalisch) gewünscht	243	0,6
Interview wurde schon geführt	189	0,4
Anderer Person aus HH wurde bereits befragt; einmal reicht und gleiche Meinungen	184	0,4
Wissensfrage oder Befürchtung, zu dem Thema nichts sagen zu können / Keine Angaben zu diesem Thema	119	0,3
Zu viele Interviews / Anrufe von uns in letzter Zeit	109	0,3
Umzug steht bevor oder aber lebt die meiste Zeit nicht in der Region, Teilnahme macht keinen Sinn	90	0,2
Verärgerung über Anrufzeit, Interviewer, nicht eingehaltene Termine	82	0,2
keine Veränderungen bezüglich des Lärmes und somit kein Grund für erneute Befragung	75	0,2
ZP oder Haushaltsmitglied arbeitet am Flughafen	72	0,2
ZP darf aufgrund vertraglicher Vereinbarung mit Fraport nicht teilnehmen	66	0,2
Flughafenbefürworter, Vielflieger, Flughafen schafft Arbeitsplätze	52	0,1
Zweifel an Seriosität Studie / beteiligte Einrichtungen / Auftraggeber	51	0,1
Studie hat nichts mit Fluglärm zu tun	23	0,1
Artikel Hessisches Ärzteblatt	5	0,0
Sonstige Gründe	128	0,3
Nennungen* gesamt bezogen auf 43.270 Personen	48.042	111,0

Anmerkung. *Mehrfachnennungen möglich.

Tabelle 8-24. Kategorien der Verweigerung in fluglärmbezogenen Teilstudien - Schritt 2.

Kategorie	Inhalt (Erster Schritt der Kategorisierung)
1. Desinteresse / Zeitmangel	Keine Lust, kein Interesse, Zeitmangel (auch keine Terminfindung möglich) Bevorstehender Umzug Lebt zumeist nicht in der Region, Teilnahme deshalb sinnlos
2. Überforderung der Zielperson	Datenschutzbedenken, Angst vor Verkäufen, Angst vor heiklen Fragen Wissensfragen oder Befürchtung, zu dem Thema nichts sagen zu können / Keine Angaben zu diesem Thema
3. Belästigung durch Befragung	Ständige Befragungen, Interview wurde bereits geführt, Länge des Interviews Zu viele Interviews / zu viele Anrufe Verärgerung über Anrufzeit, Interviewer, nicht eingehaltene Termine
4. Sonstige ohne Lärmrelevanz	Private Gründe, Sonstige Gründe kein Anschreiben erhalten oder Anschreiben in Müll entsorgt Anderer Modus (z.B. online oder postalisch) gewünscht Person hat wortlos aufgelegt, keine Angabe von Gründen
5. Studie bzgl. Fluglärm irrelevant	Studie hat nichts mit Fluglärm zu tun/irrelevante Fragen
6. Eine Person pro HH reicht	Andere Person aus HH wurde bereits befragt; einmal reicht und gleiche Meinungen
7. Lärm unverändert, kein Grund für erneute Befragung	keine Veränderungen bezüglich des Lärmes und somit kein Grund für erneute Befragung
8. Nicht lärmbelästigt	Keine Lärmbelästigung in Wohngegend oder vorhandener Lärm wird nicht als Belästigung empfunden
9. Wg. Vereinbarung mit Fraport keine Teilnahme	ZP darf aufgrund vertraglicher Vereinbarung mit Fraport nicht teilnehmen
10. Flughafenbefürworter o. abhängig vom Flughafen	ZP oder Haushaltsmitglied arbeitet am Flughafen Flughafenbefürworter, Vielflieger, Flughafen schafft Arbeitsplätze
11. Zweifel an Seriosität	Artikel Hessisches Ärzteblatt Zweifel an Seriosität Studie / beteiligte Einrichtungen / Auftraggeber
12. Resignation	Umfragen haben keinen Sinn, Zweck der Befragung ist unklar Resignation: Umfrage ändert nichts an Flughafenausbau, Ergebnisse sind hinreichend bekannt etc.

Nachfolgend werden die Ergebnisse aus Gründen der Übersichtlichkeit nur noch bezogen auf die Aufbereitung mit 12 Kategorien dargestellt.

Die Verweigerungsreaktionen in den Querschnittserhebungen Rhein-Main QS Straße, QS Schiene und Kombi-Studie wurden gesondert ausgewertet, da sich in einer Flughafenregion die Verweigerungsreaktionen in einer Studie zur Verkehrslärmwirkung mit Fokus auf Fluglärm von denen in einer Studie zur Lärmwirkung anderer Verkehrsträger unterscheiden kann. Insgesamt wurden in den Querschnittsstudien QS Straße, QS Schiene und Kombi-Studie 38.076 Personen angeschrieben, von denen 15.064 Personen verweigerten (Tabelle 8-25). Der Anteil der Verweigerer lag insgesamt bei 50,9 % bezogen auf die gesamte Teilerhebung, soweit neutrale Ausfälle vernachlässigt werden sowie bei 67,8 %, wenn

zusätzlich sonstige stichprobenrelevante Ausfälle (u.a. offene Kontakte, Interviewabbrüche, in Feldzeit nicht erreichbare Personen vernachlässigt werden). Bezogen auf die vier unterschiedlichen Teilstichproben lag der Nonresponder-Anteil bei Personen mit dominantem Straßenverkehrslärm mit 68,6 % am höchsten und bei Personen mit kombiniertem Flug- und Schienenverkehrslärm am niedrigsten.

Tabelle 8-25. Übersicht der Response (absolute Häufigkeiten, Prozentangaben) in den Querschnittsstudien Rhein-Main

Response	QS Straße	QS Schiene	Kombi Luft + Straße	Kombi Luft + Schiene	Gesamt
Interviews	3.187	3.321	344	293	7.145
Verweigerungen telefonisch	6.487	6.338	642	496	13.963
Verweigerungen Sonstige	474	533	54	40	1.101
Verweigerungen gesamt	6.961	6.871	696	536	15.064
Sonst. stichprobenrelevante Ausfälle (AB, FZ, BE, Abbr., in FZ nicht erreichbar., Sonst.)	3.007	3.570	505	282	7.364
Stichprobenneutrale Ausfälle	3.707	3.891	564	341	8.503
Gesamt	16.862	17.653	2.109	1.452	38.076
Anteil Verweigerungen an Gesamt abzgl. der neutralen Ausfälle	52,9 %	49,9 %	45,0 %	48,2 %	50,9 %
Anteil Verweigerungen an Gesamt abzgl. neutralen und sonst. stichprobenrelevanten Ausfälle	68,6 %	67,4 %	66,9 %	64,7 %	67,8 %
Anzahl Abfrage Verweigerungen im Telefoninterview	6.258	6.129	631	484	13.502
Anteil in Prozent auf Verweigerungen bei Telefoninterviews	96,5 %	96,7 %	98,3 %	97,6 %	96,7 %
Anteil in Prozent bezogen auf alle Verweigerungen	89,9 %	89,2 %	90,7 %	90,3 %	89,6 %

Von den 15.064 Verweigerungen in den Querschnittsstudien Rhein-Main insgesamt entfallen 1.101 auf Personen, die entweder vor Beginn der telefonischen Erhebung bei der Hotline verweigerten oder aber zunächst Interesse bekundeten, an der Online-Erhebung teilzunehmen, diese aber anschließend verweigerten oder aber auf die Einladung nicht reagierten. Bei den verbleibenden 13.963 Verweigerern wurden im Rahmen der telefonischen Befragungen in 13.502 Fällen Verweigerungsreaktionen erfasst, 4.653 (34 %) davon verweigerten ohne Angabe von Gründen, 8.849 (66 %) gaben Gründe für ihre Verweigerung an.

8.5.3 Ergebnisse der Analyse der Verweigerungsreaktionen

8.5.3.1 Nonresponse bei Panelbefragungen

Bei der Initialisierungsbefragung der Panelerhebung am Frankfurter Flughafen lag mit Ausnahme der Short-Surveys der Anteil jener Personen, die aus Mangel an Zeit oder Interesse die Teilnahme verweigerten oder gar keine bzw. keine inhaltlich konkreten Gründe angaben, zunächst bei über 90 %; dieser Anteil reduzierte sich bei den nachfolgenden Wellen mit Ausnahme der Short-Surveys⁷ auf jeweils rund 75 %. Dies schließt allerdings die Personen ein, die überhaupt keine Verweigerungsgründe angaben (wortlos auflegten). Es lässt sich nicht ausschließen, dass sich darunter Personen befinden, die lärmbezogene Gründe zur Verweigerung hatten, ohne diese aber anzugeben.

Knapp zehn Prozent nannten inhaltliche Gründe, die vorwiegend explizit mit fehlender Lärmbelastigung (5,4 %) oder dem Ausbau des Flughafens zu tun hatten ("Resignation"; Umfrage ändert nichts an Ausbau: 4,2 %). Hierbei fällt auf, dass sich die fehlende Lärmbelastigung bis zur letzten Panelwelle auf 2,2 % reduziert, während der Anteil der aus Resignation Verweigernden mit 15,9 % fast den vierfachen Wert von 2011 erreicht. In eine ähnliche Richtung geht die bis 2013 auf 11,5 % ansteigende Aussage, dass sich die Lärmbelastigung nicht verändert habe und somit kein Grund für eine erneute Befragung bestehe (siehe Tabelle 8-26 zum Vergleich). Im Hinblick auf das Untersuchungsdesign mit einer Vielzahl von Befragungen im letzten Quartal 2011 sowie im Frühjahr 2012 fällt auf, dass diese von rund 20 % der Nonresponder als belastend empfunden wurden; erst mit der letzten Panelwelle im Jahr 2013 lag dieser Wert wieder unter zehn Prozent.

Tabelle 8-27 zeigt die prozentuale Verweigerungshäufigkeit pro Altersgruppe differenziert nach Erst- oder Folgeinterview. Hierbei zeigt sich, dass das Belästigungsempfinden durch die Befragungen bei älteren Personen bei Folgeinterviews stärker ansteigt, während die Belästigung bei der Erstbefragung über alle Altersgruppen hinweg konstant bei unter fünf Prozent liegt. Hinsichtlich der Folgebefragungen zeigt sich zudem, dass insbesondere ältere Personen häufiger mit der Begründung ihre Teilnahme verweigerten, dass die Lärmbelastigung sich nicht verändert habe oder aber, dass die Befragung nichts am Ausbau des Flughafens ändere.

In Tabelle 8-28 zeigt sich in Bezug auf die Geräuschpegelklassen des geschichteten Luftverkehrsgeräuschpegels, Maximum von $L_{pAeq,06-22h}$ und $L_{pAeq,22-06h}$, differenziert nach Erst- oder Folgebefragung, dass der Anteil der Verweigerer in höheren Geräuschpegelklassen für die Kategorien "keine Veränderung des Lärms" bzw. "Resignation" zunimmt. Auch hier zeigt sich, dass die Verweigerungsneigung vorwiegend bei

⁷ Die Short-Surveys wurden von vergleichsweise wenigen Interviewern durchgeführt, zudem ist die Anzahl der Verweigerungen bei den Short-Surveys recht gering, so dass diese nur bedingt aussagekräftig sind. Auf eine weitere Interpretation hinsichtlich der Nonresponse bei den Short-Surveys wird daher verzichtet.

Folgeinterviews ansteigt. Wird indessen Lärm nicht als belästigend empfunden, ist die Verweigerungsneigung bei Folgeinterviews geringer als bei Erstinterviews.

Tabelle 8-26. Prozentuale Verteilungshäufigkeit der Verweigerung pro Stichprobe in der Panelstudie Rhein-Main

Verweigerungsreaktion	2011 Erstes Interview	2011/12 Zweites Interview	ShortS2012	2012	ShortS2013	2013
	% der Personen *					
Desinteresse / Zeitmangel	50,8	40,1	35,8	44,0	31,9	44,5
Überforderung	2,0	2,4	0,0	2,4	1,4	1,3
Belästigung	4,0	19,8	22,2	15,3	17,4	9,7
Sonstige ohne Lärmrelevanz / keine Angabe von konkreten Gründen	40,4	36,4	30,9	32,9	53,6	30,0
Studie hat nichts mit Fluglärm zu tun/irrelevante Fragen	0,0	1,8	4,9	0,0	2,9	0,4
Andere Person aus HH wurde bereits befragt; einmal reicht und gleiche Meinungen	0,2	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0
keine Veränderungen bezüglich des Lärmes und somit kein Grund für erneute Befragung	0,0	2,5	6,2	3,0	2,9	11,5
Keine Lärmbelästigung in Wohngegend oder vorhandener Lärm wird nicht als Belästigung empfunden	5,4	4,1	2,5	3,8	2,9	2,2
ZP darf aufgrund vertraglicher Vereinbarung mit Fraport nicht teilnehmen	0,3	0,3	0,0	0,0	0,0	0,0
ZP oder Person arbeitet am Flughafen oder sonst Befürworter des Flughafens	0,4	0,1	0,0	0,0	0,0	0,4
Zweifel an Seriosität Studie / beteiligte Einrichtungen / Auftraggeber	0,1	0,1	0,0	1,7	0,0	0,9
Resignation; Umfrage ändert nichts an Ausbau; Ergebnisse sind längst bekannt	4,2	7,3	8,6	10,6	7,2	15,9
Anzahl der Personen	19.470	708	81	632	69	227
Anzahl der Nennungen	20.989	814	90	719	83	265

Anmerkung. * Mehrfachnennungen möglich, d.h. über die Personen berechnete Prozentwerte addieren sich zu $\geq 100\%$

Tabelle 8-27. Verweigerungsreaktionen differenziert nach Altersgruppe

Verweigerungsreaktion	Altersgruppen									
	bis u. 30, Erstinterview	bis u. 30, Folgeinterview	30 bis u. 50, Erstinterview	30 bis u. 50, Folgeinterview	50 bis u. 70, Erstinterview	50 bis u. 70, Folgeinterview	70 u. älter, Erstinterview	70 u. älter, Folgeinterview	Gesamt, Erstinterview	Gesamt, Folgeinterview
	% der Personen *									
Desinteresse / Zeitmangel	59,4	45,6	56,2	46,0	49,6	43,1	42,2	36,0	50,8	42,5
Überforderung	1,6	2,7	1,9	2,2	2,2	2,9	1,9	1,1	2,0	2,2
Belästigung	3,6	12,1	4,7	14,4	4,3	17,6	3,0	19,3	4,0	16,6
Sonstige ohne Lärmrelevanz / keine Angabe von konkreten Gründen	35,5	42,3	37,3	34,0	40,9	31,5	45,4	34,6	40,4	34,0
Studie hat nichts mit Fluglärm zu tun/irrelevante Fragen	0,0	0,7	0,0	0,7	0,0	1,4	0,0	0,5	0,0	0,9
Andere Person aus HH wurde bereits befragt; einmal reicht und gleiche Meinungen	0,2	0,0	0,2	0,0	0,3	0,2	0,2	0,0	0,2	0,1
keine Veränderungen bezüglich des Lärmes und somit kein Grund für erneute Befragung	0,0	1,3	0,0	2,0	0,0	4,4	0,0	6,5	0,0	3,9
Keine Lärmbelästigung in Wohngegend oder vorhandener Lärm wird nicht als Belästigung empfunden	5,4	1,3	4,2	3,3	5,2	3,2	7,2	6,0	5,4	3,7
ZP darf aufgrund vertraglicher Vereinbarung mit Fraport nicht teilnehmen	0,2	0,0	0,4	0,0	0,3	0,3	0,1	0,0	0,3	0,1
ZP oder Person arbeitet am Flughafen oder sonst Befürworter des Flughafens	0,2	0,0	0,4	0,0	0,4	0,3	0,4	0,0	0,4	0,1
Zweifel an Seriosität Studie / beteiligte Einrichtungen / Auftraggeber	0,1	0,0	0,1	1,8	0,2	0,8	0,1	0,3	0,1	0,9
Resignation; Umfrage ändert nichts an Ausbau; Ergebnisse sind längst bekannt	1,4	5,4	2,5	8,0	4,8	9,3	6,7	15,0	4,2	9,9
Anzahl der Personen	2.213	149	5.912	450	6.375	590	4.970	367	19.470	1.556
Anzahl der Nennungen	2.381	166	6.379	506	6.898	679	5.328	438	20.989	1.788

Anmerkung. * Mehrfachnennungen möglich, d.h. über die Personen berechnete Prozentwerte addieren sich zu $\geq 100\%$; ZP = Zielperson.

Tabelle 8-28. Verweigerungsreaktionen differenziert nach Geräuschpegelklasse

Verweigerungsreaktion	Maximum von $L_{pAeq,06-22h}$ und $L_{pAeq,22-06h}$ - Luftverkehr (DES 2007)											
	40,1 - 45,0; Erstinterview	40,1 - 45,0; Folgebinterview	45,1 - 50,0; Erstinterview	45,1 - 50,0; Folgebinterview	50,1 - 55,0; Erstinterview	50,1 - 55,0; Folgebinterview	55,0 - 60,0; Erstinterview	55,0 - 60,0; Folgebinterview	$\geq 60,0$; Erstinterview	$\geq 60,0$; Folgebinterview	Gesamt; Erstinterview	Gesamt; Folgebinterview
	% der Personen *											
Desinteresse / Zeitmangel	50,9	42,9	52,0	43,9	51,0	43,6	50,5	39,2	47,9	41,5	50,8	42,3
Überforderung	2,2	2,3	1,9	2,6	2,0	2,2	2,0	2,1	1,6	1,8	2,0	2,2
Belästigung durch Befragung	4,3	15,0	3,4	17,1	3,8	15,6	3,7	17,5	5,6	18,7	4,0	16,5
Sonstige ohne Lärmrelevanz / keine Angabe von konkreten Gründen	39,8	32,8	40,5	33,9	41,1	33,3	41,1	36,8	38,5	33,3	40,4	34,1
Studie hat nichts mit Fluglärm zu tun/irrelevante Fragen	0,0	1,6	0,0	1,4	0,0	0,3	0,0	0,0	0,0	1,2	0,0	0,9
Andere Person aus HH wurde bereits befragt; einmal reicht und gleiche Meinungen	0,1	0,0	0,0	0,0	0,1	0,3	0,4	0,0	0,9	0,0	0,2	0,1
keine Veränderungen bzgl. des Lärmes und somit kein Grund für erneute Befragung	0,0	3,6	0,0	4,3	0,0	4,4	0,0	3,6	0,0	4,7	0,0	4,0
Keine Lärmbelästigung in Wohngegend bzw. Lärm wird nicht als Belästigung empfunden	7,6	7,2	5,9	2,6	4,8	5,3	3,3	0,6	3,3	1,2	5,4	3,7
ZP darf aufgrund vertraglicher Vereinbarung mit Fraport nicht teilnehmen	0,1	0,0	0,2	0,3	0,2	0,3	0,5	0,0	0,4	0,0	0,3	0,1
ZP oder Person arbeitet am Flughafen oder sonst Befürworter des Flughafens	0,3	0,3	0,3	0,0	0,4	0,3	0,4	0,0	0,9	0,0	0,4	0,1
Zweifel an Seriosität Studie / beteiligte Einrichtungen / Auftraggeber	0,1	1,0	0,1	0,9	0,2	0,6	0,1	1,2	0,1	0,6	0,1	0,9
Resignation; Umfrage ändert nichts an Ausbau; Ergebnisse sind längst bekannt	2,9	7,2	3,0	9,4	3,8	11,2	5,6	10,4	9,3	13,5	4,2	9,9
Anzahl Personen	5.453	387	4.514	351	3.872	321	4.024	337	1.607	171	19.470	1.567
Anzahl Nennungen	5.906	441	4.844	409	4.159	377	4.330	375	1.744	199	20.989	1.799

Anmerkung. * Mehrfachnennungen möglich, d.h. über die Personen berechnete Prozentwerte addieren sich zu $\geq 100\%$; ZP = Zielperson; HH = Haushalt.

8.5.3.2 Nonresponse bei einmaligen bzw. Querschnittserhebungen zur Fluglärmwirkung

In Bezug auf Vergleichsflughäfen werden nachfolgend Erstbefragungen aus dem Panel mit den Querschnittserhebungen und der Nacherhebung am Frankfurter Flughafen (FRA) verglichen. Hier zeigt sich, dass insbesondere am Berliner Flughafen (BER) sowie bei der Erstbefragung des Panels vergleichsweise häufig Resignation als Grund der Verweigerung angegeben wurde, an den Flughäfen Köln (CGN) und Stuttgart (STR), aber auch bei der Nachrekrutierung für das Panel am FRA aus dem Jahr 2013 indessen seltener (Tabelle 8-29).

Tabelle 8-29. Verweigerungsreaktionen bei einmaligen Befragungen (Querschnitt, Vergleichsflughäfen)

Verweigerungsreaktionen	Flughafen / Stichprobe					
	FRA	BER	CGN	STR		
	2011 Erstes Inter- view	Nach- rekrut- ierung				
	% der Personen *					
Desinteresse / Zeitmangel	50,8	45,3	40,3	51,1	52,4	
Überforderung	2,0	1,4	1,5	1,1	1,4	
Belästigung	4,0	2,6	3,7	2,1	1,9	
Sonstige ohne Lärmrelevanz / keine Angabe von konkreten Gründen	40,4	47,8	47,3	43,2	45,1	
Studie hat nichts mit Fluglärm zu tun/irrelevante Fragen	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
Andere Person aus HH wurde bereits befragt; einmal reicht und gleiche Meinungen	0,2	0,1	1,5	0,5	0,0	
keine Veränderungen bezüglich des Lärmes und somit kein Grund für erneute Befragung	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
Keine Lärmbelästigung in Wohngegend oder vorhandener Lärm wird nicht als Belästigung empfunden	5,4	6,8	5,4	6,1	3,2	
ZP darf aufgrund vertraglicher Vereinbarung mit Fraport nicht teilnehmen	0,3	0,0	0,2	0,0	0,0	
ZP oder Person arbeitet am Flughafen oder sonst Befürworter des Flughafens	0,4	0,3	0,4	0,1	0,0	
Zweifel an Seriosität Studie / beteiligte Einrichtungen / Auftraggeber	0,1	0,1	0,1	0,0	0,0	
Resignation; Umfrage ändert nichts an Ausbau; Ergebnisse sind längst bekannt	4,2	2,7	6,1	2,3	1,1	
	Anzahl der Personen	19.470	4.623	7.245	4.443	5.772
	Anzahl der Nennungen	20.989	4.951	7.716	4.732	6.066

Anmerkung. * Mehrfachnennungen möglich, d.h. über die Personen berechnete Prozentwerte addieren sich zu $\geq 100\%$; ZP = Zielperson.

8.5.3.3 Nonresponse bei Querschnittserhebungen im Rhein-Main-Gebiet zum Schienen-, Straßenverkehrs- und Kombinationslärm (Querschnittsstudien Rhein-Main)

Von 13.502 erfassten Verweigerungsreaktionen⁸ waren in den Querschnittsstudien Rhein-Main die häufigsten Reaktionen solche ohne konkrete Begründungen wie z. B. Sofortaufleger mit 52,0 % (zum Vergleich: Panel-Befragungen vor Eröffnung NW-Landebahn: 40,4 %) sowie Desinteresse / Zeitmangel mit 45,6 % (zum Vergleich: Panel-Befragungen vor Eröffnung NW-Landebahn: 50,8 %).

Tabelle 8-30. Erfasste Verweigerungsreaktionen in Prozent der Personen nach Teilstichprobe der Querschnittsstudien Rhein-Main

Verweigerungsreaktionen	QS		Kombi		Gesamt
	Straße	Schiene	Luft + Straße	Luft + Schiene	
	% der Personen *				
Desinteresse / Zeitmangel	49,6	42,3	26,8	59,7	45,6
Überforderung	1,3	1,8	0,8	1,4	1,5
Belästigung	0,7	0,6	0,1	0,9	0,6
Sonstige ohne Lärmrelevanz / keine Angabe von konkreten Gründen	49,4	54,4	63,1	41,0	52,0
Andere Person aus HH wurde bereits befragt; einmal reicht und gleiche Meinungen	0,0	0,1	0,5	0,4	0,1
keine Lärmbelästigung oder vorhandener Lärm wird nicht als Belästigung empfunden	3,8	5,1	9,7	2,9	4,6
ZP o. andere Person aus Haushalt arbeitet am Flughafen o. sonst. Befürworter	0,4	0,4	2,1	1,4	0,5
Zweifel an Seriosität Studie / beteiligte Einrichtungen / Auftraggeber	0,5	0,5	1,1	1,4	0,5
Resignation; Umfrage ändert nichts an Lärmsituation	1,3	2,0	2,1	2,5	1,7
Anzahl der Personen	6.258	6.129	631	484	13.502
Anzahl der Nennungen	6.696	6.570	671	540	14.461

Anmerkung. * Mehrfachnennungen möglich, d.h. über die Personen berechnete Prozentwerte addieren sich zu $\geq 100\%$; ZP = Zielperson.

⁸ Bei der Nonresponderanalyse zur Panelbefragung wurden weitere Kategorien verwendet: „Studie hat nichts mit Fluglärm zu tun/irrelevante Fragen“, „keine Veränderungen bezüglich des Lärmes und somit kein Grund für erneute Befragung“, „ZP darf aufgrund vertraglicher Vereinbarung mit Fraport nicht teilnehmen“. Bei diesen Kategorien beliefen sich die Fallzahlen in den Querschnittsstudien Rhein-Main jeweils auf exakt Null oder aber der Anteil von Nennungen lag jeweils bei $< 0,1\%$. Zudem sind die beiden erstgenannten Kategorien ausschließlich bei Mehrfachbefragungen sinnvoll; die Kategorie „ZP darf aufgrund vertraglicher Vereinbarung mit Fraport nicht teilnehmen“ wurde den Interviewern bei der Querschnittserhebung nicht angeboten und daher nur vereinzelt als offene Angabe erfasst. Angaben, die einer der drei genannten Kategorien zugehörig waren, wurden daher als „Sonstige Angabe“ interpretiert und der Kategorie „Sonstige ohne Lärmrelevanz / keine Angabe von konkreten Gründen“ zugeordnet.

Bei der Interpretation der Tabelle 8-30 ist zu beachten, dass bei Teilstichproben mit kombiniertem Lärm aus Flug- und Straßen- oder Schienenverkehrsbewegungen die Angaben auf 631 bzw. 484 erfassten Verweigerungen basieren. Da ein einziger Interviewer an einem durchschnittlichen Nachmittag durchaus 15-20 Verweigerungen haben kann, kann nicht ausgeschlossen werden, dass die Unterschiede insbesondere hinsichtlich der Kategorien "Desinteresse / Zeitmangel" und "Sonstige ohne Lärmrelevanz / keine Angabe von konkreten Gründen" auf Interviewereffekten beruhen; diese Unterschiede werden daher inhaltlich nicht interpretiert.

Eine Analyse der Nonresponse-Reaktionen nach Geräuschpegelklassen kann lediglich für die Teilstichproben mit dominantem Straßen- und Schienenverkehr vorgenommen werden, bei denen die Geräuschpegelklassen in 10 dB-Intervalle eingeteilt werden, da eine differenzierte Einteilung zu geringen Fallzahlen führen und die Interpretierbarkeit der Ergebnisse einschränken würde. Bei den Teilstichproben mit kombiniertem Lärm (Luft/Straße, Luft/Schiene) wurden ausschließlich Personen im Bereich von > 50 bis 60 dB im Maximum von $L_{pAeq,06-22h}$ und $L_{pAeq,22-06h}$ ausgewählt, so dass die Ergebnisse daher mit den Gesamtergebnissen für diese Teilsamples identisch sind.

Hinsichtlich der Verweigerungsreaktionen bei Personen mit dominantem Straßenverkehrslärm zeigt sich, dass lediglich geringe Unterschiede zwischen den unterschiedlichen Pegelklassen feststellbar sind. So wurden zwar mit zunehmendem Geräuschpegel häufiger Resignation und seltener das Nichtvorhandensein eines Belästigungsempfindens durch Lärm als Grund der Verweigerung genannt; Personen in den Pegelklassen von > 50 - 60 dB im Maximum von $L_{pAeq,06-22h}$ und $L_{pAeq,22-06h}$ geben allerdings seltener Resignation und häufiger das Nichtvorhandensein eines Belästigungsempfindens an als Personen mit geringerer Lärmbelastung. Personen mit hoher Belastung durch Straßenverkehrslärm verweigerten am häufigsten ohne Angabe konkreter Gründe; Personen mit geringerem Straßenverkehrslärm hingegen aus Desinteresse oder Zeitmangel.

Tabelle 8-31. Erfasste Verweigerungsreaktionen für Personen mit dominantem Straßenverkehrslärm nach Geräuschpegelklasse (Maximum des $L_{pAeq,06-22h}$ und $L_{pAeq,22-06h}$) in Prozent der Personen

Verweigerungsreaktionen	Maximum des $L_{pAeq,06-22h}$ und $L_{pAeq,22-06h}$ in dB Straßenverkehr				Gesamt
	> 40.0-50.0	> 50.0-60.0	> 60.0-70.0	> 70.0	
	% der Personen *				
Desinteresse / Zeitmangel	50,2	50,0	49,4	48,2	49,6
Überforderung	1,3	1,2	1,7	0,7	1,3
Belästigung	0,7	0,7	0,5	0,4	0,6
Sonstige ohne Lärmrelevanz / keine Angabe von konkreten Gründen	48,5	49,6	49,2	51,7	49,5
Andere Person aus HH wurde bereits befragt; einmal reicht und gleiche Meinungen	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
keine Lärmbelästigung oder vorhandener Lärm wird nicht als Belästigung empfunden	4,0	4,2	3,5	3,1	3,8
ZP o. andere Person aus Haushalt arbeitet am Flughafen o. sonst. Befürworter	0,3	0,5	0,6	0,2	0,4
Zweifel an Seriosität Studie / beteiligte Einrichtungen / Auftraggeber	0,6	0,3	0,3	0,8	0,5
Resignation; Umfrage ändert nichts an Lärmsituation	1,4	0,8	1,5	1,9	1,3
Anzahl der Personen	1.559	2.067	1.791	841	6.258
Anzahl der Nennungen	1.670	2.220	1.913	901	6.702

Anmerkung. * Mehrfachnennungen möglich, d.h. über die Personen berechnete Prozentwerte addieren sich zu $\geq 100\%$; ZP = Zielperson.

Auch hinsichtlich der Verweigerungsreaktionen bei Personen mit dominantem Schienenverkehrslärm sind bei einigen der aufgeführten Reaktionen keine klaren Schemata erkennbar. "Sonstige ohne Lärmrelevanz" und "Desinteresse / Zeitmangel" beispielsweise unterscheiden sich nach Geräuschpegeln nur geringfügig. Etwas deutlicher ist allerdings ein Zusammenhang hinsichtlich der Lärmrelevanz, die erwartungsgemäß bei niedrigen Schienenverkehrsgeräuschpegeln seltener als belästigend empfunden wurde und auch seltener Resignation hervorrief; auch hier gibt es aber keine linearen Zusammenhänge.

Tabelle 8-32. Erfasste Verweigerungsreaktionen für Personen mit dominantem Schienenverkehrslärm nach Geräuschpegelklasse (Maximum des $L_{pAeq,06-22h}$ und $L_{pAeq,22-06h}$) in Prozent

Verweigerungsreaktionen	Maximum des $L_{pAeq,06-22h}$ und $L_{pAeq,22-06h}$ in dB Schienenverkehr				Gesamt
	> 40.0-50.0	> 50.0-60.0	> 60.0-70.0	> 70.0	
	% der Personen *				
Desinteresse / Zeitmangel	41,8	42,8	41,0	43,9	42,3
Überforderung	2,1	1,7	1,5	2,0	1,8
Belästigung	0,6	0,5	0,6	0,8	0,6
Andere Person aus HH wurde bereits befragt; einmal reicht und gleiche Meinungen	0,1	0,1	0,1	0,0	0,1
Sonstige ohne Lärmrelevanz / keine Angabe von konkreten Gründen	54,2	54,9	54,3	53,8	54,4
keine Lärmbelästigung oder vorhandener Lärm wird nicht als Belästigung empfunden	6,3	5,0	5,3	3,9	5,1
ZP o. andere Person aus Haushalt arbeitet am Flughafen o. sonst. Befürworter	0,4	0,3	0,4	0,6	0,4
Zweifel an Seriosität Studie / beteiligte Einrichtungen / Auftraggeber	0,5	0,3	0,5	0,6	0,5
Resignation; Umfrage ändert nichts an Lärmsituation	1,4	1,9	2,4	2,3	2,0
Anzahl der Personen	960	2.147	1.829	1.193	6.129
Anzahl der Nennungen	1.031	2.308	1.941	1.287	6.570

Anmerkung. * Mehrfachnennungen möglich, d.h. über die Personen berechnete Prozentwerte addieren sich zu $\geq 100\%$; ZP = Zielperson.

Da beim Zusatzsample der Personen mit kombiniertem Lärm (Luft/Straße bzw. Luft/Schiene) ausschließlich Personen mit Pegeln von jeweils > 50.0 - 60.0 dB im Maximum von $L_{pAeq,06-22h}$ und $L_{pAeq,22-06h}$ für jeweils beide relevanten Lärmquellen ausgewählt wurden, erfolgt hier der Vergleich mit den Personen, die bei dominantem Straßen- oder Schienenverkehrslärm jeweils im Intervall von > 50.0 - 60.0 dB im Maximum von $L_{pAeq,06-22h}$ und $L_{pAeq,22-06h}$ für den jeweils relevanten Geräuschpegel liegen. Aufgrund der geringen Fallzahlen für die Teilsamples mit kombiniertem Lärm wurden beide Kombibefragungen für diese Auswertung zusammengefasst.

Der Vergleich zeigt, dass unter den Verweigerungsreaktionen die beiden lärmrelevanten Verweigerungsgründe (keine Belästigung empfunden, Resignation) beim Teilsample mit Straßenverkehrslärm insgesamt lediglich von 5,0 % genannt wurden, beim Bahnverkehrslärm indessen von 6,9 % und beim kombinierten Verkehrslärm Luft/Straße und Luft/Schiene von 8,9 %. Festzustellen ist jedoch, dass der Anteil der Verweigerer bezogen auf die Summe aus Verweigerern und interviewten Personen bei der Kombibefragung geringer ist

als bei den Befragungen zu Schienen- und vor allem Straßenverkehrslärm (vgl. Tabelle 8-29).

Tabelle 8-33. Vergleich Verweigerungen durch Personen mit Straßenverkehrs-, Schienenverkehrs- und kombiniertem Fluglärm in den jeweiligen Geräuschpegelklassen von > 50.0-60.0 dB in Prozent der Personen

Verweigerungsreaktionen	Maximum des $L_{pAeq,06-22h}$ und $L_{pAeq,22-06h}$ in dB		
	> 50.0-60.0	> 50.0-60.0	> 50.0-60.0
	Teilstichprobe		
	QS Straße	QS Schiene	Kombi Luft + Straße Luft + Schiene
	% der Personen		
Desinteresse / Zeitmangel	50,0	42,8	41,1
Überforderung	1,2	1,7	1,1
Belästigung	0,7	0,5	0,6
Andere Person aus HH wurde bereits befragt; einmal reicht und gleiche Meinungen	0,1	0,1	0,5
Sonstige ohne Lärmrelevanz / keine Angabe von konkreten Gründen	49,7	54,9	53,4
keine Lärmbelästigung oder vorhandener Lärm wird nicht als Belästigung empfunden	4,2	5,0	6,7
ZP o. andere Person aus Haushalt arbeitet am Flughafen o. sonst. Befürworter	0,5	0,3	1,8
Zweifel an Seriosität Studie / beteiligte Einrichtungen / Auftraggeber	0,3	0,3	1,3
Resignation; Umfrage ändert nichts an Lärmsituation	0,8	1,9	2,2
Anzahl der Personen	2.067	2.147	1.115
Anzahl der Nennungen	2.222	2.308	1.212

Anmerkung. * Mehrfachnennungen möglich, d.h. über die Personen berechnete Prozentwerte addieren sich zu $\geq 100\%$; ZP = Zielperson.

In den Querschnittsstudien Rhein-Main unterscheidet sich die Teilnahmebereitschaft geringfügig nach den Lärmquellenarten und ist in der Studie QS Straße am geringsten ausgeprägt, gefolgt von der QS Schiene. Bei Personen mit kombiniertem Lärm vom Luftverkehr und Straßen- oder Schienenverkehr wurde die vergleichsweise beste Teilnahmebereitschaft erreicht, obwohl hier häufiger lärmrelevante Verweigerungsgründe als bei den beiden anderen Teilstichproben genannt wurden. Die Analyse nach Geräuschpegelklassen, die im Rahmen der Querschnittserhebung nur für Personen mit dominantem Straßen- und Schienenverkehr möglich ist, lässt für diese Lärmquellenarten nicht darauf schließen, dass lärmrelevante Aspekte bei unterschiedlicher Lärmbelastung das Teilnahmeverhalten unterschiedlich beeinflussen.

8.5.4 Zusammenhang zwischen Responseraten und Personenmerkmalen bzw. ausgewählten Befragungsangaben

Im Anhang 4 sind die deskriptiven Statistiken der Stichproben an den Flughäfen Frankfurt (FRA), Berlin-Brandenburg (BER), Köln/Bonn (CGN) und Stuttgart (STR) dargestellt. Betrachtet man diese in Relation zu den Responseraten, ist kein systematischer Zusammenhang feststellbar. Tabelle 8-34 zeigt dies für ausgewählte Stichprobencharakteristika und die Zielgrößen Fluglärmbelästigung, berichtete fluglärmbedingte Schlafstörungen und die psychische und körperliche Lebensqualität (SF8-Scores MCS, PCS). Es sind Unterschiede in den aufgeführten Mittelwerten zwischen den Flughäfen erkennbar. Beim Alter zeigt sich, dass die Befragten am Flughafen Frankfurt, dem Flughafen mit der niedrigsten Responserate, im Durchschnitt jünger sind als die Befragten im Umfeld der übrigen Flughäfen, zwischen denen allerdings das Alter weiter nicht mit der Responserate kovariiert. Bei den übrigen Variablen ist keine Systematik auffällig, wonach Differenzen in den Ausprägungen der Variablen mit Unterschieden in den Responserate korrespondieren.

Tabelle 8-34. Responserate und Auswahl von Personenmerkmalen bzw Befragungsangaben an den untersuchten Flughäfen

	Werte- bereich	FRA-Panel (2011)		BER		CGN		STR	
Responserate		7 % (17 %) #		31 %		29 %		20 %	
		M	SD	M	SD	M	SD	M	SD
Alter in Jahren	Jahre	49,5	15,8	57,9	15,5	58,7	16,2	58,5	15,6
SWI Sozialstatus	3 - 21	13,3	4,4	12,6	4,2	12,5	4,4	13,0	4,4
Wohndauer	Jahre	24,0	17,9	22,4	16,3	23,4	14,9	22,0	15,6
Lärmempfindlichkeit	1 - 5	1,5	1,0	1,5	1,1	1,3	1,1	1,3	1,1
Lärbewältigungsvermögen	1 - 5	2,5	1,1	2,6	1,1	2,9	1,1	3,2	1,1
Luftverkehr = nützlich	1 - 5	3,8	1,1	3,7	1,2	3,8	1,1	3,8	1,1
Luftverkehr = umwelts.	1 - 5	1,9	1,0	1,9	1,1	1,9	1,1	2,0	1,1
Fluglärmbelästigung	1 - 5	3,3	1,3	2,7	1,2	3,1	1,3	2,6	1,3
Fluglärmbedingte Schlafstörungen	1 - 5	2,3	1,3	1,8	1,1	2,3	1,3	1,6	0,9
Psychische Lebensqualität (MCS)	7,3 - 69,7	50,3	9,6	51,6	9,0	51,0	9,8	52,3	8,4
Körperliche Lebensqualität (PCS)	10,3 - 67,0	49,4	9,3	48,2	9,9	48,2	10,2	49,3	9,6

Anmerkung. Die Rate von 7 % bezieht sich auf die Zahl der Anschreiben an die Personen, die für die Befragung per Zufall gezogen wurden, bevor zu diesen Personen eingetragene Telefonnummern recherchiert und/oder von den angeschriebenen Personen selbst genannt wurden. Die Rate von 17 % bezieht sich auf die Zahl der Personen, deren Telefonnummern über Recherche und Selbstangabe verfügbar waren und die demzufolge kontaktiert werden konnten (Auswahlgesamtheit). Letztere Prozentangabe ist mit denen der übrigen Flughäfen vergleichbar, da an den übrigen Flughäfen zu einer geschichteten Zufallsauswahl von Meldedaten von Personen aus der jeweiligen Studienregion erst die Telefonnummern recherchiert wurden und diese dann erst angeschrieben wurden. Flughäfen: FRA-Panel = Frankfurt, Rhein-Main Panel, BER = Berlin-Brandenburg, CGN = Köln/Bonn, STR = Stuttgart.

8.5.5 Einordnung der Ergebnisse der Nonresponse-Analyse

In fluglärmbezogenen Befragungen in dieser Studie gaben 73 % der 43.270 Verweigerer, von denen eine Verweigerungsreaktion erfasst wurde, einen oder mehrere Gründe für ihre Verweigerung an, 27 % taten dies nicht. In den Querschnittsstudien zum Schienen- bzw. Straßenverkehrs- sowie Kombinationslärm war es gut die Hälfte (52 %), die keine konkreten Gründe bzw. sonstige ohne Lärmrelevanz angaben. Darüber hinaus stellen den größten Teil der bekannten Verweigerungsgründe die "weichen" Verweigerungsgründe wie "kein Interesse" oder "Zeitmangel" dar. Diese Gründe sind Indikatoren für einen Trend abnehmender allgemeiner Teilnahmebereitschaft an Befragungen, der seit Jahrzehnten in den westlichen Ländern zu beobachten ist (vgl. Curtin, Presser & Singer, 2005; De Heer, 1999; de Leeuw & De Heer, 2002). Die Teilnahme an Umfragen hängt von vielen Merkmalen ab, darunter vor allem dem Interesse am Thema (vgl. z. B. Groves, Presser & Dipko, 2004), aber auch dem ausgeschütteten Incentive (vgl. z. B. Singer, Van Hoewyk & Maher, 2000). Zahlreiche Modelle wurden inzwischen zur Vorhersage der Teilnahme entwickelt (vgl. z. B. Groves, Singer & Corning, 2000). Nicht alle Faktoren lassen sich kontrollieren. Hierzu zählen zum Beispiel das Interesse oder auch der Auftraggeber der jeweiligen Studie. Andere Faktoren, wie z. B. das Interviewer-Verhalten in der Kontaktphase oder die Gabe von Incentives sind zwar kontrollierbar, aber aus verschiedenen Gründen nicht immer realisierbar. Abbildung 8-12 gibt einen Überblick über mögliche Einflussformen auf die Teilnahmebereitschaft (vgl. Groves et al., 2009).

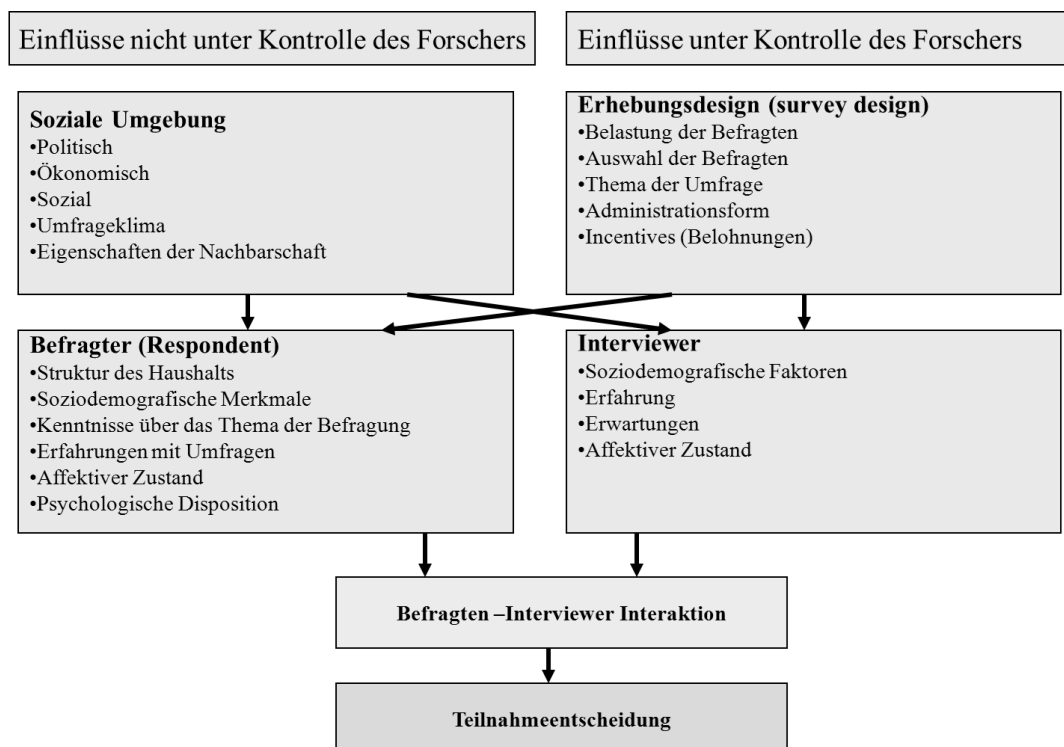


Abbildung 8-12. Mögliche Einflussfaktoren hinsichtlich der Teilnahmebereitschaft.

Ausschöpfungsquoten, die signifikant über 20 % liegen, sind bei allgemeinen telefonischen Bevölkerungsumfragen gegenwärtig kaum erreichbar. Maßnahmen wie die Konvertierung von Verweigerern, die in den USA durchgeführt werden, sind in Deutschland aufgrund rechtlicher Bestimmungen gerade bei Umfragen öffentlicher Auftraggeber nicht möglich.

Eine erneute Kontaktierung ist jedoch zumindest bei sogenannten "weichen" Verweigerern realisierbar, die Gründe wie "keine Zeit" angeben, da hierbei keine grundsätzliche Ablehnung der Befragungsteilnahme erfolgt. Solchen Verweigerungsgründen wird allerdings versucht, bereits im regulären Interviewkontakt entgegen zu wirken und nicht erst nachträglich nach erfolgter ("weicher") Verweigerung. Bei aller Konzentration auf die Erhöhung der Ausschöpfungsquote sollten jene empirischen Hinweise nicht vollständig ignoriert werden, in denen festgestellt wird, dass verstärkte Anstrengungen zur Erhöhung der Responserate (Kontaktrate und Kooperationsrate) zu einer verminderten Datenqualität führen können. Dies geht u. a. aus einer Studie von Fricker & Tourangeau (2010) hervor, wonach die Datenqualität bei wachsenden Anstrengungen zur Reduktion von Nonresponse abnimmt. Zu den Indikatoren der Datenqualität gehörten "Item-Nonresponse" und "Klassifikationsfehler". Tourangeau, Groves & Redline (2010) fanden Hinweise auf eine gemeinsame Ursache für Nonresponse und der Ungenauigkeit von Angaben.

Neben Indikatoren des Desinteresses an Umfragebeteiligungen gibt es lärmquellenbezogene Gründe der Nonresponse. Dazu gehörten einerseits resignative Gründe, wie zum Beispiel, dass die Ergebnisse der Befragungen ohnedies keinerlei Änderungen beim Ausbau des Flughafens bewirken könnten oder aber - bezogen auf Panelbefragungen nach Eröffnung der NW-Landebahn - dass keine Veränderungen der Lärmbelastigung resultieren würden. Insbesondere bei fortlaufender Dauer der Panelbefragungen wird auch die ausbleibende oder als nicht belästigend erlebte Geräuschexposition als Verweigerungsgrund genannt. Die nicht belästigende Geräuschexposition führte aber auch bei Erstbefragungen zu Verweigerungen und wurde vergleichsweise häufig von Personen höheren Alters und von Personen in niedrigeren Geräuschpegelklassen als Grund zur Nicht-Teilnahme genannt. Resignation und das vermutete Ausbleiben von Veränderungen der eigenen Lärmbelastigung indessen wurden mit fortlaufender Zeit häufiger genannt; dies betrifft insbesondere Personen höheren Alters sowie Menschen, die stärker durch Lärm belastet sind.

Verweigerungsgründe mit Bezug auf die telefonische Befragung (viele Befragungen, zu viele Anrufe, Länge des Interviews, etc.) korrespondieren hinsichtlich der untersuchten Merkmale (Alter, Geräuschpegelklassen, Erst- vs. Folgeinterview) weitgehend mit den lärmbezogenen Angaben zur Resignation und dem Ausbleiben von Veränderungen hinsichtlich der Lärmbelastigung. Die Tatsache, dass die höchsten Anteile umfragespezifischer Belästigungsfaktoren im letzten Quartal 2011 sowie im Frühjahr 2012 festzustellen sind, als eine Vielzahl von Anrufen eingegangen sein können, spricht jedoch für eine umfragespezifische Betrachtung der Belästigungsfaktoren.

8.6 Sensitivitätsanalysen I: Verteilung von Personenmerkmalen über Luftverkehrsgeräuschpegelklassen und deren Effekte auf Belästigung, berichtete Schlafstörungen und die allgemeine Gesundheitswahrnehmung (SF8-Score GH)

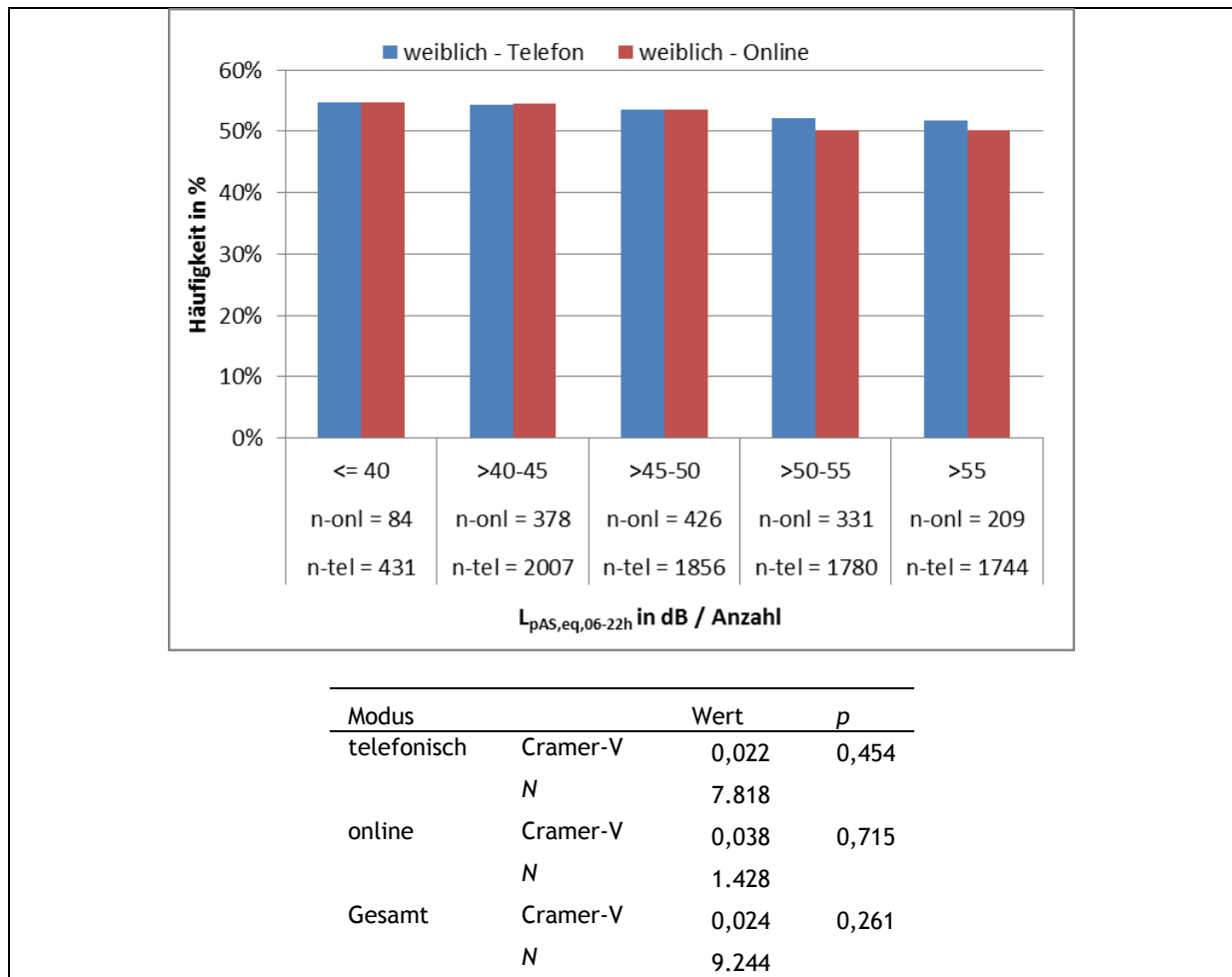
Die hier vorgestellten Prüfungen der Verteilung von Personenmerkmalen über Stufen der Luftverkehrsgeräuschbelastung sowie der Effekte der Personenmerkmale auf die Lärmbelästigung, berichteten lärmbedingten Schlafstörungen und die allgemeine Gesundheitswahrnehmung (SF8-Score GH) beziehen sich auf die Frage, ob mögliche Verteilungsunterschiede zwischen den Pegelklassen auftreten, die bei Abweichungen zur Merkmalsverteilung in der Studienpopulation geeignet sind, die Studienergebnisse zu verzerren.

Die Prüfung erfolgt hier am Beispiel der Teilnehmenden der Panelstudie Rhein-Main am Flughafen Frankfurt (Welle 1 im Jahr 2011) und bezieht sich auf Luftverkehrsgeräuschpegel und auf die zu untersuchenden fluglärmbezogenen Wirkungen.

Bei diesen Analysen ist die Nullhypothese, dass die untersuchten Personenmerkmale sich über die Geräuschpegelklassen gleich verteilen und keine überzufälligen Effekte auf die Zielgrößen bestehen, somit die Expositions-Wirkungsbeziehung durch diese Confounder nicht konfundiert ist, die "eigentlich gewünschte Hypothese". Es wird daher für die folgenden Sensitivitätsanalysen das Signifikanzniveau auf 10 % heraufgesetzt (ansonsten in dieser Studie: 5 %), um damit den Ablehnungsbereich der (gewünschten) Nullhypothese zu vergrößern.

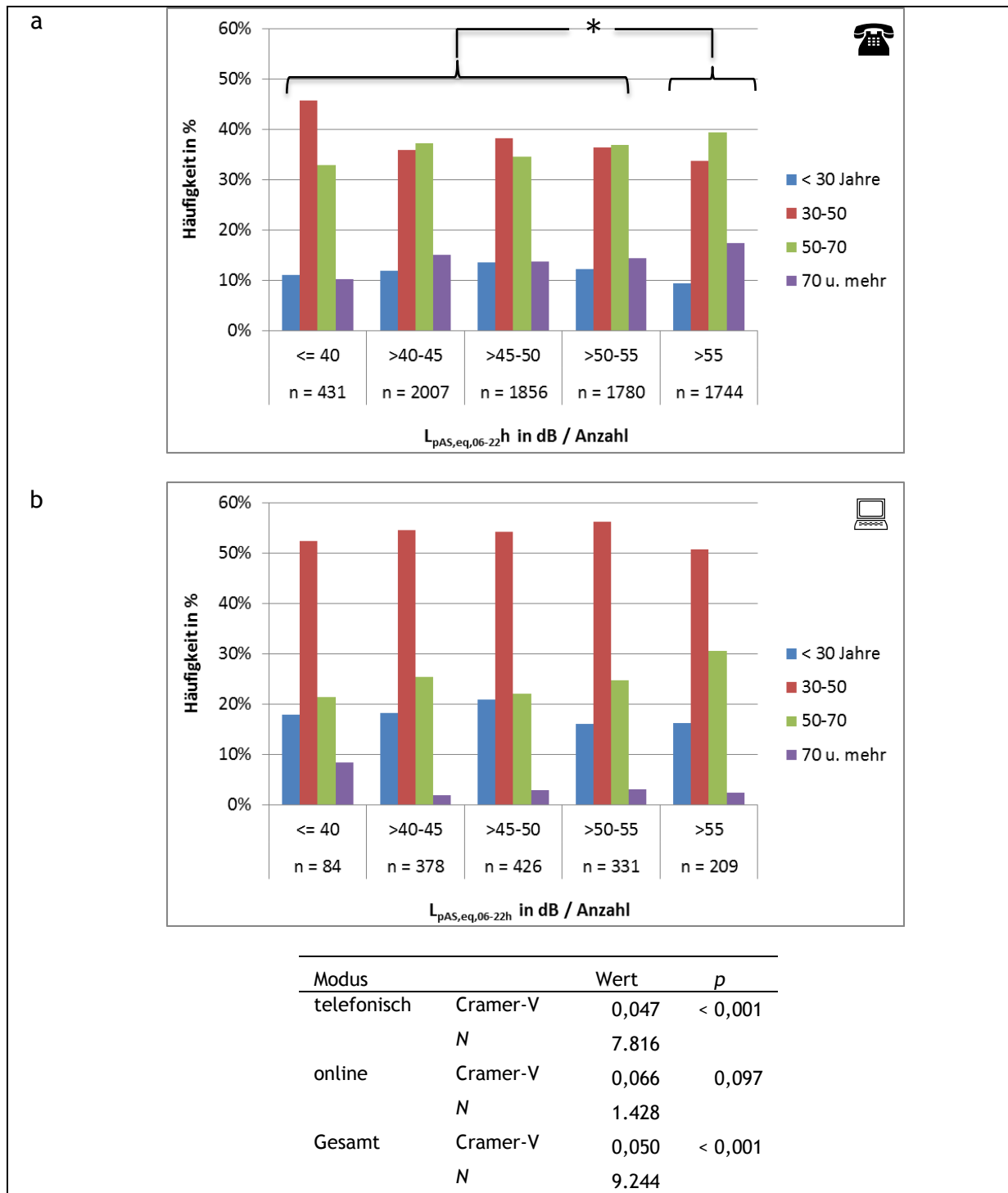
8.6.1 Verteilung über Luftverkehrsgeräuschpegelklassen

Abbildung 8-13 zeigt die Verteilung des Geschlechts über Luftverkehrsgeräuschpegelklassen ($L_{pAeq,06-22h}$) getrennt für die Gruppen der telefonisch bzw. online befragten Personen. Angegeben ist zudem der inferenzstatistische Test zum Zusammenhang zwischen $L_{pAeq,06-22h}$ und dem Geschlecht. Es zeigen sich in beiden Befragungsmodusgruppen keine signifikanten Unterschiede zwischen Luftverkehrsgeräuschpegelklassen bezüglich des Geschlechts.



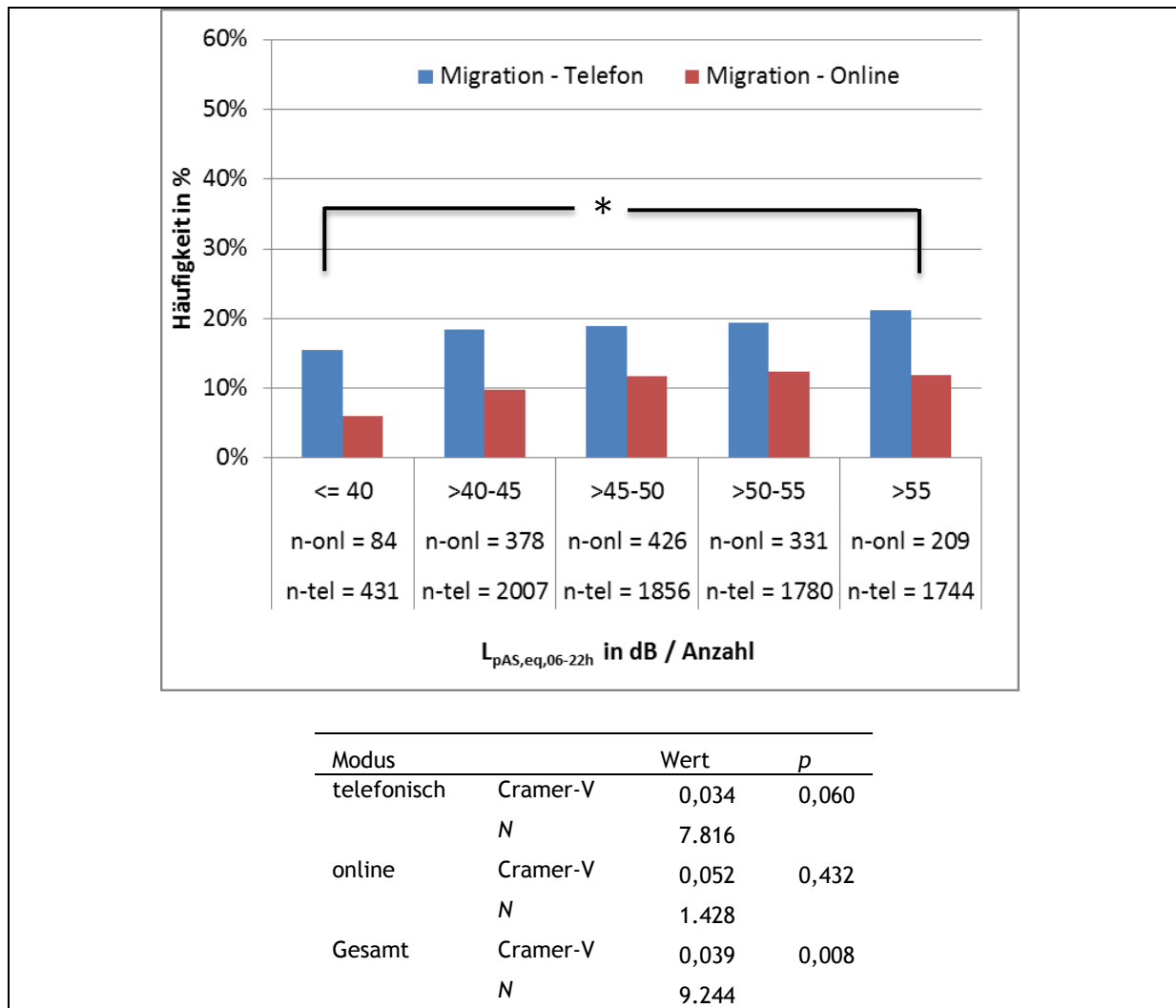
Anmerkung. p = Überschreitungswahrscheinlichkeit, *Cramér's V* = Effektstärkemaß; N = Anzahl.

Abbildung 8-13. Verteilung über Luftverkehrsgeräuschpegelklassen: Geschlecht; Panelwelle t1 (2011).



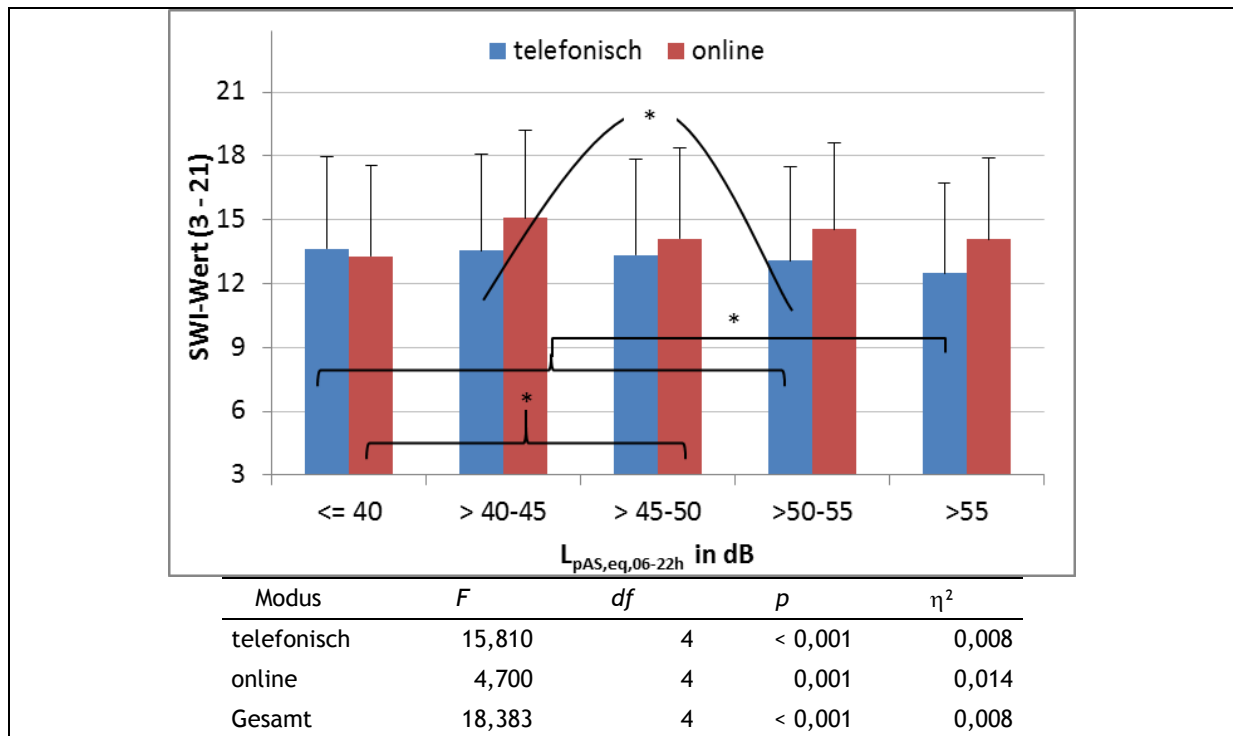
Anmerkung. * Post-hoc $p < .05$; Anmerkung. p = Überschreitungswahrscheinlichkeit, Cramérs V = Effektstärkemaß; N = Anzahl.

Abbildung 8-14. Verteilung über Pegelklassen: Altersgruppen; Panelwelle t1 (2011); Teilnehmende der (a) Telefon-, (b) Onlinebefragung.



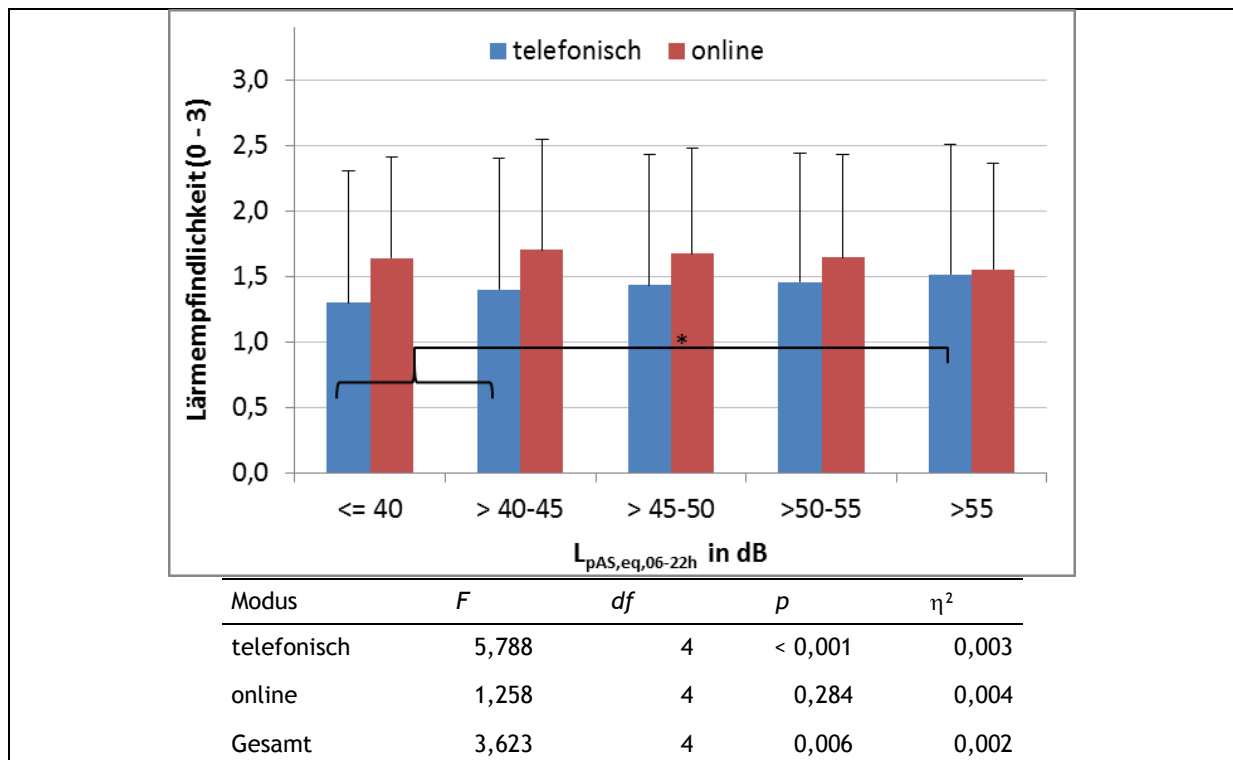
Anmerkung. * post-hoc: $p < .05$; Anmerkung. p = Überschreitungswahrscheinlichkeit, Cramérs V = Effektstärkemaß; N = Anzahl.

Abbildung 8-15. Migrationshintergrund; Verteilung über Luftverkehrsgeräuschpegelklassen Panelwelle t1 (2011).



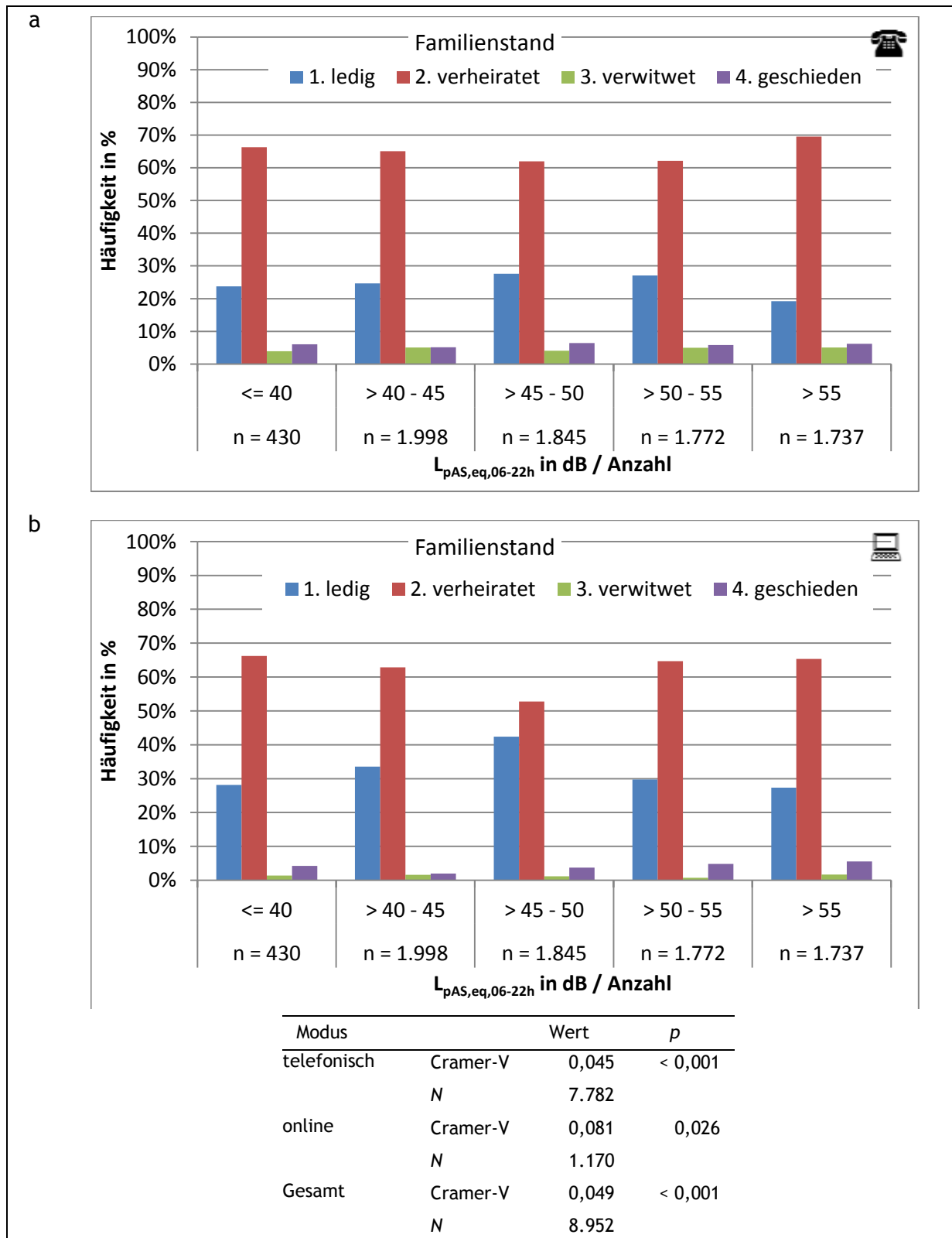
Anmerkung. post hoc: * $p < .05$; F = Prüfgröße F, df = Freiheitsgrad, p = Überschreitungswahrscheinlichkeit.

Abbildung 8-16. Verteilung über Luftverkehrsgeräuschpegelklassen: SWI; Panelwelle t1 (2011).



Anmerkung. post hoc: * $p < .05$; F = Prüfgröße F, df = Freiheitsgrad, p = Überschreitungswahrscheinlichkeit.

Abbildung 8-17. Verteilung über Luftverkehrsgeräuschpegelklassen: Lärmempfindlichkeit; Panelwelle t1 (2011).



Anmerkung. *p* = Überschreitungswahrscheinlichkeit, *Cramér's V* = Effektstärkemaß; *N* = Anzahl.

Abbildung 8-18. Verteilung über Pegelklassen: Familienstand; Panelwelle t1 - Teilnehmende der (a) Telefon- und (b) Onlinebefragung.

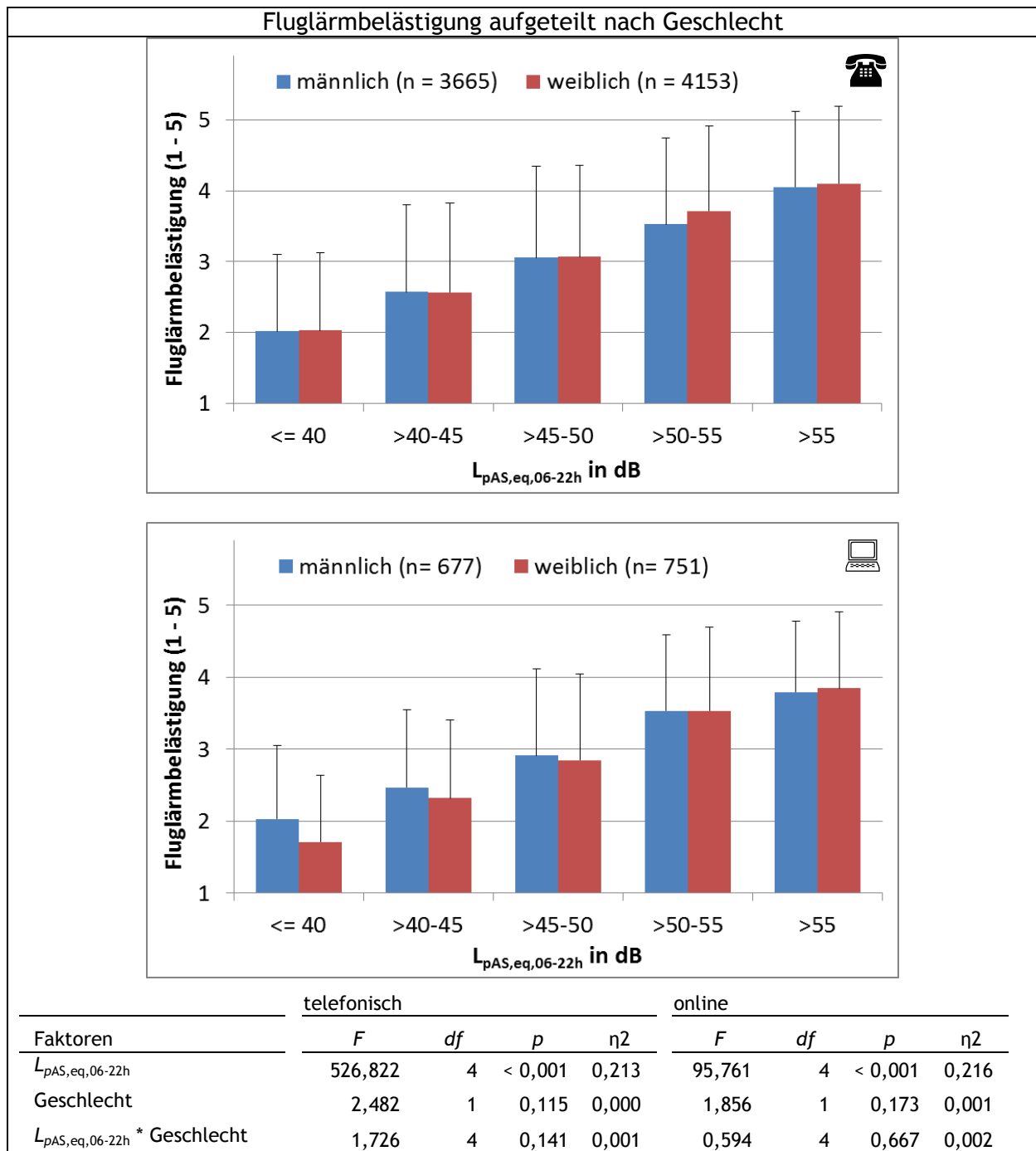
8.6.1.1 Zwischenfazit: Verteilung über Luftverkehrsgeräuschpegelklassen

Bis auf das Geschlecht sind die Untersuchungsteilnehmenden in der Panelstichprobe Rhein-Main hinsichtlich der untersuchten Personenmerkmale

- Alter
- Sozioökonomischer Status (SWI),
- Migrationshintergrund (in Telefonbefragung)
- Familienstatus
- Lärmempfindlichkeit (in Telefonbefragung)

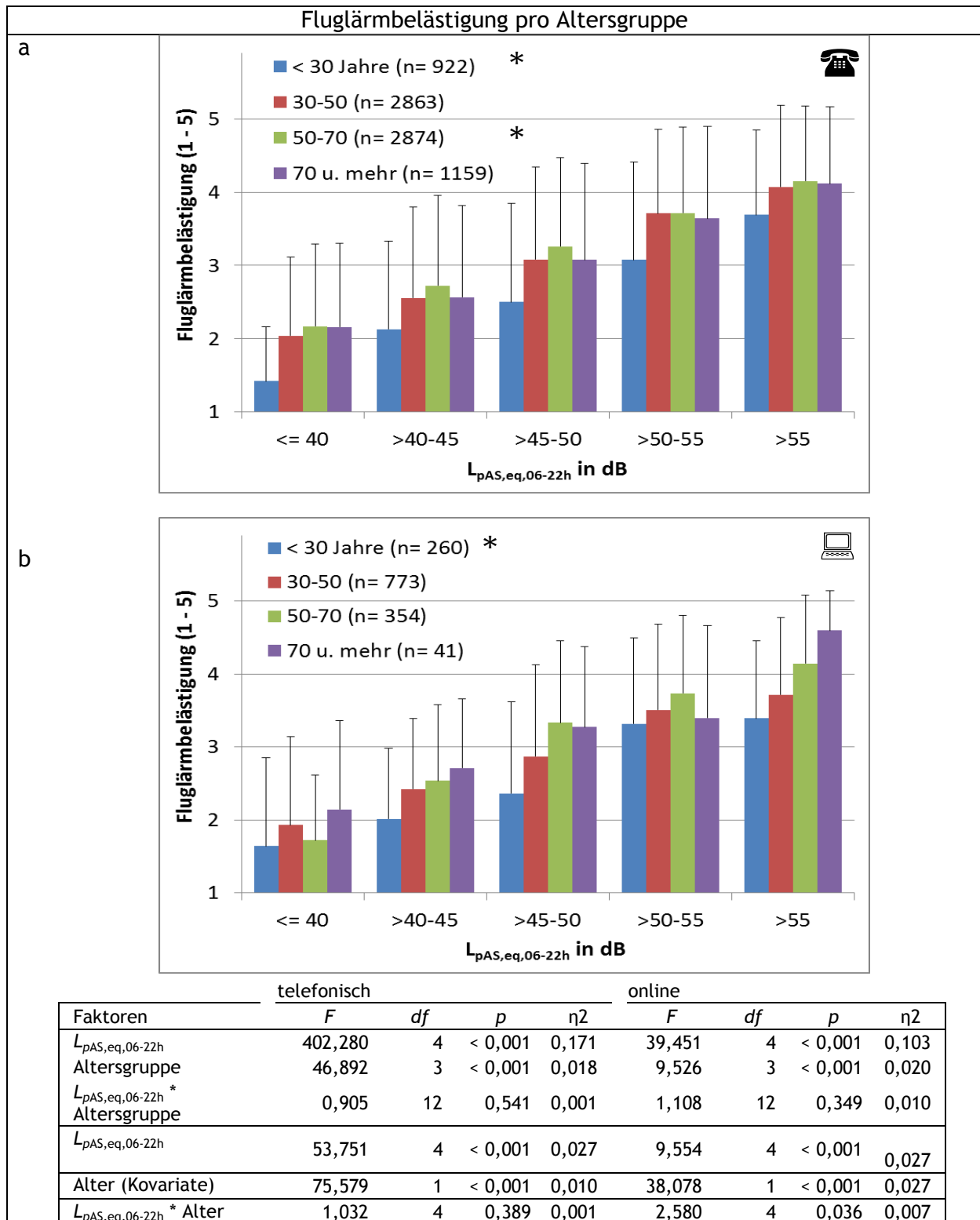
zwischen den Luftverkehrsgeräuschpegelklassen unterschiedlich verteilt.

8.6.2 Effekt auf die Fluglärmelastung



Anmerkung. F = Prüfgröße F ; df = Freiheitsgrad, p = Überschreitungswahrscheinlichkeit, η^2 = Eta-Quadrat (Effektstärkemaß).

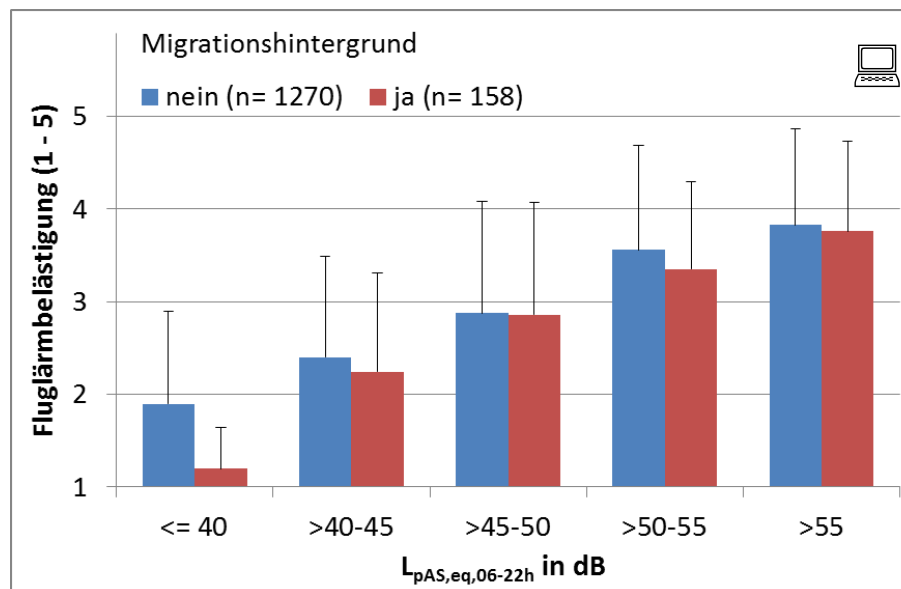
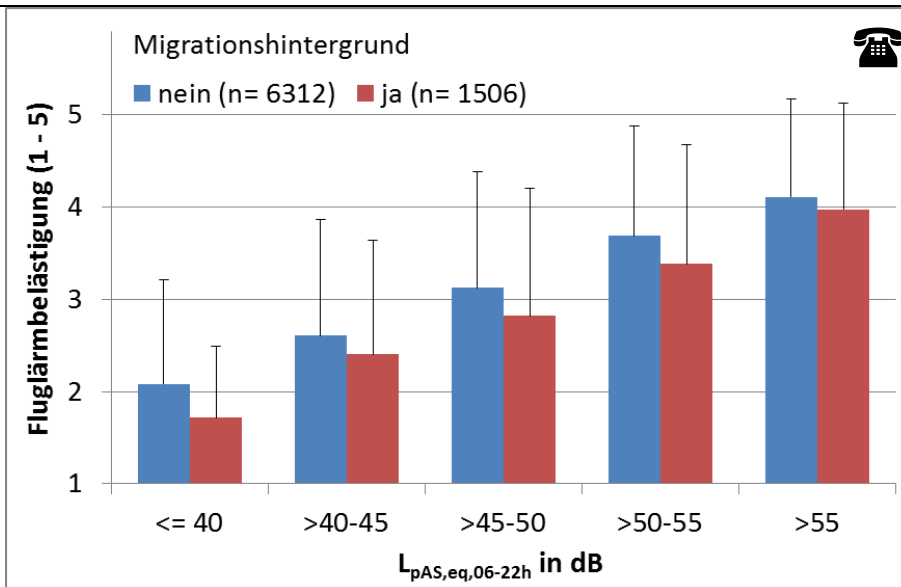
Abbildung 8-19. Effekt auf die Fluglärmelastung: Geschlecht - Panelwelle t1 (2011), Teilnehmende von (a) Telefon- und (b) Onlinebefragung.



Anmerkung. * post-hoc $p < .05$; F = Prüfgröße F; df = Freiheitsgrad, p = Überschreitungswahrscheinlichkeit, η^2 = Eta-Quadrat (Effektstärkemaß).

Abbildung 8-20. Effekt auf die Fluglärmbelästigung: Altersgruppen - Panelwelle t1 (2011); Teilnehmende der Telefon- und Onlinebefragungen.

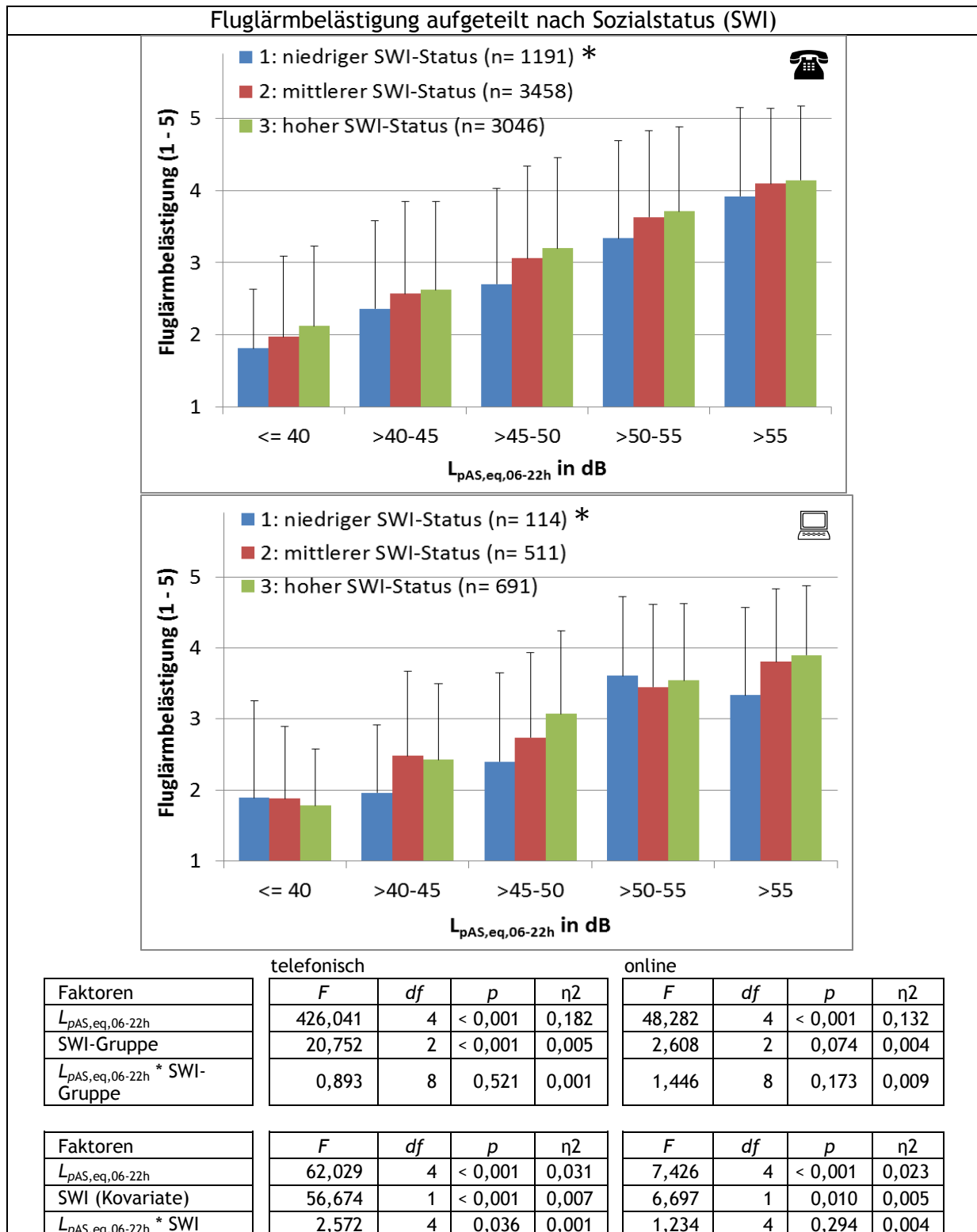
Fluglärmbelästigung aufgeteilt nach Migrationshintergrund



Faktoren	telefonisch				online			
	F	df	p	η ²	F	df	p	η ²
L _{pAS,eq,06-22h}	340,376	4	< 0,001	0,149	37,909	4	< 0,001	0,099
Migration	37,679	1	< 0,001	0,005	3,099	1	0,079	0,002
L _{pAS,eq,06-22h} * Migration	1,125	4	0,343	0,001	0,482	4	0,749	0,001

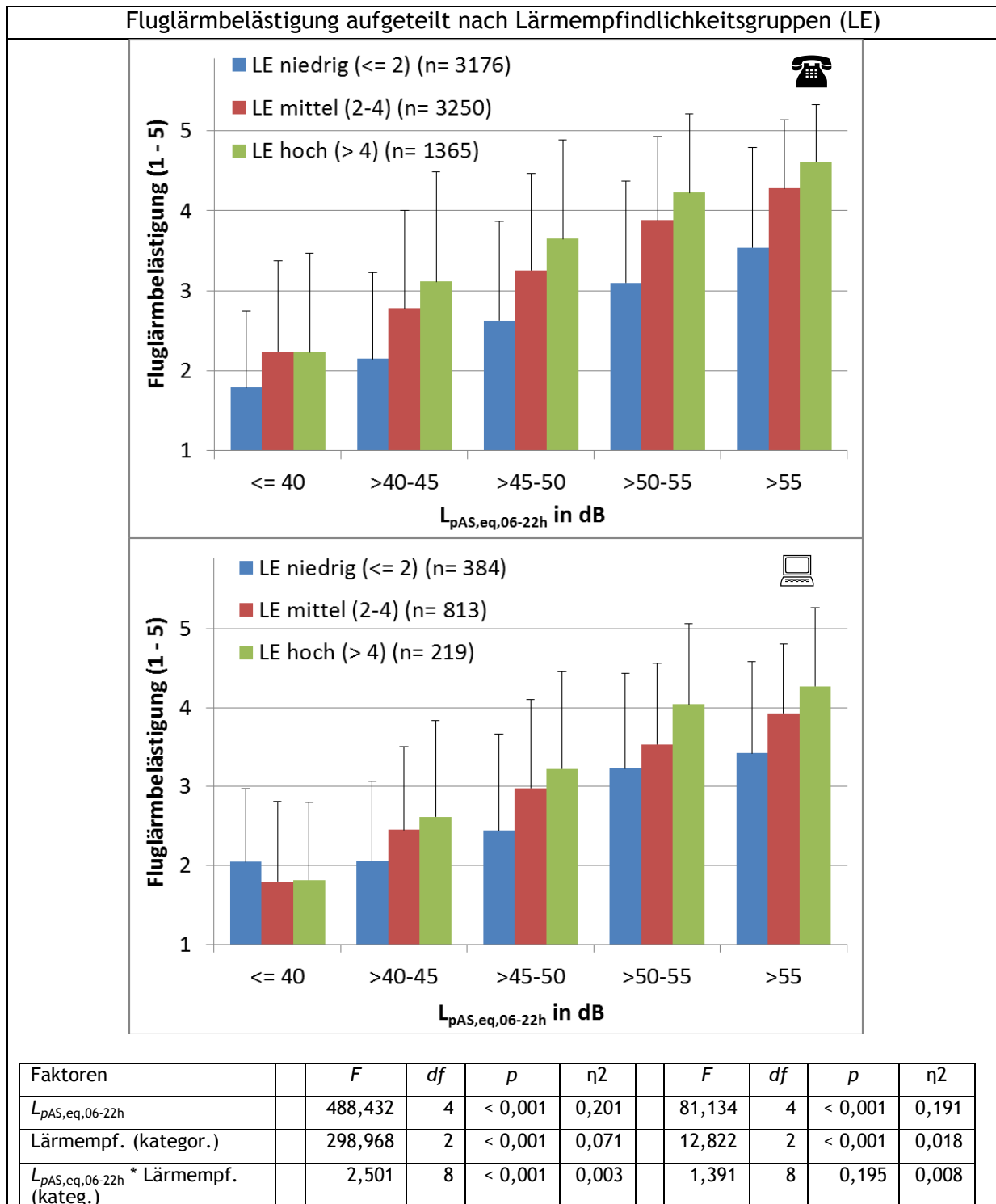
Anmerkung. F = Prüfgröße F; df = Freiheitsgrad, p = Überschreitungswahrscheinlichkeit, η² = Eta-Quadrat (Effektstärkemaß).

Abbildung 8-21. Effekt auf die Fluglärmbelästigung: Migrationshintergrund - Panelwelle t1 (2011); Teilnehmende der Telefon- und Onlinebefragungen.



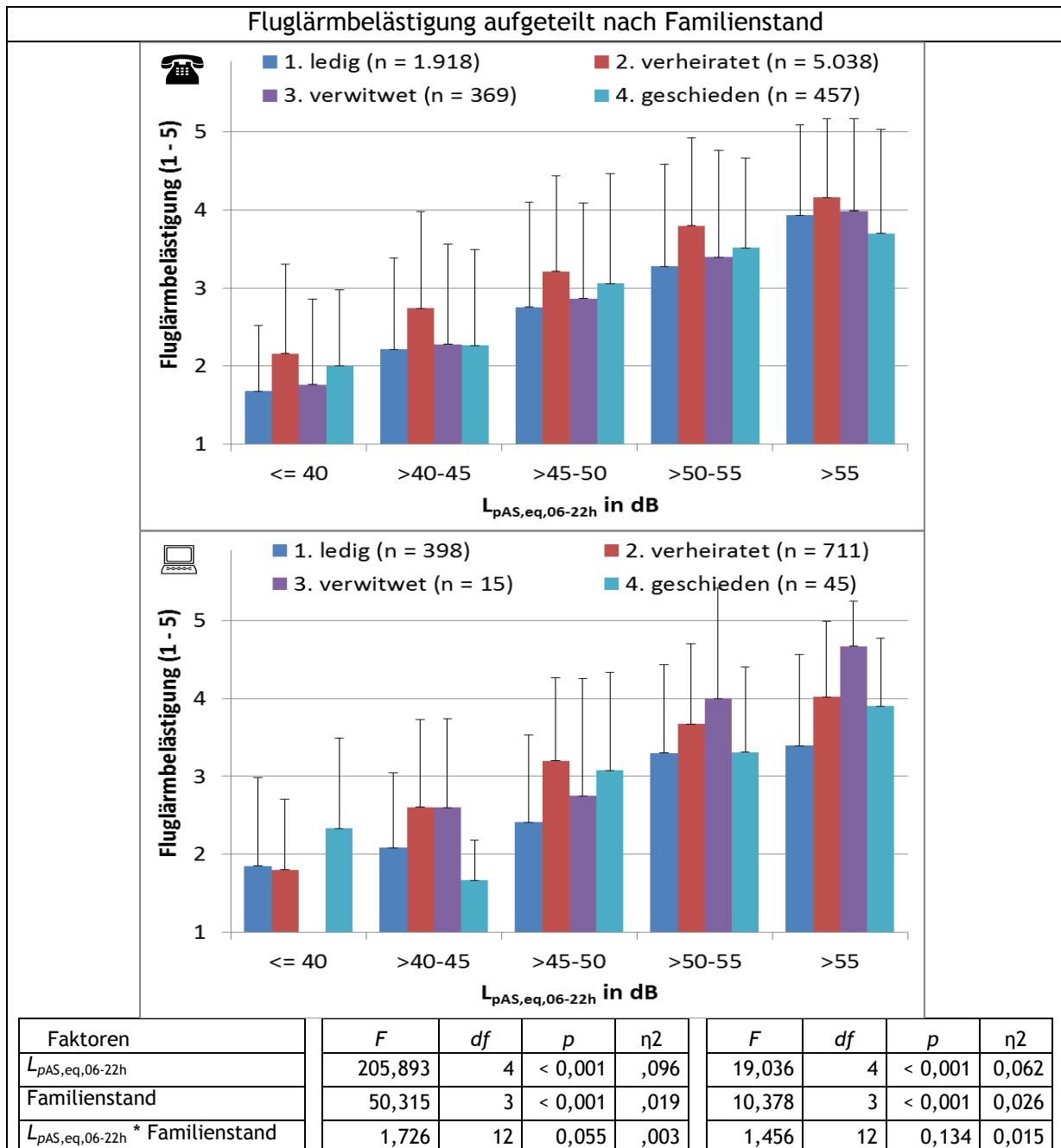
Anmerkung. * post-hoc: $p < .05$; niedriger SWI-Status = 3 - 8; mittlerer SWI-Status = 9 - 14; hoher SWI-Status = 15 - 21; F = Prüfgröße F; df = Freiheitsgrad, p = Überschreitungswahrscheinlichkeit, η^2 = Eta-Quadrat (Effektstärkemaß).

Abbildung 8-22. Effekt auf die Fluglärmbelästigung: SWI - Panelwelle t1 (2011); Teilnehmende der Telefon- und Onlinebefragungen.



Anmerkung. F = Prüfgröße F; df = Freiheitsgrad, p = Überschreitungswahrscheinlichkeit, η^2 = Eta-Quadrat (Effektstärkemaß).

Abbildung 8-23. Effekt auf die Fluglärmbelästigung: Lärmempfindlichkeit - Panelwelle t1 (2011); Teilnehmende der Telefon- und Onlinebefragungen.



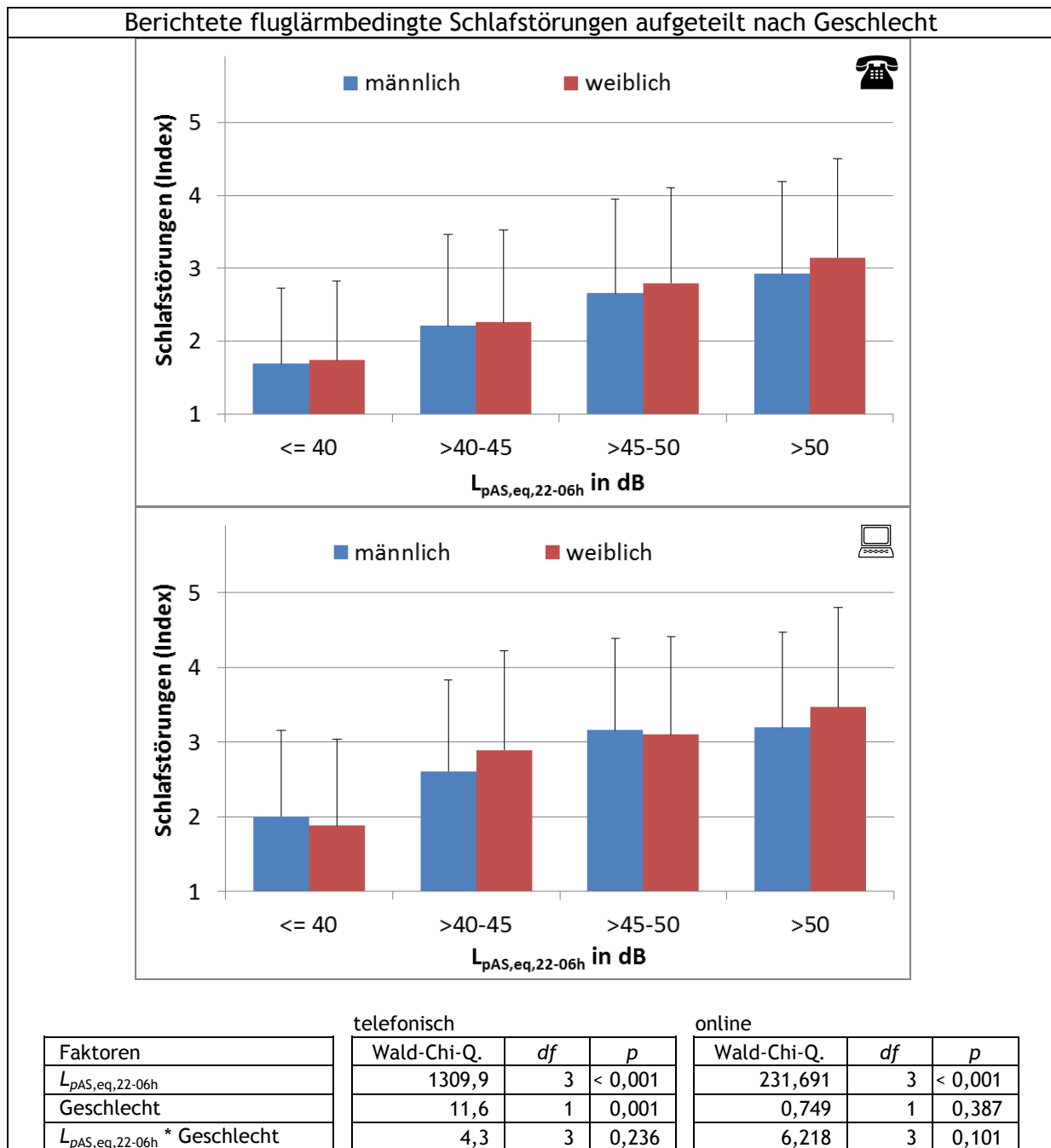
Anmerkung. F = Prüfgröße F; df = Freiheitsgrad, p = Überschreitungswahrscheinlichkeit, η² = Eta-Quadrat (Effektstärkemaß).

Abbildung 8-24. Effekt auf die Fluglärmbelästigung: Familienstand, Panelwelle t1 (2011); Teilnehmende der Telefon- und Onlinebefragungen.

8.6.2.1 Zwischenfazit zu den Effekten auf die Fluglärmbelästigung

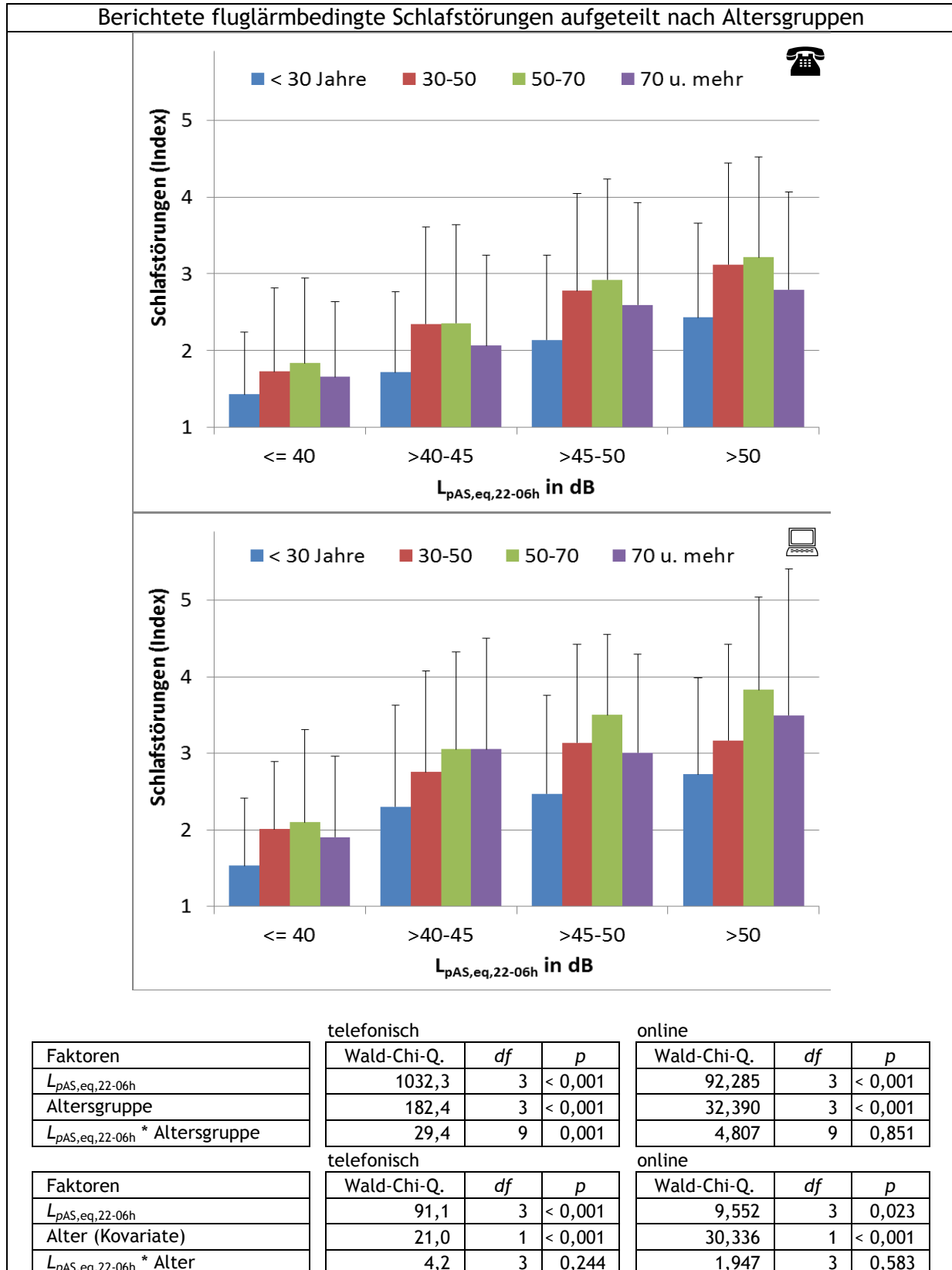
Bis auf das Geschlecht haben - neben dem Befragungsmodus - alle übrigen untersuchten Personenmerkmale einen Effekt auf die Fluglärmbelästigung. Die Aussagen gelten auch bei Wahl anderer L_{pAeq} - Maße, z. B. L_{pAeq,24h}.

8.6.3 Effekt auf berichtete fluglärmbedingte Schlafstörungen



Anmerkung. Wald-Chi-Q. = Prüfgröße; df = Freiheitsgrad, p = Überschreitungswahrscheinlichkeit.

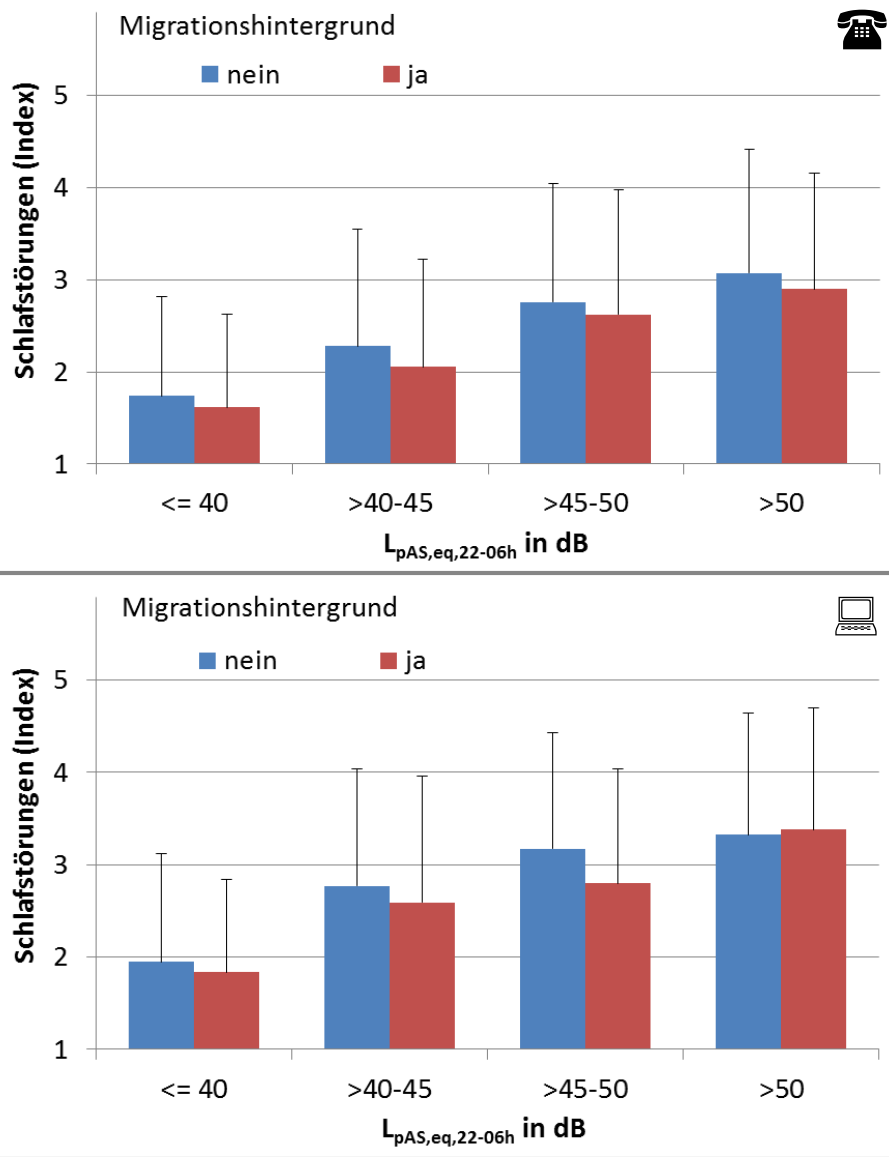
Abbildung 8-25. Effekt auf berichtete fluglärmbedingte Schlafstörungen: Geschlecht - Panelwelle t1 (2011); Teilnehmende der Telefon- und Onlinebefragungen.



Anmerkung. Wald-Chi-Q. = Prüfgröße; df = Freiheitsgrad, p = Überschreitungswahrscheinlichkeit.

Abbildung 8-26. Effekt auf berichtete fluglärmbedingte Schlafstörungen: Altersgruppen - Panelwelle t1 (2011); Teilnehmende der Telefon- und Onlinebefragungen.

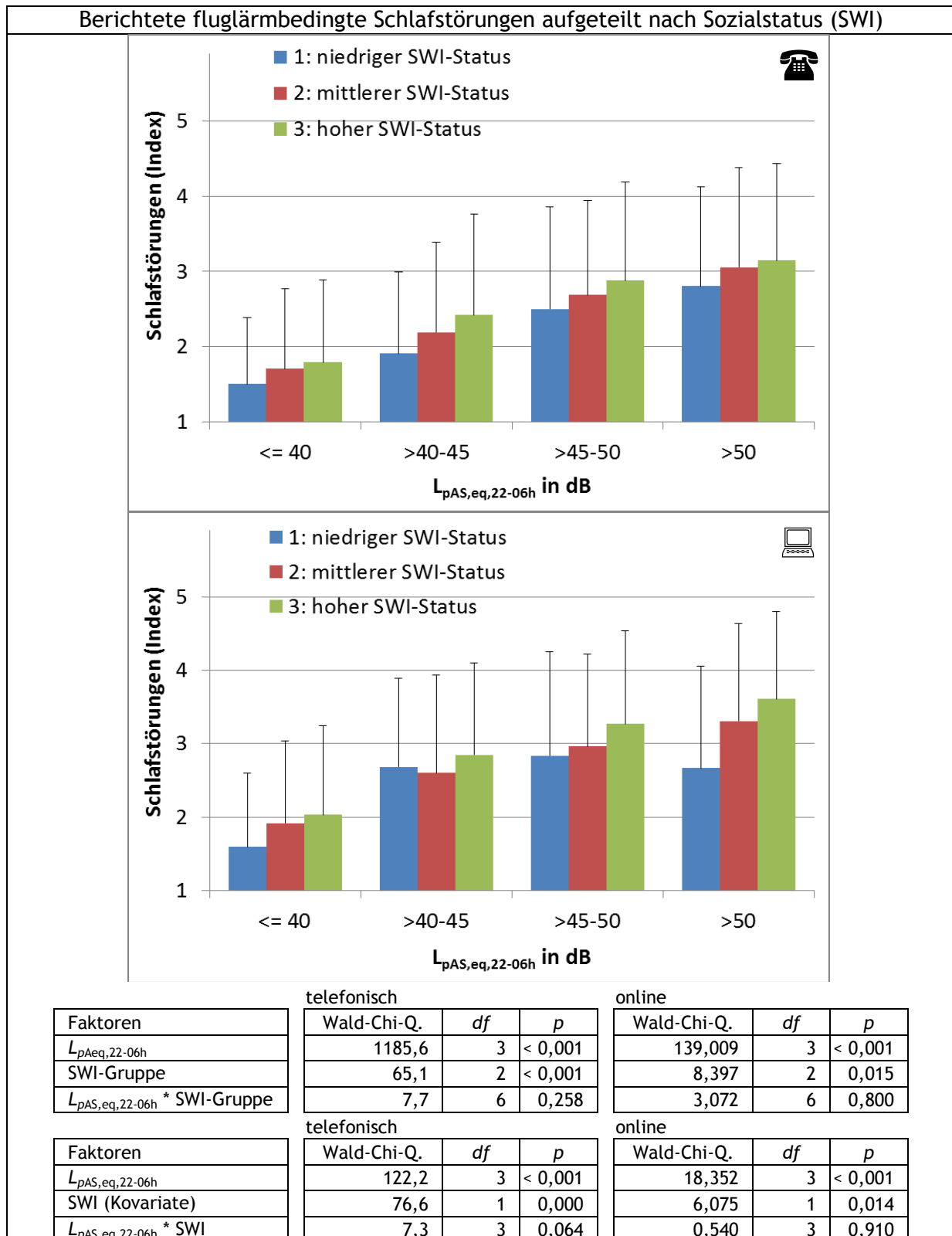
Berichtete fluglärmbedingte Schlafstörungen aufgeteilt nach Migrationshintergrund



Faktoren	telefonisch			online		
	Wald-Chi-Q.	df	p	Wald-Chi-Q.	df	p
L _{pAS,eq,22-06h}	881,2	3	< 0,001	97,438	3	< 0,001
Migration	16,3	1	< 0,001	0,931	1	0,335
L _{pAS,eq,22-06h} * Migration	1,6	3	0,665	0,921	3	0,820

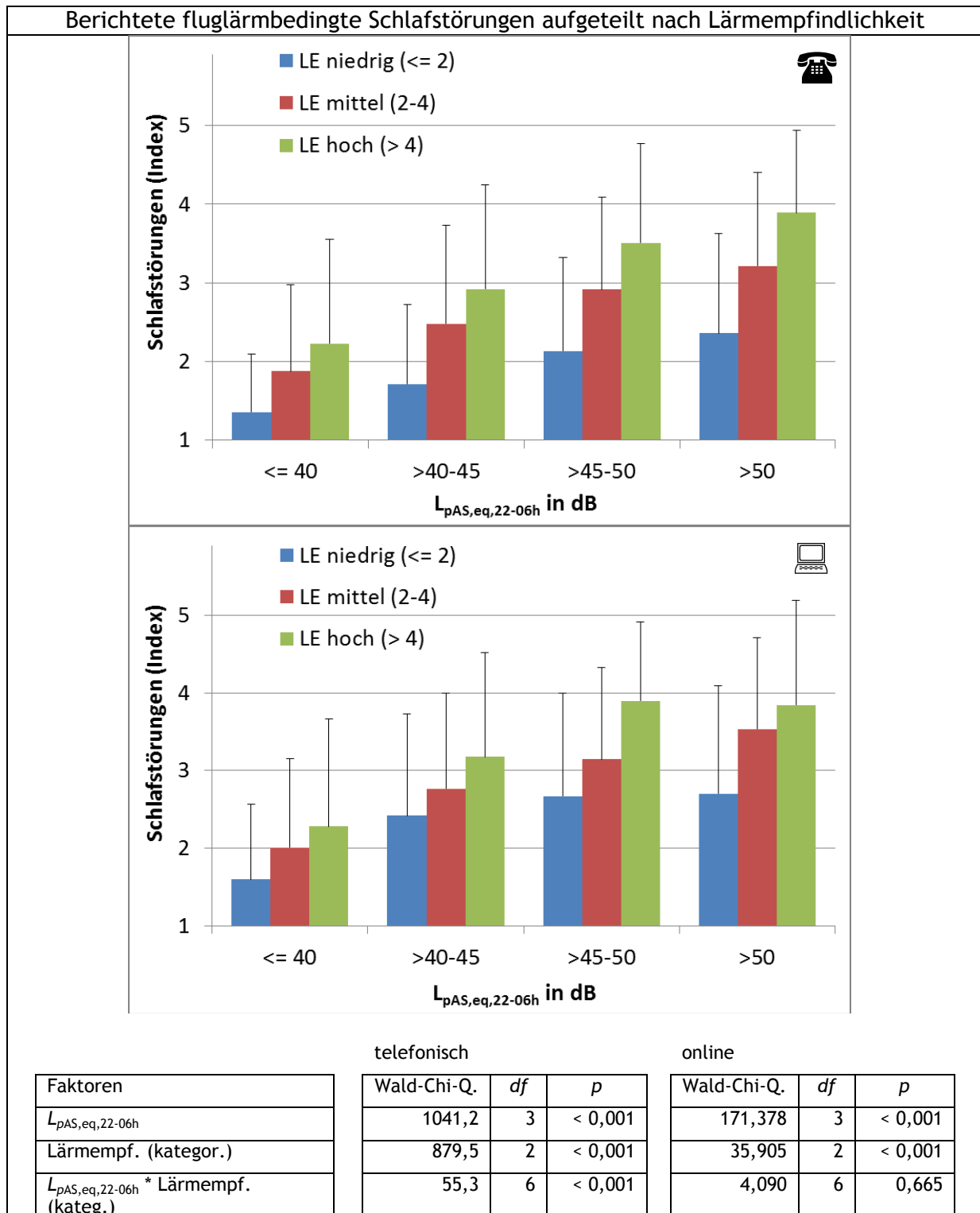
Anmerkung. Wald-Chi-Q. = Prüfgröße; df = Freiheitsgrad, p = Überschreitungswahrscheinlichkeit.

Abbildung 8-27. Effekt auf berichtete fluglärmbedingte Schlafstörungen: Migrationshintergrund - Panelwelle t1 (2011); Teilnehmende der Telefon- und Onlinebefragungen.



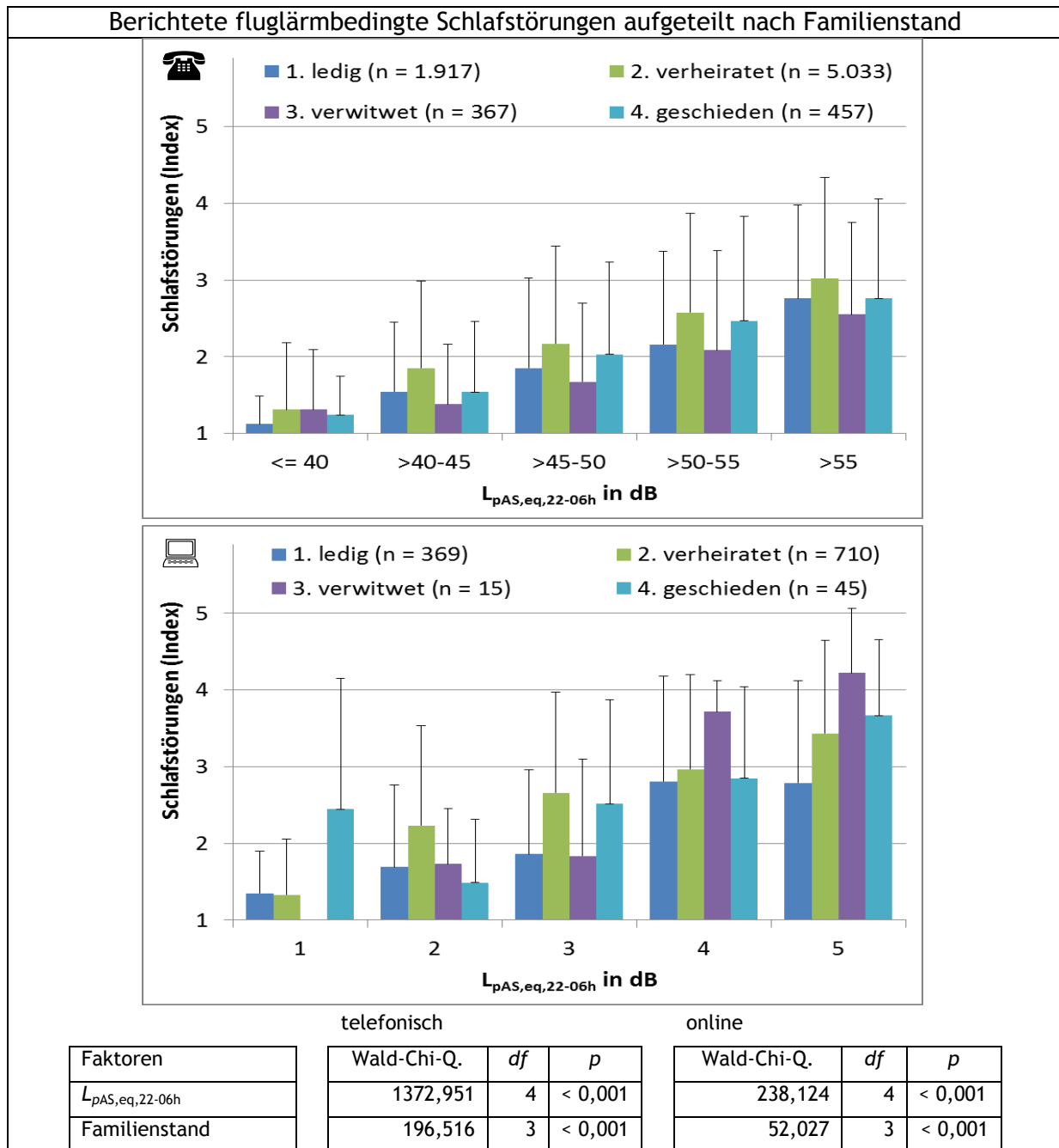
Anmerkung. Wald-Chi-Q. = Prüfgröße; df = Freiheitsgrad; p = Überschreitungswahrscheinlichkeit.

Abbildung 8-28. Effekt auf berichtete fluglärmbedingte Schlafstörungen: SWI - Panelwelle t1 (2011); Teilnehmende der Telefon- und Onlinebefragungen.



Anmerkung. Wald-Chi-Q. = Prüfgröße; df = Freiheitsgrad; p = Überschreitungswahrscheinlichkeit.

Abbildung 8-29. Effekt auf berichtete fluglärmbedingte Schlafstörungen: Lärmempfindlichkeit - Panelwelle t1 (2011); Teilnehmende der Telefon- und Onlinebefragungen.



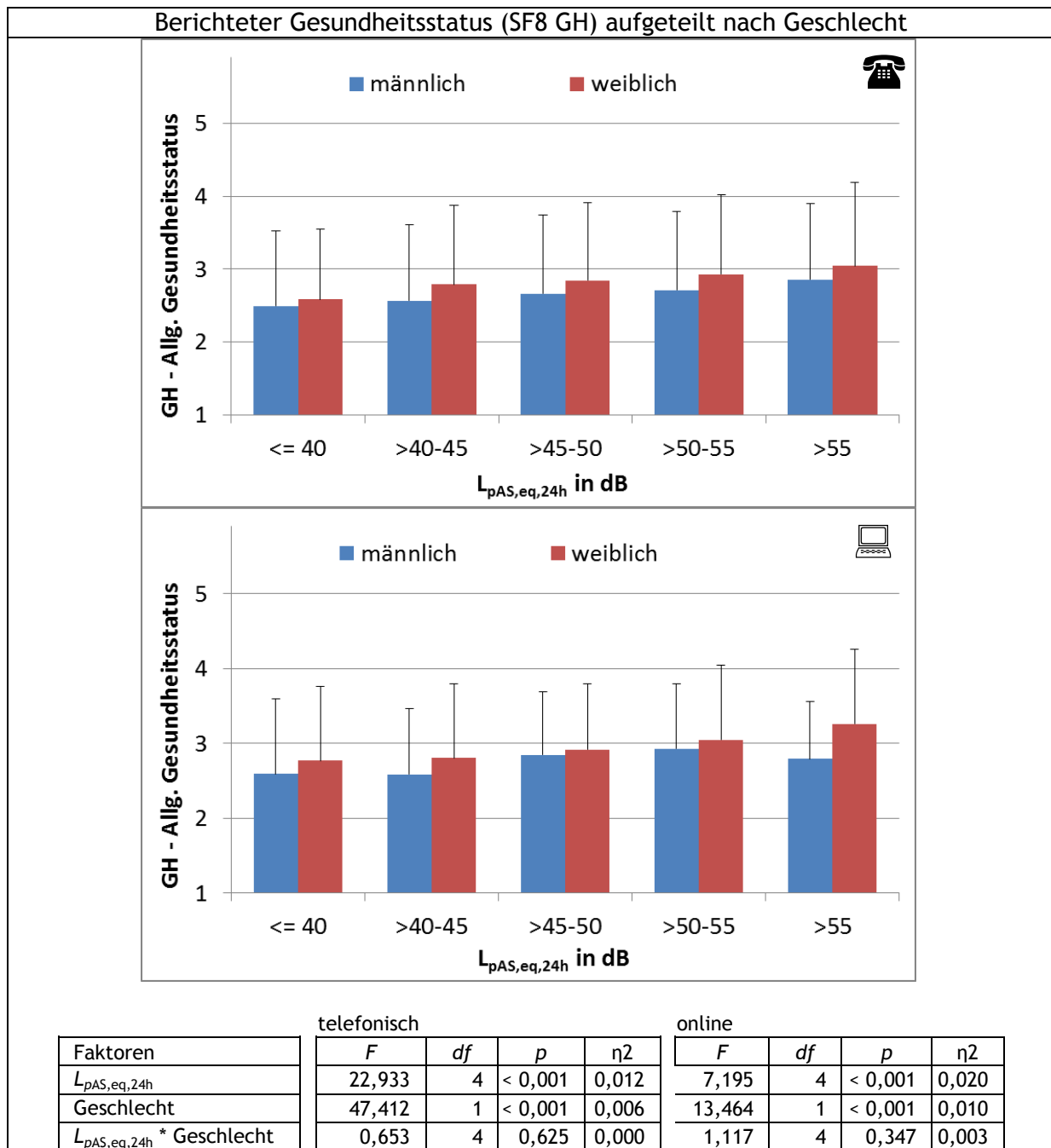
Anmerkung. Wald-Chi-Q. = Prüfgröße; df = Freiheitsgrad; p = Überschreitungswahrscheinlichkeit.

Abbildung 8-30. Effekt auf berichtete fluglärmbedingte Schlafstörungen: Familienstand - Panelwelle t1 (2011); Teilnehmende der Telefon- und Onlinebefragungen.

8.6.3.1 Zwischenfazit zu den Effekten auf die fluglärmbedingten Schlafstörungen

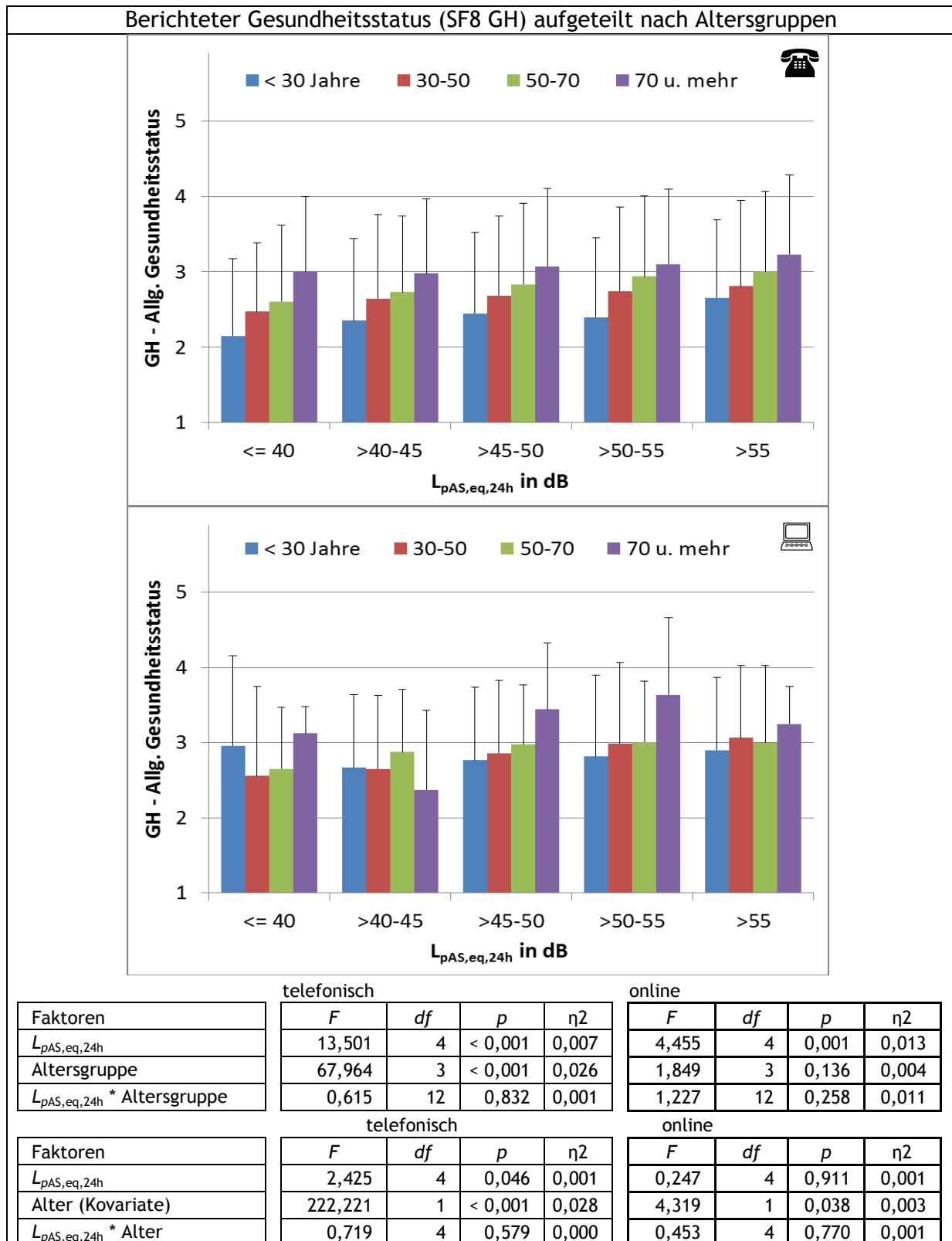
Neben dem Befragungsmodus haben alle übrigen untersuchten Faktoren (auch das Geschlecht) einen Effekt auf die berichteten Schlafstörungen. Beim Geschlecht und dem Migrationshintergrund besteht der Effekt in der Telefonbefragung, bei den übrigen Personenmerkmalen auch in der Onlinebefragung.

8.6.4 Effekt auf den allgemeinen Gesundheitsstatus



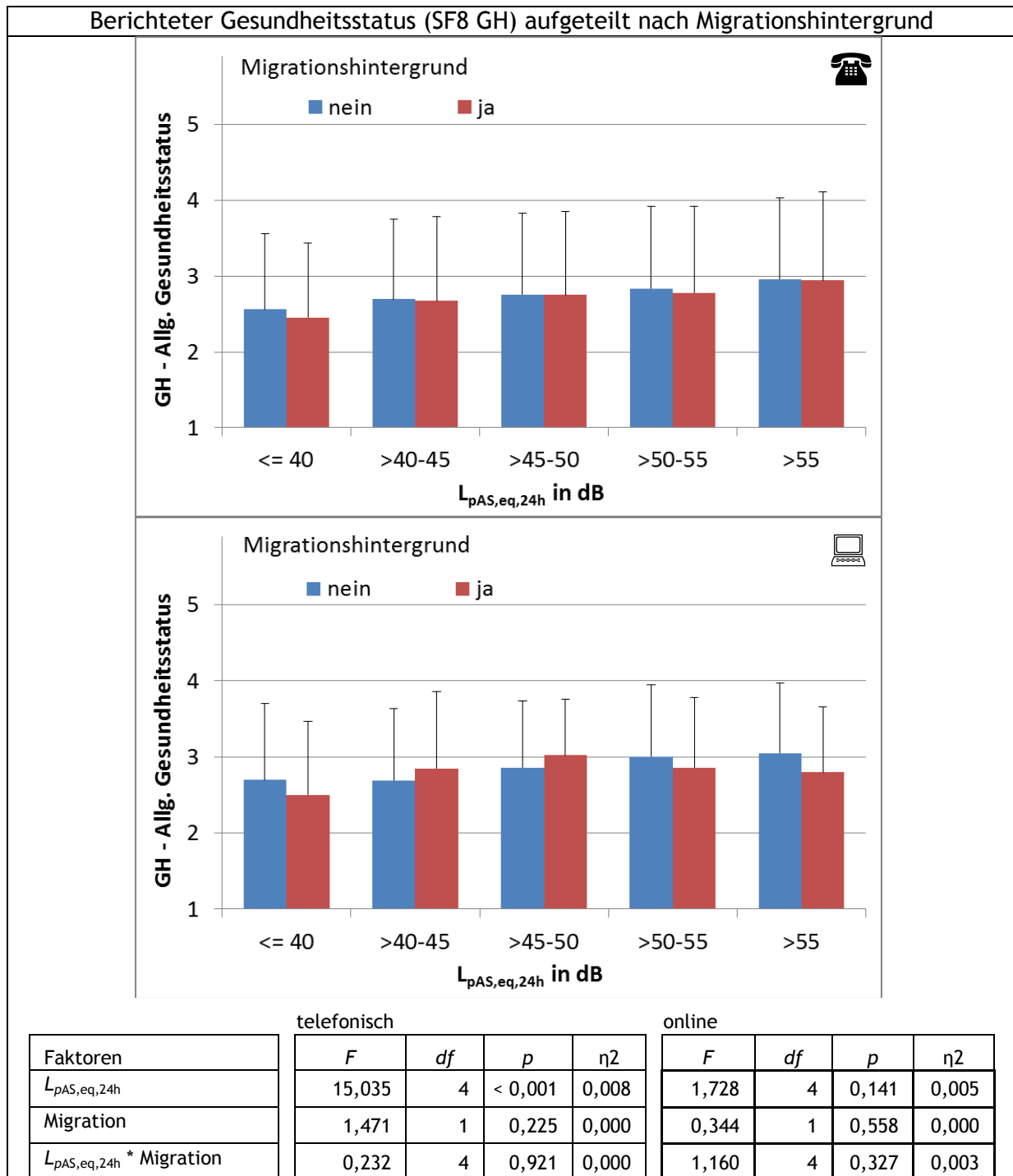
Anmerkung. F = Prüfgröße F , df = Freiheitsgrad, p = Überschreitungswahrscheinlichkeit, η^2 = Eta-Quadrat (Effektstärkemaß).

Abbildung 8-31. Effekt auf allgemeinen Gesundheitsstatus: Geschlecht - Panelwelle t1 (2011); Teilnehmende der Telefon- und Onlinebefragungen.



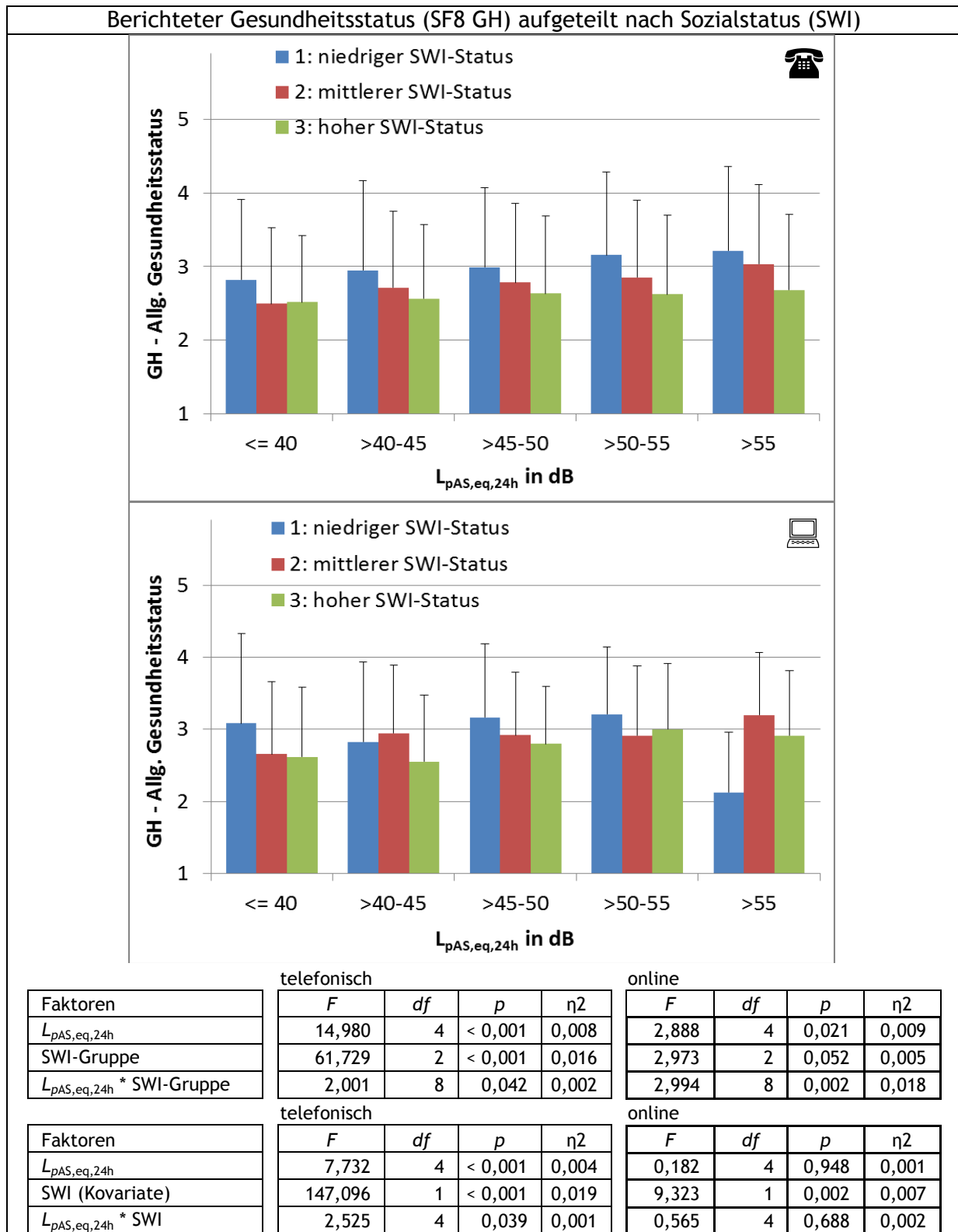
Anmerkung. F = Prüfgröße F , df = Freiheitsgrad, p = Überschreitungswahrscheinlichkeit, η^2 = Eta-Quadrat (Effektstärkemaß).

Abbildung 8-32. Effekt auf allgemeinen Gesundheitsstatus: Altersgruppen - Panelwelle t1 (2011); Teilnehmende der Telefon- und Onlinebefragungen.



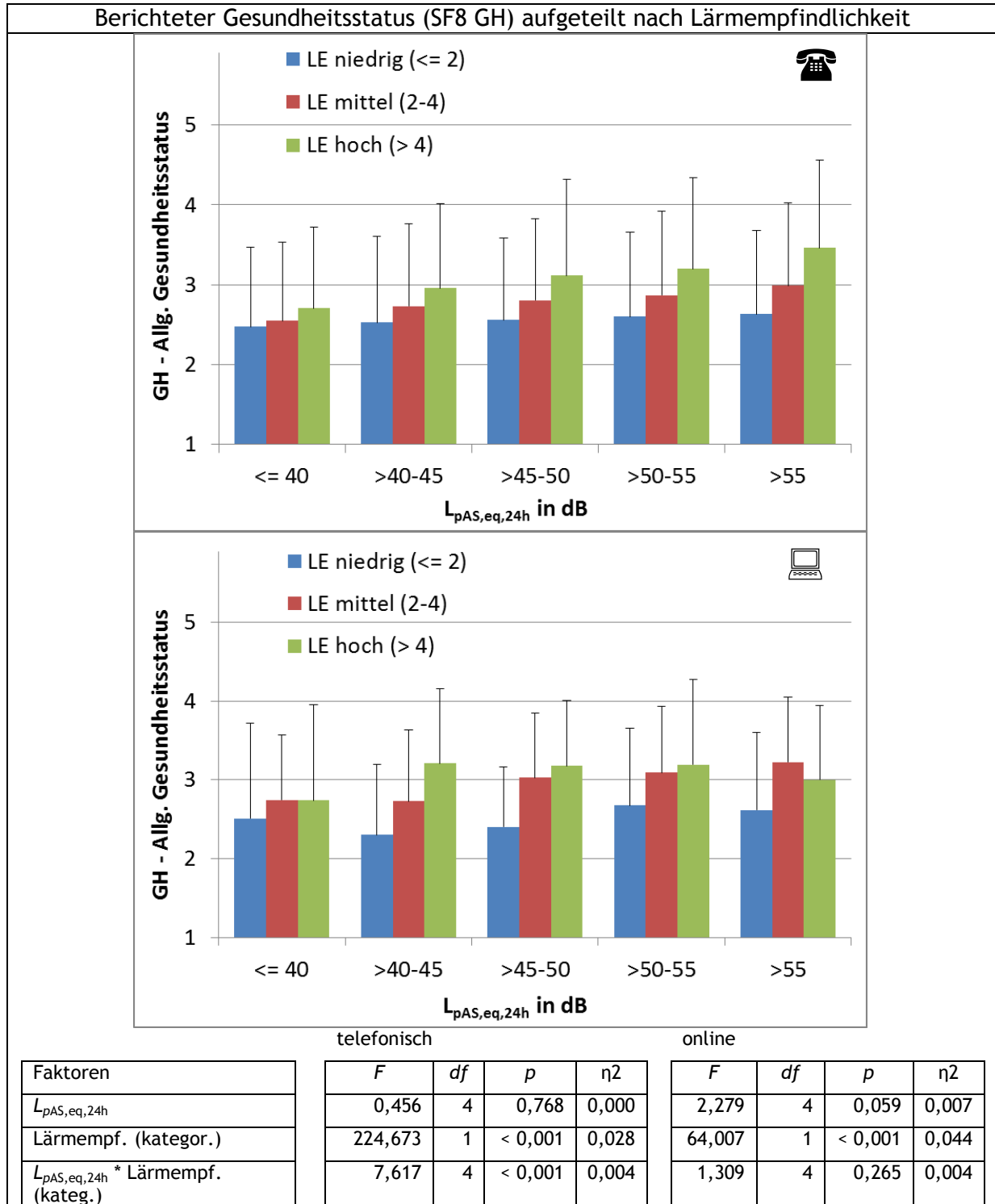
Anmerkung. *F* = Prüfgröße *F*, *df* = Freiheitsgrad, *p* = Überschreitungswahrscheinlichkeit, η^2 = Eta-Quadrat (Effektstärkemaß).

Abbildung 8-33. Effekt auf allgemeinen Gesundheitsstatus: Migrationshintergrund - Panelwelle t1 (2011); Teilnehmende der Telefon- und Onlinebefragungen.



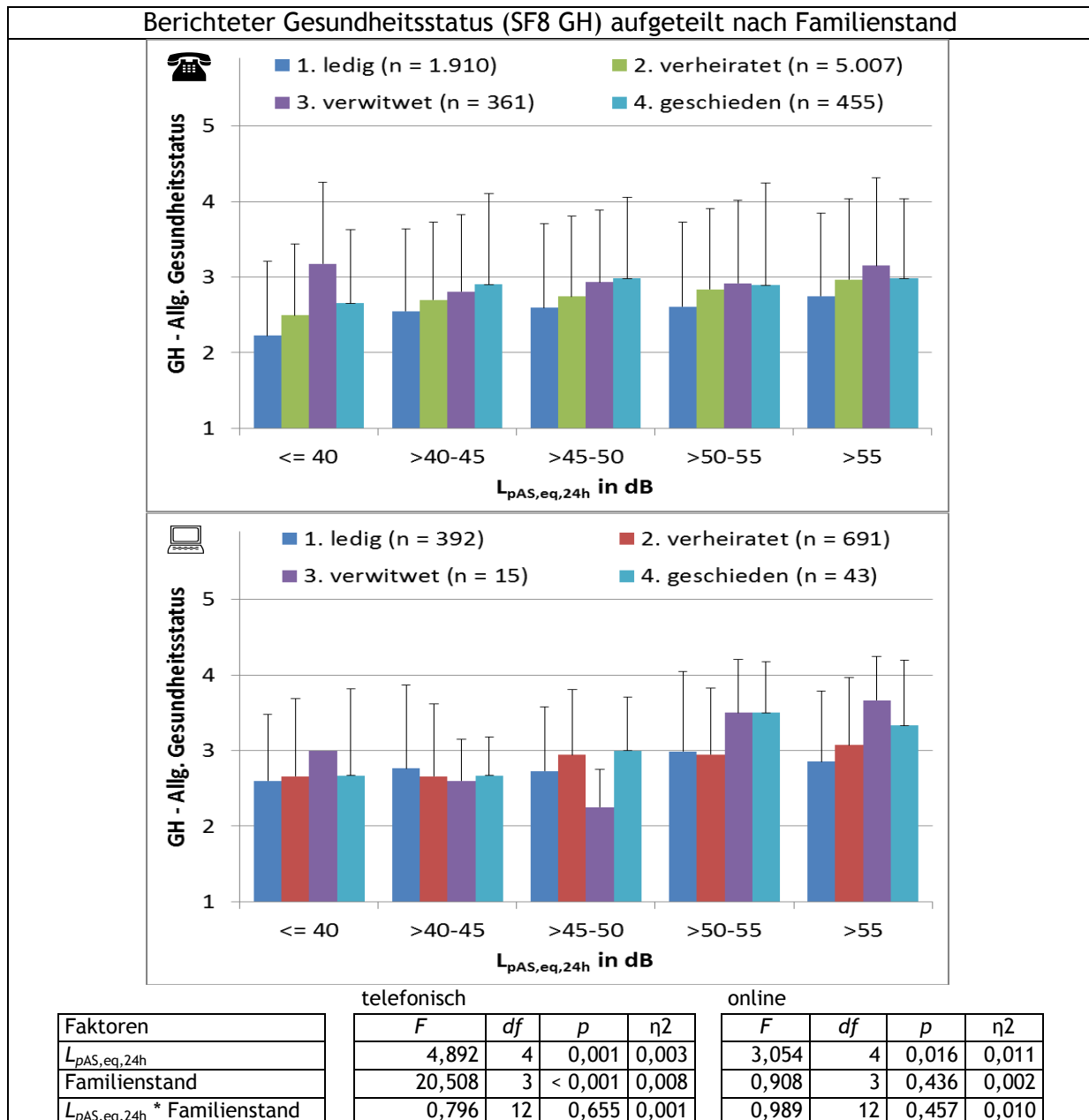
Anmerkung. F = Prüfgröße F , df = Freiheitsgrad, p = Überschreitungswahrscheinlichkeit, η^2 = Eta-Quadrat (Effektstärkemaß).

Abbildung 8-34. Effekt auf den allgemeinen Gesundheitsstatus: SWI - Panelwelle t1 (2011); Teilnehmende der Telefon- und Onlinebefragungen.



Anmerkung. F = Prüfgröße F , df = Freiheitsgrad, p = Überschreitungswahrscheinlichkeit, η^2 = Eta-Quadrat (Effektstärkemaß).

Abbildung 8-35. Effekt auf den allgemeinen Gesundheitsstatus: Lärmempfindlichkeit - Panelwelle t1 (2011); Teilnehmende der Telefon- und Onlinebefragungen.



Anmerkung. F = Prüfgröße F, df = Freiheitsgrad, p = Überschreitungswahrscheinlichkeit, η² = Eta-Quadrat (Effektstärkemaß).

Abbildung 8-36. Effekt auf den allgemeinen Gesundheitsstatus: Familienstand - Panelwelle t1 (2011); Teilnehmende der Telefon- und Onlinebefragungen.

8.6.4.1 Zwischenfazit zu den Effekten auf den berichteten allgemeinen Gesundheitsstatus (SF8)

Die untersuchten Personen- und Befragungsmerkmale haben bis auf den Migrationshintergrund einen Effekt auf den berichteten allgemeinen Gesundheitsstatus, der Familienstand in der Telefonbefragung, alle übrigen auch in der Onlinebefragung.

8.6.5 Schlussfolgerung zu den Zusammenhängen zwischen Personenmerkmalen, der Luftverkehrsgeräuschpegelbelastung und den abhängigen (Ziel-) Variablen

Die Sensitivitätsanalysen zur Verteilung von Personenmerkmalen über Pegelklassen der Luftverkehrsgeräuschbelastung zeigen, dass bei den meisten Personenmerkmalen (bis auf das Geschlecht) Verteilungsunterschiede zwischen den Luftverkehrsgeräuschpegelklassen ($L_{pAeq,06-22h}$ bzw. $L_{pAeq,22-06h}$) bestehen. Ebenso bedeuten die Untersuchungen zu den Effekten der Personenmerkmale auf die Zielvariablen Fluglärmbelästigung, berichtete fluglärmbedingte Schlafstörungen und berichteten Gesundheitszustand (SF8), dass in den meisten Fällen Effekte bestehen. Tabelle 8-35 fasst diesen Sachverhalt zusammen.

Tabelle 8-35. Zusammenfassende Bewertung der Ergebnisse der Sensitivitätsanalysen zur Verteilung der Personenmerkmale über Luftverkehrsgeräuschpegelklassen und zu den Effekten der Merkmale auf die Zielvariablen

	Modus	Verteilungs- unterschiede zw. Klassen des $L_{pAeq,06-22h}$ bzw. $L_{pAeq,22-06h}$	Effekt auf ...		
			Fluglärmbelästigung	berichtete fluglärmbedingte Schlafstörungen	berichteten Gesundheitsstatus SF8)
Geschlecht	Telefon	nein	nein	ja	ja
	Online	nein	nein	nein	ja
Altersgruppen	Telefon	ja	ja	ja	ja
	Online	ja	ja	ja	ja
Migrations- hintergrund	Telefon	ja	ja	ja	nein
	Online	nein	ja	nein	nein
SWI- Sozialstatus	Telefon	ja	ja	ja	ja
	Online	ja	ja	ja	ja
Lärmempfind- lichkeit	Telefon	ja	ja	ja	ja
	Online	nein	ja	ja	ja
Familienstand	Telefon	ja	ja	ja	ja
	Online	ja	ja	ja	nein

Anmerkung. Für die Entscheidung des Vorhandenseins von Verteilungsunterschieden zwischen Geräuschpegelklassen und von Effekten auf die Zielvariablen wurde ein Signifikanzniveau von 10 % festgelegt.

Die bei den inferenzstatistischen Tests mit aufgeführten Effektstärken ($Cramérs V$, η^2) verweisen zwar auf sehr kleine Effekte, dennoch kann eine Konfundierung der Expositions-Wirkungsbeziehungen nicht ausgeschlossen werden, so dass die untersuchten Personenmerkmale bis auf eine Ausnahme in die Expositions-Wirkungsmodelle als Confounder zur Adjustierung aufgenommen werden.

Die Ausnahme betrifft den Familienstand. Es liegen keine Hypothesen für dessen Effekt auf die Zielvariablen vor. Zudem ist nicht auszuschließen, dass der Familienstand einen Effekt des Alters bzw. der Lebensphase und/oder des Vorhandenseins von Kindern im Haushalt widerspiegelt, um die man wegen des Lärms besorgt ist (vgl. hierzu die Elternangaben zur

Lärmbelästigung in der NORAH-Studie zur kognitiven Leistung und Lebensqualität von Kindern; Klatté et al., 2014). Gerade zu den Fragen zur Zahl von Kindern im Haushalt liegt eine hohe Anzahl fehlender Werte vor ($\geq 16\%$), so dass einerseits die Datenqualität für vertiefende Analysen zum Einfluss der Kinderzahl nicht ausreicht und sich bei Aufnahme dieser Variable in Expositions-Wirkungsmodelle die Zahl der gültigen Fälle deutlich reduzieren und die Schätzungenauigkeit der Modelle erhöhen würde. Zum Familienstand (und weiteren Merkmalen) liegen allerdings Zensusdaten des Bundesstatistikamts aus der Studienregion im Rhein-Main-Gebiet vor, so dass eine Anpassungsgewichtung der Stichprobe unter anderem an die Verteilung des Familienstands in der Population möglich und sinnvoll ist. Hierdurch werden mögliche Verzerrungen der Stichprobe gegenüber der Population bezogen auf dieses Merkmal minimiert.

Anpassungsgewichtungen der Stichproben an die jeweilige Studienpopulation wurden für die Stichproben an allen Flughäfen vorgenommen und beziehen sich auf Personenmerkmale, für die vom Bundesstatistikamt Zensusdaten für die Studienregionen zur Verfügung gestellt werden konnten. Die Merkmale sind: Geschlecht, Alter, Familienstand. Für die Panelstudie wurden diese Variablen auch zur Längsschnittgewichtung verwendet, um mögliche Verzerrungen, die aus systematischen Ausfällen in den Folgewellen in 2012 und 2013 resultieren, zu kontrollieren. Zusätzlich wurde für die Längsschnittgewichtung der Sozialstatus-Index SWI verwendet, dessen Komponenten Bildung, Beruf, Haushaltseinkommen in der/den Erhebungswelle(n) vor dem Ausfall erhoben wurden (vgl. Abschnitt 16.1)

Wie anhand der im Abschnitt 16.1 vorgestellten Sensitivitätsanalysen zum Einfluss der Stichprobengewichtung auf die Ergebnisse noch gezeigt wird, verändern die vorgenommenen Anpassungsgewichtungen der Stichprobendaten nach Populationsanteilen sowie zur Korrektur der Ausfälle in der Panelstudie Rhein-Main (Panelmortalität) die Ergebnisse der Expositions-Wirkungsanalysen nicht, so dass sich alle nachfolgend beschriebenen Ergebnisse auf die ungewichteten Original-Stichprobendaten beziehen.

9 Wirkungsanalysen zum Fluglärm - Querschnittsanalysen

9.1 Überblick über Kapitel 9

In diesem Kapitel 9 werden die Ergebnisse zur Wirkung von Fluglärm im Rhein-Main-Gebiet am Flughafen Frankfurt und an den Flughäfen Berlin-Brandenburg, Köln/Bonn und Stuttgart dargestellt. Die Fluglärmwirkungen am Flughafen Frankfurt werden für die Erhebungswellen 2011, vor Inbetriebnahme der NW-Landebahn, und für die Erhebungswellen nach der Inbetriebnahme, in den Jahren 2012 und 2013 vorgestellt.

Das Kapitel beginnt mit Statistiken zur Luftverkehrsgeräuschexposition (Abschnitt 9.2) und dort mit einer Vorstellung der verwendeten Geräuschkenngößen (Abschnitt 9.2.1) gefolgt von deskriptiven Statistiken zur Luftverkehrsgeräuschexposition am Flughafen Frankfurt pro Erhebungswelle (Abschnitt 9.2.2) und in der Veränderung in den Jahren 2012 und 2013 gegenüber 2011 (Abschnitt 9.2.3). Daran schließt sich vergleichend die Präsentation der Expositionsstatistiken an den Vergleichsflughäfen an (Abschnitt 9.2.4).

Nach ähnlichem Schema werden auch die Ergebnisse zu den Wirkungen des Fluglärms vorgestellt. Bezogen auf die Fluglärmbelästigung (Abschnitte im Abschnitt 9.3) wird zunächst deren Ausprägung im Rhein-Main Gebiet (Panelstichprobe) in den drei Erhebungsjahren, dann die Veränderungen in der Lärmbelästigung über die Zeit vorgestellt, wobei diese nach Personen unterschieden werden, die nach Inbetriebnahme der NW-Bahn eine Zunahme, eine Abnahme oder eine relative Stabilität (Änderungen kleiner gleich ± 2 dB) erfahren haben. Diese Veränderungen werden zudem differenziert für die Fluglärmbelästigung zu verschiedenen Tageszeiten gezeigt. Schließlich werden deskriptive Statistiken zur Fluglärmbelästigung an den Vergleichsflughäfen den Ergebnissen am Flughafen Frankfurt gegenübergestellt. Analoge Ausführungen folgen im Abschnitt 9.4 für die berichteten fluglärmbedingten Schlafstörungen und im Abschnitt 9.5 für die gesundheitsbezogene Lebensqualität.

Im Anschluss daran werden die Ergebnisse zur Modellierung der Expositions-Wirkungsbeziehungen für die Fluglärmbelästigung, fluglärmbedingten Schlafstörungen und die gesundheitsbezogene psychische als auch körperliche Lebensqualität gezeigt. Diese beginnen zunächst damit, dass im Abschnitt 9.6 beschrieben wird, welche Co-Determinanten zusätzlich zum jeweiligen akustischen Parameter der Luftverkehrsgeräuschexposition für die Expositions-Wirkungsmodelle ausgewählt wurden und wie die Auswahl erfolgte. Die Expositions-Wirkungsmodelle werden dann für die Fluglärmbelästigung im Abschnitt 9.7, für die berichteten fluglärmbedingten Schlafstörungen im Abschnitt 9.8 und für die gesundheitsbezogene Lebensqualität im Abschnitt 9.9 vorgestellt.

Abschnitt 9.10 befasst sich mit Ergebnissen zur Wahrnehmung und Bewertung von Schallschutzmaßnahmen am Flughafen Frankfurt und im Abschnitt 9.11 werden die wesentlichen Ergebnisse des Kapitels 9 zusammengefasst und eingeordnet.

Alle Auswertungen erfolgten mit den ungewichteten Original-Stichprobendaten, da sich in Sensitivitätsanalysen gezeigt hat, dass eine Gewichtung der Daten nach Merkmalen in der Studienpopulation die Ergebnisse zu den Expositions-Wirkungsbeziehungen nicht über die Konfidenzintervalle der Modelle hinaus verändert (vgl. Abschnitt 16.1).

9.2 Luftverkehrsgeräuschexposition

9.2.1 Verwendete akustische Parameter für die Luftverkehrsgeräuschexposition

Für die Expositions-Wirkungsanalysen zum Fluglärm werden die folgenden Mittelungspegel für Luftverkehr als akustische Parameter verwendet:

- Für die Fluglärmbelästigung bezogen auf die letzten 12 Monate ("ICBEN-Belästigung") und die gesundheitliche Lebensqualität: der jahresgemittelte (über 12 Monate gemittelte) 24-Stunden-Mittelungspegel $L_{pAeq,24h}$. Der $L_{pAeq,24h}$ wird verwendet, da beide Wirkungsbereiche keine vorgegebenen tageszeitlichen Einschränkungen beinhalten. Darüber hinaus wurden differenzierte Betrachtungen zur Belästigungswirkung von Fluglärm in einzelnen Tageszeitscheiben vorgenommen; diese werden im Abschnitt 9.3.4 vorgestellt.
- Für die berichteten Schlafstörungen durch Fluglärm: der nächtliche Mittelungspegel $L_{pAeq,22-06h}$.
- Für Darstellungen zu tagesbezogene Aktivitätenstörungen: der Tagesmittelungspegel $L_{pAeq,06-22h}$ (vgl. Kapitel 13).

Im Rahmen einer Sensitivitätsanalyse (Anhang 3.1) wird zudem die Korrelation zwischen

- Mittelungspegeln, Maximalpegeln und den Anzahlen von Flugbewegungen über dem Schwellwert von $L_{pAmax} = 55$ dB (NAT55) für verschiedene Tageszeiten sowie
- der Fluglärmbelästigung, den fluglärmbedingten Schlafstörungen und der gesundheitsbezogenen Lebensqualität

vorgestellt. Die Korrelationsberechnungen sollen Aufschluss darüber geben, mit welcher tageszeitlichen Exposition die Zielvariablen in Beziehung stehen, wie gut die korrelativen Expositions-Wirkungsbeziehungen durch Mittelungs-, Maximalpegel und/oder Flugbewegungen dargestellt werden und ob es hierbei Unterschiede zwischen den

Flughäfen gibt. Die Bedeutung von Maximalpegel und Flugbewegungszahl versus Mittelungspegel für die Beschreibung der Expositions-Wirkungsrelationen wird zusätzlich für alle Flughäfen durch Vergleich der Güte von Expositions-Wirkungs-Regressionsmodellen untersucht. Auch die Ergebnisse dieser Analysen finden sich im Anhang 3.1.

In den nachfolgenden Abschnitten werden deskriptive Statistiken zu den akustischen Parametern in den Erhebungswellen der Panelstudie Rhein-Main sowie an den Vergleichsflughäfen vorgestellt.

Die dargestellten deskriptiven Statistiken beziehen sich auf

- den 24-Stunden-Mittelungspegel, Tag (06 - 22 Uhr) und Nacht (22 - 06 Uhr)
- den Maximalpegel für Tag (06 - 22 Uhr) und Nacht (22 - 06 Uhr)
- den NAT₅₅, d. h. auf die Zahl der Flugbewegungen über dem Schwellwert $L_{pAmax} = 55$ dB.

Diese werden zunächst für die Panelstudie und anschließend für die Erhebungen am Flughafen Berlin-Brandenburg, Köln/Bonn und Stuttgart präsentiert.

9.2.2 Luftverkehrsgeräuschexposition in der Panelstudie Rhein-Main

9.2.2.1 Deskriptive Statistiken zu Mittelungspegeln, Maximalpegeln und NAT₅₅-Werten

Tabelle 9-1 bis Tabelle 9-3 zeigen die deskriptiven Statistiken zum Mittelungspegel, Maximalpegel für den Luftverkehr sowie die Zahl der Flugbewegungen an den Wohnadressen der Teilnehmenden der Panelstudie Rhein-Main. Der untersuchte Range im Mittelungspegel L_{pAeq} liegt 2011 je nach Tageszeit im Bereich von 35 - 36 dB und 61 - 62 dB tags (06 - 22 Uhr) und bezogen auf 24 Stunden, nachts im Bereich von $\leq 35,0$ dB und 57 dB. Im Durchschnitt (Mittelwert) wird ein Wert von $L_{pAeq} = 48 - 50$ dB (tags und in 24 Stunden) bzw. 42 dB in der Nacht erreicht. In den Jahren 2012 und 2013 bleiben die Mittelwerte der Mittelungspegel gegenüber 2011 in etwa gleich, der Pegelrange erhöht sich allerdings auf 70 bzw. 73 dB für den $L_{pAeq,24h}$ bzw. $L_{pAeq,06-22h}$ und auf 65 dB im $L_{pAeq,22-06h}$. Dies ist in einem einzelnen Ausreißerwert an einem Immissionspunkt begründet, ohne diesen Ausreißer liegt das Maximum der Mittelungspegel um ca. 10 dB niedriger. Der arithmetische Mittelwert der Mittelungspegel verändert sich durch Hinzu- und Wegnahme des Ausreißers auf eine Dezimalstelle nicht. Weiterhin ist ersichtlich, dass sich Mittelwerte und Pegelrange der Mittelungspegel für die Personen, die an allen Erhebungswellen teilgenommen haben und der jeweiligen gesamten Stichprobe pro Erhebungswelle kaum voneinander unterscheiden.

Der Range im Maximalpegel umfasst Werte von tags (06 - 22 Uhr) 51 bis 83 dB und nachts (22 - 06 Uhr) ≤ 35 bis 79 dB im Jahr 2011. In den Jahren 2012 und 2013 liegt das Maximum bei 98 dB tags und 94 dB nachts, dies ist allerdings ebenfalls durch einen Ausreißer bedingt. Ohne diesen liegen die maximalen L_{pAmax} -Werte bei tags 83 bis 84 dB und nachts

75 dB. Die Mittelwerte der Maximalpegel werden durch den Ausreißer bis auf eine Dezimalstelle genau nicht verändert.

Die Zahl der Flugbewegungen oberhalb eines $L_{pAmax} = 55$ dB (NAT_{55}) reicht rechnerisch von weniger als eine Bewegung pro Tag auf 496 Bewegungen in 2011, im Jahr 2012 bis 521 und in 2013 498 Bewegungen. Nachts liegen die maximalen NAT_{55} -Werte in 2011 und 2012 bei knapp 53 Flugbewegungen pro Nacht, im Jahr 2013 bei 45 Bewegungen. Ohne den Ausreißer liegt der Maximalwert des NAT_{55} tags bei 476 (in 2012) bzw. 432 (in 2013) und nachts bei 43,5 (2012) bzw. knapp 37 (2013). Der jeweilige Mittelwert der NAT_{55} -Werte ändert sich durch den Ausreißer kaum (keine Veränderung auf eine Dezimalstelle).

Tabelle 9-1. Deskriptive Statistik zu den Luftverkehrs-Mittelungspegeln in der Panelstudie Rhein-Main

Mittelungspegel Luftverkehr in dB	N	M	SD	Min	Max
<i>24 Stunden</i>					
$L_{pAeq,24h} - t1$	9.244	47,8	6,1	35,8	61,0
$L_{pAeq,24h} - t1$, TN aller Wellen	3.508	48,2	6,2	36,2	61,0
$L_{pAeq,24h} - t2$	4.867	47,9	6,4	35,2	59,8
$L_{pAeq,24h} - t2$, TN aller Wellen	3.508	47,9	6,4	35,2	59,8
$L_{pAeq,24h} - t3$	3.508	47,2	6,3	≤ 35,0	60,3
<i>Tagsüber, 06-22h</i>					
$L_{pAeq,06-22h} - t1$	9.244	49,1	6,2	36,6	62,2
$L_{pAeq,06-22h} - t1$, TN aller Wellen	3.508	49,5	6,2	36,9	62,2
$L_{pAeq,06-22h} - t2$	4.867	49,3	6,4	36,6	61,1
$L_{pAeq,06-22h} - t2$, TN aller Wellen	3.508	49,3	6,4	36,6	61,1
$L_{pAeq,06-22h} - t3$	3.508	48,6	6,3	35,9	61,7
<i>Nachts, 22-06h</i>					
$L_{pAeq,22-06h} - t1$	9.244	41,9	6,2	≤ 35,0	56,7
$L_{pAeq,22-06h} - t1$, TN aller Wellen	3.508	42,4	6,3	≤ 35,0	56,7
$L_{pAeq,22-06h} - t2$	4.867	41,7	6,0	≤ 35,0	54,9
$L_{pAeq,22-06h} - t2$, TN aller Wellen	3.508	41,8	6,0	≤ 35,0	54,9
$L_{pAeq,22-06h} - t3$	3.508	41,6	5,9	≤ 35,0	54,5

Anmerkung. N = Anzahl, Min = Minimum, Max = Maximum, M = arithmetischer Mittelwert, SD = Standardabweichung (standard deviation).

Tabelle 9-2. Deskriptive Statistik zu den Luftverkehrs-Maximalpegeln in der Panelstudie

Maximalpegel Luftverkehr in dB	N	M	SD	Min	Max
<i>Tagsüber, 06-22h</i>					
$L_{pAmax,06-22h} - t1$	9.244	68,5	7,4	51,0	83,0
$L_{pAmax,06-22h} - t1$, TN aller Wellen	3.508	68,8	7,4	53,0	83,0
$L_{pAmax,06-22h} - t2$	4.867	68,3	7,7	50,0	98,0
$L_{pAmax,06-22h} - t2$, TN aller Wellen	3.508	68,3	7,7	50,0	98,0
$L_{pAmax,06-22h} - t3$	3.508	67,3	7,2	49,0	98,0
<i>Nachts, 22-06h</i>					
$L_{pAmax,22-06h} - t1$	9.244	57,7	9,1	≤ 35,0	79,0
$L_{pAmax,22-06h} - t1$, TN aller Wellen	3.508	58,4	9,1	≤ 35,0	79,0
$L_{pAmax,22-06h} - t2$	4.867	56,9	9,4	≤ 35,0	94,0
$L_{pAmax,22-06h} - t2$, TN aller Wellen	3.508	57,0	9,4	≤ 35,0	94,0
$L_{pAmax,22-06h} - t3$	3.508	56,5	9,6	≤ 35,0	92,0

Anmerkung. N = Anzahl, Min = Minimum, Max = Maximum, M = arithmetischer Mittelwert, SD = Standardabweichung (standard deviation).

Tabelle 9-3. Deskriptive Statistik zur Anzahl von Flugbewegungen mit einem Maximalpegel von $L_{pAmax} > 55$ dB (NAT_{55} ; number above threshold) in der Panelstudie

Anzahl Fluglärmereignisse über $L_{pAmax} > 55$ dB, NAT_{55}	N	M	SD	Min	Max
<i>Tagsüber, 06-22h</i>					
$NAT_{55,06-22h} - t1$	9.244	124,0	123,4	2,5	496,1
$NAT_{55,06-22h} - t1$, TN aller Wellen	3.508	132,3	128,4	3,0	495,3
$NAT_{55,06-22h} - t2$	4.867	126,8	110,0	0,5	521,4
$NAT_{55,06-22h} - t2$, TN aller Wellen	3.508	128,5	110,3	0,5	521,4
$NAT_{55,06-22h} - t3$	3.508	124,7	106,3	0,4	498,0
<i>Nachts, 22-06h</i>					
$NAT_{55,22-06h} - t1$	9.244	13,7	13,9	0,2	52,8
$NAT_{55,22-06h} - t1$, TN aller Wellen	3.508	14,7	14,4	0,3	52,8
$NAT_{55,22-06h} - t2$	4.867	11,3	10,7	0,1	52,9
$NAT_{55,22-06h} - t2$, TN aller Wellen	3.508	11,5	10,7	0,1	52,9
$NAT_{55,22-06h} - t3$	3.508	10,1	9,0	0,0	45,4

Anmerkung. N = Anzahl, Min = Minimum, Max = Maximum, M = arithmetischer Mittelwert, SD = Standardabweichung (standard deviation).

9.2.2.2 Korrelation zwischen Geräuschpegelmaßen und dem NAT_{55}

Tabelle 9-4 zeigt die Korrelationen der Mittelungs- und Maximalpegel für Luftverkehr im Rhein-Main-Gebiet. Der 24-Stunden-Mittelungspegel korreliert stärker mit dem 16-Stunden-Tagesmittelungspegel (06 - 22 Uhr) als mit dem 8-Stunden-Nachtmittelungspegel (22 - 06 Uhr). Die Korrelationen zwischen Mittelungs- und Maximalpegel sind bezogen auf die gleiche Bezugszeit mit $r > 0,90$ ebenfalls hoch und lassen Zusammenhänge zwischen Mittelungspegel und den untersuchten Zielvariablen (Lärmbelästigung, Schlafstörungen, Lebensqualität) in gleicher Größenordnung erwarten. Die ergänzend durchgeführten Sensitivitätsanalysen, tabellarisch dargestellt im Anhang 3.1 bestätigen diese Annahme. Die Korrelationskoeffizienten zwischen den Mittelungspegeln und den NAT_{55} -Werten fällt im Vergleich zur Mittelungs-Maximalpegelkorrelation bezogen auf die gleiche Tagesbezugszeit um $r_{Diff} \approx 0,1$ niedriger aus. Im Zeitvergleich von 2011 bis 2013 zeigt sich eine stabile Korrelationsstruktur zwischen akustischen Kennwerten.

Tabelle 9-4. Korrelation zwischen akustischen Kennwerten der Luftverkehrsgeräuschbelastung - Rhein-Main-Panel, Wellen t1 bis t3

Korrelation r	$L_{pAeq,24h}$	$L_{pAeq,06-22h}$	$L_{pAeq,22-06h}$	$L_{pAmax,06-22h}$	$L_{pAmax,22-06h}$	NAT _{55,06-22h}	NAT _{55,22-06h}
Welle t1 (n = 9.244)							
$L_{pAeq,24h}$	1						
$L_{pAeq,06-22h}$	0,999	1					
$L_{pAeq,22-06h}$	0,856	0,833	1				
$L_{pAmax,06-22h}$	0,928	0,935	0,680	1			
$L_{pAmax,22-06h}$	0,855	0,833	0,957	0,673	1		
NAT _{55,06-22h}	0,809	0,802	0,853	0,619	0,815	1	
NAT _{55,22-06h}	0,785	0,768	0,916	0,584	0,863	0,953	1
Welle t2 (n = 4.867)							
$L_{pAeq,24h}$	1						
$L_{pAeq,06-22h}$	0,999	1					
$L_{pAeq,22-06h}$	0,861	0,845	1				
$L_{pAmax,06-22h}$	0,937	0,943	0,701	1			
$L_{pAmax,22-06h}$	0,886	0,872	0,956	0,725	1		
NAT _{55,06-22h}	0,806	0,798	0,865	0,625	0,847	1	
NAT _{55,22-06h}	0,738	0,724	0,879	0,536	0,849	0,967	1
Welle t3 (n = 3.508)							
$L_{pAeq,24h}$	1						
$L_{pAeq,06-22h}$	1,000	1					
$L_{pAeq,22-06h}$	0,946	0,938	1				
$L_{pAmax,06-22h}$	0,940	0,943	0,845	1			
$L_{pAmax,22-06h}$	0,952	0,946	0,955	0,834	1		
NAT _{55,06-22h}	0,869	0,866	0,888	0,727	0,875	1	
NAT _{55,22-06h}	0,834	0,828	0,887	0,681	0,869	0,975	1

Anmerkung. Überschreitungswahrscheinlichkeit für alle Korrelationen: $p \leq 0,001$.

9.2.3 Veränderung der Luftverkehrsgeräuschexposition in der Rhein-Main Region

Abbildung 9-1a-b, Abbildung 9-2a-b zeigen die Differenzen in Mittelungspegeln für Luftverkehr in den Erhebungswellen t2 (2012) zu t1 (2011) und t3 (2013) zu t2 (2012), aufgeteilt nach 2,5-dB-Klassen des jeweils betrachteten Mittelungspegels.

Die Veränderungen der Luftverkehrsgeräuschbelastung in der Panelstichprobe in 2012 gegenüber 2011 geht aus Abbildung 9-1 hervor, Diagramm (a) zeigt ein Boxplot für die Differenzen im 24-Stundenmittelungspegel $L_{pAeq,24h}$ und Diagramm (b) für die Differenzen im Nachtmittelungspegel $L_{pAeq,22-06h}$. Insgesamt treten sowohl zunehmende Belastungen als auch Entlastungen in der Luftverkehrsgeräuschexposition auf, die sowohl auf 24 Stunden bezogen als auch auf die Nachtzeit von 22 bis 06 Uhr in 2012 im Vergleich zu 2011 eine Differenz bis zu zu Extremwerten von $\pm 12-14$ dB ausmachen. Abgesehen von den einzelnen hohen (mit Sternchen gekennzeichneten) Extremwerten bewegen sich die Differenzpegel von 2012 vs. 2011 sowohl für 24 Stunden als auch für die Nachtzeit von 22 bis 06 Uhr im Bereich von etwa bis zu ± 6 dB, 50 Prozentanteile der Differenzwerte (25. bis 75. Perzentil, rote Box) liegen in den einzelnen Pegelklassen überwiegend unterhalb von ± 2 dB. Deutlichere Erhöhungen (> 2 dB) im $L_{pAeq,24h}$ treten insbesondere in den Pegelbereichen von 45 bis 55 dB auf, oberhalb davon treten Reduktionen im $L_{pAeq,24h}$ auf. Bezogen auf den Nachtmittelungspegel $L_{pAeq,22-06h}$ findet man einzelne Erhöhungen in 2012 vor allem in Pegelklassen von 40,1 und 47,5 dB. Insgesamt liegen für den Tageszeitraum 22 bis 06 Uhr in allen Pegelklassen die Mediane der Pegeldifferenzen unterhalb von 0 (= Abnahme der Geräuschbelastung), welches vermutlich einen Effekt der Einführung der Kernruhezeit von 23 bis 05 Uhr widerspiegelt.

Im Jahr 2013 treten gegenüber 2012 in der Panelstichprobe noch weitere Veränderungen in der Luftverkehrsgeräuschbelastung auf (Abbildung 9-2a-b). Es treten noch Erhöhungen bis zu knapp 4 dB bezogen auf den $L_{pAeq,24h}$ auf. Mehrheitlich reduziert sich in der Stichprobe aber die Geräuschbelastung durch den Luftverkehr gegenüber 2012, sowohl bezogen auf 24 Stunden als auch auf die Nacht (22 - 06 Uhr).

Tabelle 9-5 und Tabelle 9-6 zeigen die entsprechenden deskriptiven Statistiken der Differenzpegel von 2012 vs. 2011 und 2013 vs. 2012 für den 24-Stundenmittelungspegel und den Nachtpegel von 22 bis 06 Uhr sowie zusätzlich für den Tagesmittelungspegel von 06 bis 22 Uhr. Für den Tagesmittelungspegel $L_{pAeq,06-22h}$ gelten im Wesentlichen die auch für den $L_{pAeq,24h}$ getroffenen Aussagen.

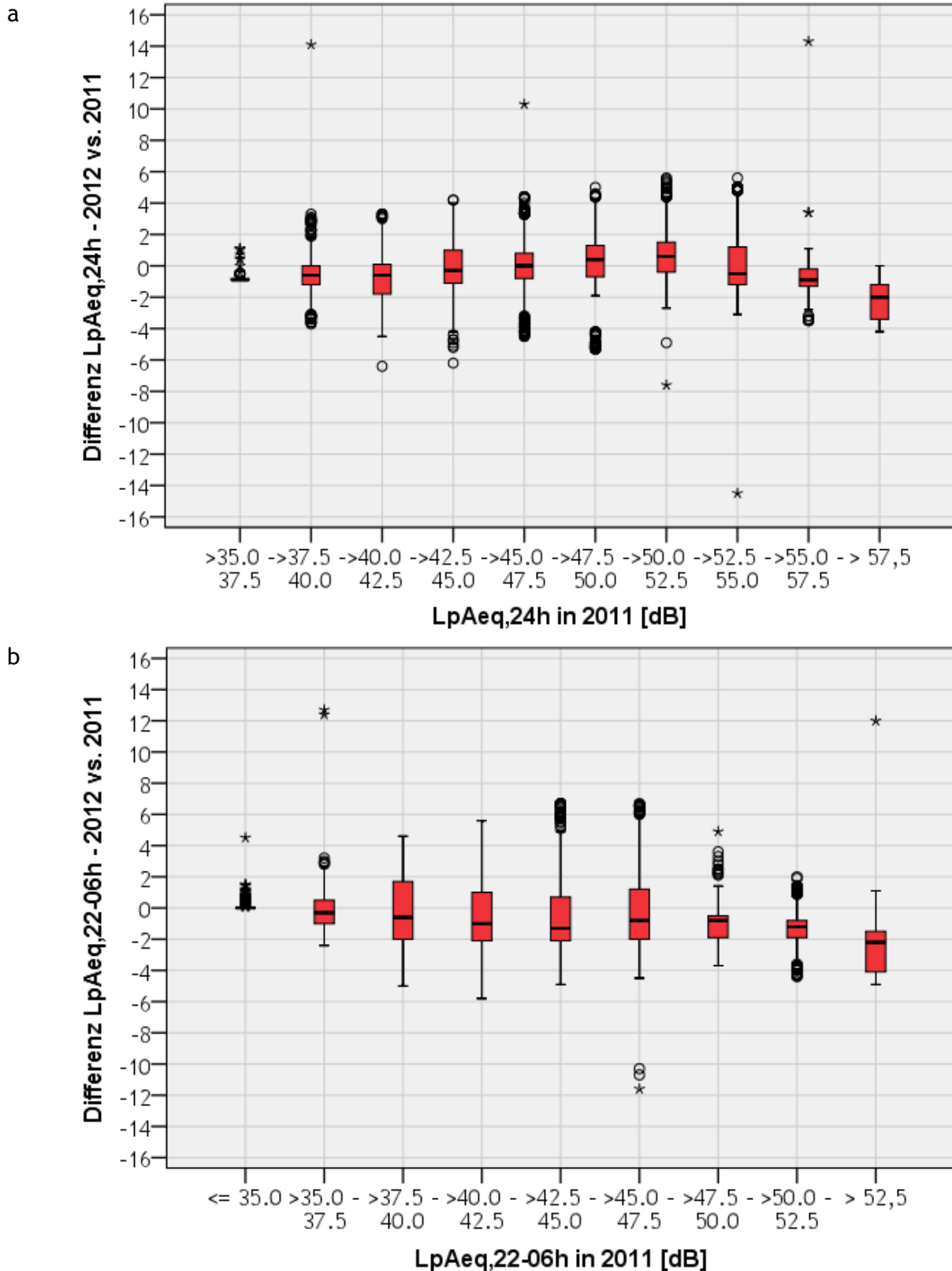


Abbildung 9-1. Veränderung in der individuellen Luftverkehrsgeräuschbelastung 2012 (t_2) gegenüber 2011 (t_1) - (a) Differenz zwischen 24-Stundenmittelungspegeln $L_{pAeq,24h}$ bezogen auf 2,5 dB-Klassen des $L_{pAeq,24h}$ im Jahr 2011; (b) Differenz zwischen Nachtmittelungspegeln $L_{pAeq,22-06h}$ bezogen auf 2,5 dB-Klassen des $L_{pAeq,22-06h}$ im Jahr 2011.

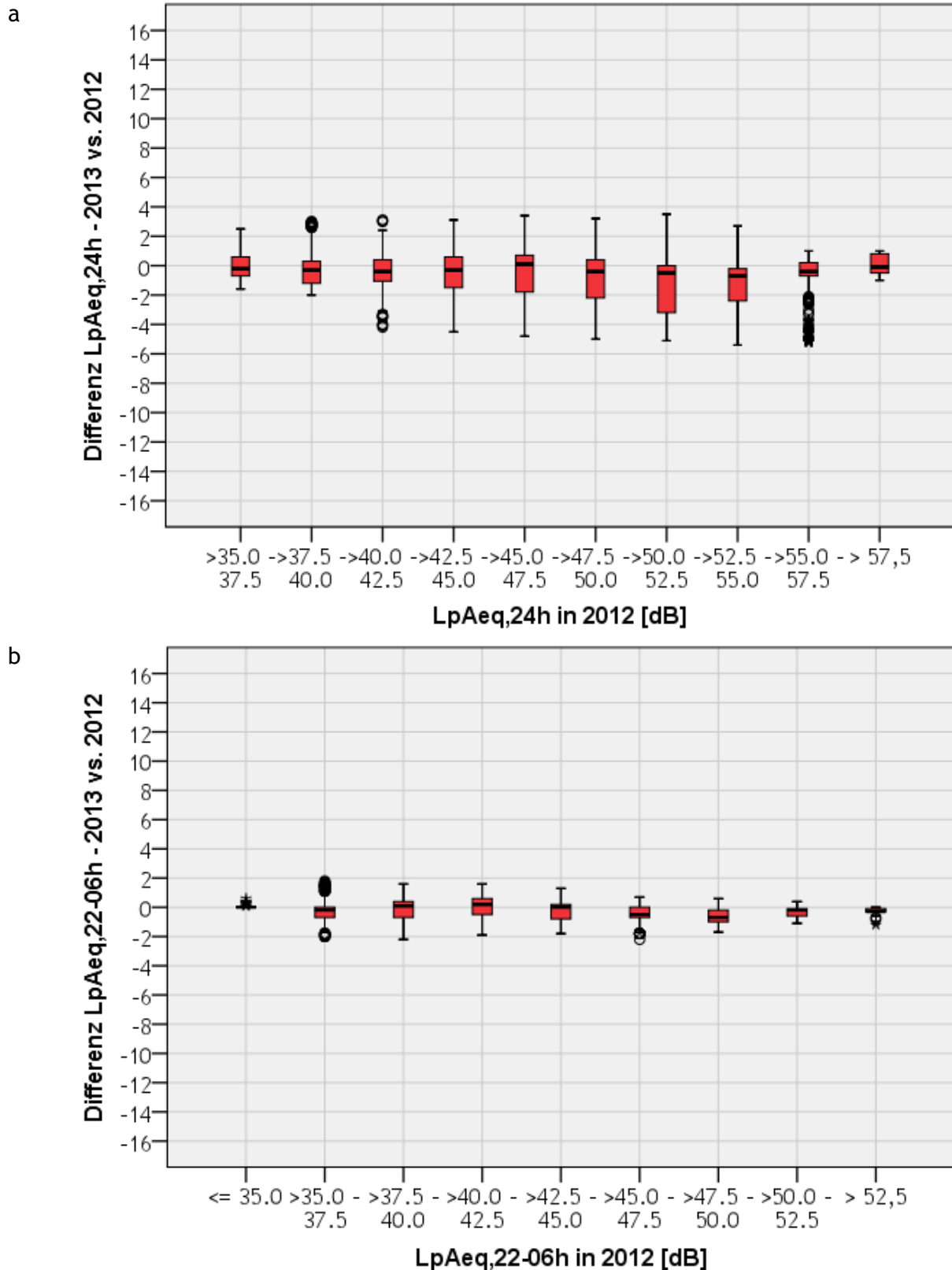


Abbildung 9-2. Veränderung in der individuellen Luftverkehrsgeräuschbelastung 2013 (t_3) gegenüber 2012 (t_1) - (a) Differenz zwischen 24-Stundenmittelungspegeln $L_{pAeq,24h}$ bezogen auf 2,5 dB-Klassen des $L_{pAeq,24h}$ im Jahr 2012; (b) Differenz zwischen Nachtmittelungspegeln $L_{pAeq,22-06h}$ bezogen auf 2,5 dB-Klassen des $L_{pAeq,22-06h}$ im Jahr 2012.

Tabelle 9-5. Differenz zwischen Mittelungspegel in 2012, dem 1. Jahr (t2) nach der NW-Bahneröffnung, und den Pegeln in 2011 vor Eröffnung der NW-Bahn (t1) in der Panelstudie Rhein-Main aufgeteilt nach Mittelungspegelklassen bezogen auf Erhebungswelle t1

Mittelungspegel Luftverkehr zu t1 (2011) [dB]	Differenz im Mittelungspegel für Luftverkehr t2 (2012) - t1 (2011)					
	n	M	SD	SE	Min	Max
<i>L_{pAeq,24h}</i> Pegeldifferenzen in dB						
35,1 - 37,5	80	-0,7	0,5	0,1	-0,9	1,1
37,6 - 40,0	381	-0,6	1,6	0,1	-3,7	14,1
40,1 - 42,5	675	-0,8	1,8	0,1	-6,4	3,3
42,6 - 45,0	633	-0,2	2,0	0,1	-6,2	4,2
45,1 - 47,5	563	0,1	1,9	0,1	-4,5	10,3
47,6 - 50,0	537	0,2	2,2	0,1	-5,3	5,0
50,1 - 52,5	616	0,6	1,7	0,1	-7,6	5,6
52,6 - 55,0	592	0,2	2,3	0,1	-14,5	5,6
55,1 - 57,5	449	-0,8	1,1	0,1	-3,5	14,3
> 57,5	341	-2,2	1,3	0,1	-4,2	0,0
Gesamt	4.867	-0,3	2,0	0,0	-14,5	14,3
<i>L_{pAeq,06-22h}</i> Pegeldifferenzen in dB						
35,1 - 37,5	3	1,4	0,1	0,1	1,3	1,5
37,6 - 40,0	225	-0,3	0,9	0,1	-2,8	3,6
40,1 - 42,5	556	-0,8	1,8	0,1	-4,4	14,4
42,6 - 45,0	679	-0,3	2,0	0,1	-6,4	4,2
45,1 - 47,5	604	0,1	1,9	0,1	-4,3	10,1
47,6 - 50,0	544	0,0	2,3	0,1	-5,3	5,1
50,1 - 52,5	490	0,7	1,9	0,1	-7,0	5,6
52,6 - 55,0	633	0,4	1,7	0,1	-2,6	5,7
55,1 - 57,5	612	-0,2	2,0	0,1	-14,6	4,9
57,6 - 60,0	296	-1,1	1,4	0,1	-3,8	14,7
> 60,0	225	-2,3	1,2	0,1	-4,1	-0,3
Gesamt	4.867	-0,2	2,0	0,0	-14,6	14,7
<i>L_{pAeq,22-06h}</i> Pegeldifferenzen in dB						
≤ 35	915	0,0	0,2	0,0	0,0	4,5
35,1 - 37,5	693	-0,1	1,3	0,0	-2,4	12,7
37,6 - 40,0	493	-0,4	2,3	0,1	-5,0	4,6
40,1 - 42,5	509	-0,9	2,3	0,1	-5,8	5,6
42,6 - 45,0	533	-0,7	2,8	0,1	-4,9	6,7
45,1 - 47,5	647	-0,1	2,6	0,1	-11,6	6,7
47,6 - 50,0	338	-1,0	1,2	0,1	-3,7	4,9
50,1 - 52,5	366	-1,3	1,2	0,1	-4,4	2,0
> 52,5	373	-2,5	1,6	0,1	-4,9	12,0
Gesamt	4.867	-0,6	2,0	0,0	-11,6	12,7

Anmerkung. N = Anzahl; M = arithmetischer Mittelwert; SD = Standardabweichung (standard deviation); SE = Standardfehler (standard error); Min = Minimum; Max = Maximum; Erhebungswellen: t1 (2011), t2 (2012). Die angegebenen Pegelklassen beziehen sich auf den 12-Monatsmittelungspegel $L_{pAeq,24h}$ von 10/2010 - 09/2011, die Differenzpegel auf die $L_{pAeq,24h}$ -Werte für die Wellen 2 (12-Monatspegel 10/2011 - 09/2012) minus der $L_{pAeq,24h}$ -Werte von t1.

Tabelle 9-6. Differenz zwischen Mittelungspegel in 2013, dem 2. Jahr (t3) nach der NW-Bahneröffnung, und den Pegeln in 2012 (t2) in der Panelstudie Rhein-Main aufgeteilt nach Mittelungspegelklassen bezogen auf Erhebungswelle t2

Mittelungspegel Luftverkehr zu t2 (2012) [dB]	Differenz im Mittelungspegel für Luftverkehr t3 (2013) - t2 (2012)					
	<i>n</i>	<i>M</i>	<i>SD</i>	<i>SE</i>	<i>Min</i>	<i>Max</i>
<i>L_{pAeq,24h}</i> Pegeldifferenzen in dB						
35,1 - 37,5	180	-0,1	0,8	0,1	-1,6	2,5
37,6 - 40,0	342	-0,2	1,1	0,1	-2,0	3,0
40,1 - 42,5	376	-0,4	1,3	0,1	-4,2	3,1
42,6 - 45,0	379	-0,5	1,6	0,1	-4,5	3,1
45,1 - 47,5	341	-0,6	1,9	0,1	-4,8	3,4
47,6 - 50,0	403	-0,8	1,8	0,1	-5,0	3,2
50,1 - 52,5	381	-1,3	2,0	0,1	-5,1	3,5
52,6 - 55,0	549	-1,3	1,6	0,1	-5,4	2,7
55,1 - 57,5	414	-1,0	1,9	0,1	-5,2	1,0
> 57,5	143	0,0	0,6	0,1	-1,0	1,0
Gesamt	3.508	-0,7	1,7	0,0	-5,4	3,5
<i>L_{pAeq,06-22h}</i> Pegeldifferenzen in dB						
35,1 - 37,5	9	-0,1	0,6	0,2	-1,1	0,9
37,6 - 40,0	341	-0,0	1,1	0,1	-1,6	3,7
40,1 - 42,5	325	-0,1	1,2	0,1	-4,2	3,9
42,6 - 45,0	414	-0,5	1,5	0,1	-4,4	3,6
45,1 - 47,5	350	-0,5	1,8	0,1	-4,8	3,8
47,6 - 50,0	343	-0,6	1,8	0,1	-4,9	3,0
50,1 - 52,5	374	-0,9	2,1	0,1	-5,3	4,0
52,6 - 55,0	559	-1,6	1,9	0,1	-5,5	3,9
55,1 - 57,5	483	-1,0	1,8	0,1	-5,4	1,0
57,6 - 60,0	254	-0,7	1,9	0,1	-5,3	1,1
> 60,0	56	-0,2	0,7	0,1	-0,9	1,0
Gesamt	3.508	-0,7	1,8	0,0	-5,5	4,0
<i>L_{pAeq,22-06h}</i> Pegeldifferenzen in dB						
≤ 35	907	0,0	0,0	0,0	0,0	0,6
35,1 - 37,5	323	-0,2	0,8	0,0	-2,0	1,8
37,6 - 40,0	382	-0,1	0,8	0,0	-2,2	1,6
40,1 - 42,5	373	0,1	0,9	0,0	-1,9	1,6
42,6 - 45,0	382	-0,3	0,7	0,0	-1,8	1,3
45,1 - 47,5	315	-0,5	0,6	0,0	-2,2	0,7
47,6 - 50,0	380	-0,6	0,5	0,0	-1,7	0,6
50,1 - 52,5	354	-0,3	0,4	0,0	-1,1	0,4
> 52,5	92	-0,3	0,2	0,0	-1,2	0,0
Gesamt	3.058	-0,2	0,6	0,0	-2,2	1,8

Anmerkung. *N* = Anzahl; *M* = arithmetischer Mittelwert; *SD* = Standardabweichung (standard deviation); *SE* = Standardfehler (standard error); *Min* = Minimum; *Max* = Maximum; Erhebungswellen: t2 (2012), t3 (2013). Die angegebenen Pegelklassen beziehen sich auf den 12-Monatsmittelungspegel $L_{pAeq,24h}$ von 10/2011 - 09/2012, die Differenzpegel auf die $L_{pAeq,24h}$ -Werte für die Welle t3 (12-Monatspegel 10/2012 - 09/2013) minus der $L_{pAeq,24h}$ -Werte von t2.

9.2.4 Luftverkehrsgeräuschexposition an den Vergleichsflughäfen

Aus Tabelle 9-7 geht die deskriptive Statistik für die Luftverkehrs-Mittelungspegel für 24 Stunden, Tag (06 - 22 Uhr) und Nacht (22 - 06 Uhr) hervor. Der Range der Mittelungspegel liegt an den Flughäfen Berlin-Brandenburg (BER) und Stuttgart (STR) am Tag und bezogen auf 24 Stunden im Pegelbereich von kleiner gleich 35 dB bis ca. 61 - 62 dB. Nachts werden Mittelungspegel an den beiden Flughäfen bis 54 bzw. 55 dB erreicht. Die maximal am Flughafen Köln/Bonn erreichten Mittelungspegel liegen um etwa 11 bis 13 dB höher. Die maximal in den Stichproben an den Flughäfen BER und STR erzielten Mittelungspegel sind mit denen am Flughafen Frankfurt (FRA) im Jahr 2011 vergleichbar (vgl. Tabelle 9-1, S. 204). An einem einzelnen Immissionspunkt wird 2012 und 2013 am Flughafen FRA jeweils für Tag, Nacht und bezogen auf 24 Stunden ein um etwa 10 dB höherer Mittelungspegel erreicht, bei den übrigen Wohnadressen entspricht der Range dem im Jahr 2011 bzw. annähernd denen an den Flughäfen BER und STR.

Bezogen auf den arithmetischen Mittelwert der Mittelungspegel werden am Flughafen FRA in den Jahren 2011 bis 2013 tags, und bezogen auf 24 Stunden höhere Werte als an den anderen Flughäfen erzielt ($L_{pAeq,24h}$: $47 < M < 48$ dB; $L_{pAeq,06-22h} = 49$ dB), nachts höhere Werte ($L_{pAeq,22-06h}$: 42 dB) als an den Flughäfen BER und STR.

Der Mittelwert der Mittelungspegel für die Nachtzeit 22 - 06 Uhr ist am Flughafen CGN am höchsten. Hier kommt vermutlich der höhere relative Nachtfluganteil von 30 % gegenüber 7 % am Flughafen STR, 12 % am Flughafen BER und 10 % am Flughafen FRA 2011 bzw. 8 % in 2012 und 7 % in 2013 - vgl. Tabelle 3-1 und Tabelle 3-2, S. 40 - zum Tragen. Absolut gesehen wurden in den jeweiligen Erhebungsjahren allerdings am Flughafen FRA in den Jahren 2011 (47.460) und 2012 (39.070; 2013: 33.095) mehr nächtliche Flugbewegungen in 12 Monaten erreicht als am Flughafen Köln (34.276) und den übrigen Flughäfen BER (8.517) und STR (7.715). Allerdings werden in der Stichprobe am Flughafen CGN nachts höhere maximale L_{pAmax} -Werte sowie höhere maximale NAT_{55} -Werte erreicht als am Flughafen FRA (dort: Maximum von L_{pAmax} bei ca. 79 - 94 dB, Maximum von $NAT_{55} = 45 - 53$, je nach Erhebungsjahr 2011 bis 2013, vgl. Tabelle 9-2 und Tabelle 9-3, S. 205). Das spricht dafür, dass am Flughafen CGN an den untersuchten Wohnadressen häufiger Flugbewegungen mit höheren Überflug-Geräuschpegeln als am Flughafen FRA vorkommen (Tabelle 9-9).

Tabelle 9-7. Deskriptive Statistik zu den Luftverkehrs-Mittelungspegeln an den Flughäfen Berlin-Brandenburg (BER), Köln/Bonn (CGN), Stuttgart (STR)

Mittelungspegel Luftverkehr	N	M	SD	Min	Max
BER					
$L_{pAeq,24h}$	5.548	42,9	6,4	35,0	59,3
$L_{pAeq,06-22h}$	5.548	43,9	6,7	35,0	60,6
$L_{pAeq,22-06h}$	5.548	39,8	5,1	35,0	54,7
CGN					
$L_{pAeq,24h}$	2.955	46,5	7,1	35,0	72,6
$L_{pAeq,06-22h}$	2.955	46,4	7,2	35,0	74,4
$L_{pAeq,22-06h}$	2.955	46,3	7,2	35,0	65,7
STR					
$L_{pAeq,24h}$	1.979	43,9	7,5	35,0	61,0
$L_{pAeq,06-22h}$	1.979	45,2	7,7	35,0	62,4
$L_{pAeq,22-06h}$	1.979	38,8	4,6	35,0	53,8

Anmerkung. N = Anzahl Teilnehmende; M = arithmetischer Mittelwert; SD = Standardabweichung (standard deviation); Min = Minimum; Max = Maximum.

Tabelle 9-8. Deskriptive Statistik zu den Luftverkehrs-Maximalpegeln an den Flughäfen Berlin-Brandenburg (BER), Köln/Bonn (CGN), Stuttgart (STR)

Maximalpegel Luftverkehr	N	M	SD	Min	Max
BER					
$L_{pAmax,06-22h}$	5.548	72,2	8,2	57,0	93,0
$L_{pAmax,22-06h}$	5.548	70,1	8,4	54,0	91,0
CGN					
$L_{pAmax,06-22h}$	2.955	82,7	8,7	61,0	99,0
$L_{pAmax,22-06h}$	2.955	79,0	8,8	52,0	99,0
STR					
$L_{pAmax,06-22h}$	1.979	76,7	9,1	56,0	96,0
$L_{pAmax,22-06h}$	1.979	68,1	9,3	50,0	92,0

Anmerkung. N = Anzahl Teilnehmende; M = arithmetischer Mittelwert; SD = Standardabweichung (standard deviation); Min = Minimum; Max = Maximum.

Tabelle 9-9. Deskriptive Statistik zur Anzahl von Flugbewegungen mit einem Maximalpegel von $L_{pAmax} > 55$ dB (NAT_{55} ; number above threshold) an den Flughäfen Berlin-Brandenburg (BER), Köln/Bonn (CGN), Stuttgart (STR)

Anzahl Fluglärmereignisse über $L_{pAmax} > 55$ dB, NAT_{55}	N	M	SD	Min	Max
BER					
NAT _{55,06-22h}	5.548	45,7	33,0	0,1	107,8
NAT _{55,22-06h}	5.548	6,3	4,7	0,0	13,7
CGN					
NAT _{55,06-22h}	2.955	43,5	38,9	0,4	129,3
NAT _{55,22-06h}	2.955	20,1	16,8	0,0	55,8
STR					
NAT _{55,06-22h}	1.979	71,9	64,7	0,0	213,8
NAT _{55,22-06h}	1.979	4,8	5,1	0,0	14,8

Anmerkung. N = Anzahl Teilnehmende; M = arithmetischer Mittelwert; SD = Standardabweichung (standard deviation); Min = Minimum; Max = Maximum.

Tabelle 9-10 zeigt die Interkorrelationen der Mittelungs- und Maximalpegel sowie NAT_{55} -Werte an den Vergleichsflughäfen. Hier gilt im Wesentlichen das Gleiche wie am Flughafen FRA, nämlich, dass Mittelungs- und Maximalpegel für gleiche Tageszeitscheiben hoch korreliert sind (überwiegend $r > 0,90$) und das auch die NAT_{55} -Werte hohe Korrelationen mit dem Mittelungspegel aufweisen (überwiegend $r > 0,80$). Dies ist plausibel, da der Mittelungspegel ein integriertes Maß der Schallenergie über die Zeit darstellt, in dem die Schalldruckpegel von Geräuschereignissen und Häufigkeit innerhalb eines Zeitintervalls einfließen.

Tabelle 9-10. Korrelation zwischen akustischen Kennwerten der Luftverkehrsgeräuschbelastung an den Flughäfen Berlin-Brandenburg (BER), Köln/Bonn (CGN), Stuttgart (STR)

Korrelation r	$L_{pAeq,24h}$	$L_{pAeq,06-22h}$	$L_{pAeq,22-06h}$	$L_{pAmax,06-22h}$	$L_{pAmax,22-06h}$	$NAT_{55,06-22h}$	$NAT_{55,22-06h}$
BER (n = 5.548)							
$L_{pAeq,24h}$	1						
$L_{pAeq,06-22h}$	0,998	1					
$L_{pAeq,22-06h}$	0,971	0,958	1				
$L_{pAmax,06-22h}$	0,970	0,972	0,924	1			
$L_{pAmax,22-06h}$	0,968	0,971	0,919	0,994	1		
$NAT_{55,06-22h}$	0,943	0,947	0,876	0,917	0,917	1	
$NAT_{55,22-06h}$	0,929	0,932	0,879	0,903	0,910	0,985	1
CGN (n = 2.955)							
$L_{pAeq,24h}$	1						
$L_{pAeq,06-22h}$	0,997	1					
$L_{pAeq,22-06h}$	0,922	0,899	1				
$L_{pAmax,06-22h}$	0,912	0,921	0,803	1			
$L_{pAmax,22-06h}$	0,829	0,807	0,923	0,818	1		
$NAT_{55,06-22h}$	0,772	0,760	0,820	0,612	0,691	1	
$NAT_{55,22-06h}$	0,774	0,755	0,843	0,597	0,698	0,987	1
STR (n = 1.979)							
$L_{pAeq,24h}$	1						
$L_{pAeq,06-22h}$	0,998	1					
$L_{pAeq,22-06h}$	0,924	0,911	1				
$L_{pAmax,06-22h}$	0,957	0,962	0,894	1			
$L_{pAmax,22-06h}$	0,963	0,968	0,892	0,959	1		
$NAT_{55,06-22h}$	0,960	0,956	0,895	0,910	0,915	1	
$NAT_{55,22-06h}$	0,833	0,825	0,881	0,801	0,818	0,896	1

9.3 Fluglärmbelästigung

9.3.1 Übersicht zum Abschnitt 9.3

Nachfolgende deskriptive Statistiken beziehen sich auf die Fluglärmbelästigung in der Panelstudie Rhein-Main und an den Vergleichsflughäfen Berlin-Brandenburg, Köln/Bonn und Stuttgart.

Zur Panelstudie erfolgen die Darstellungen für alle Erhebungswellen mit jeweils der vollen Stichprobengröße pro Erhebungswelle und bezogen auf die Panelteilnehmenden, die an allen Erhebungswellen teilgenommen haben. Eingeschlossen ist ein Vergleich der Veränderungen der Fluglärmbelästigung am Flughafen Frankfurt von 2011 (vor Eröffnung der NW-Bahn) bis 2013 (2. Jahr nach Eröffnung der NW-Bahn). Die Veränderungen werden in diesem Abschnitt 9.3 aufgeteilt nach $L_{pAeq,24h}$ -Pegelklassen für Luftverkehr dargestellt. Differenzierte Expositions-Wirkungsanalysen mit kontinuierlichen Geräuschpegelwerten werden zwischen den Flughafenstandorten vergleichend im Abschnitt 9.7 und eine multivariate Analyse der Veränderung der Fluglärmbelästigung am Flughafen Frankfurt im Kapitel 10 vorgestellt.

9.3.2 Deskriptive Statistik zur Fluglärmbelästigung in der Panelstudie Rhein-Main

Aus Tabelle 9-11 geht hervor, dass die Fluglärmbelästigung insgesamt im Durchschnitt im Jahr 2012 gegenüber 2011 um 0,1 bis 0,2 Skalenpunkte ansteigt und der Mittelwert im Jahr 2013 wieder absinkt. Entsprechend steigt auch der Anteil hoch fluglärmbelästigter Personen (%HA-Anteil; *highly annoyed*) von 46 - 49 % in 2011 auf 51 - 52 % in 2012 an und sinkt 2013 auf 47 %. Die Mittelwerte sowie die Häufigkeiten der Angaben auf den Belästigungsstufen weisen auf eine deutliche Belästigung der Befragten durch Fluglärm hin. Lediglich 10 bis 14 % sind in den Jahren 2011 bis 2013 überhaupt nicht belästigt; 67 bis 73 % sind mittelmäßig bis äußerst durch Fluglärm belästigt.

Die Verteilung über die Belästigungsstufen derjenigen Personen, die an allen Wellen teilgenommen haben, und der jeweiligen Gesamtstichprobe pro Erhebungswelle, sind ähnlich. Allerdings liegt im Jahr 2011 die mittlere Fluglärmbelästigung der Teilnehmenden aller Wellen um 0,1 Skalenpunkte höher als die der Gesamtstichprobe in 2011, der %HA-Anteil ist um 3 % höher. In 2012 unterscheiden sich die Mittelwerte in der Fluglärmbelästigung der Gesamtstichprobe von 2012 und der Teilnehmenden aller Wellen nicht, der %HA-Anteil unterscheidet sich um 0,8 %.

Tabelle 9-11. Fluglärmelastung im Rhein-Main-Panel in den Erhebungswellen t1 bis t3

Fluglärm- belastung	FRA 2011 (t1)				FRA 2012 (t2)				FRA 2013 (t3)	
	TN gesamt		TN aller Wellen		TN gesamt		TN aller Wellen		TN gesamt	
	N	% gültig	N	% gültig	N	% gültig	N	% gültig	N	% gültig
1: überhaupt nicht	1.328	14,4	422	12,0	521	10,7	343	9,8	425	12,1
2: etwas	1.724	18,7	636	18,1	829	17,1	617	17,6	694	19,8
3: mittelmäßig	1.949	21,2	741	21,1	1.044	21,5	741	21,1	756	21,6
4: stark	2.264	24,6	898	25,6	1.282	26,4	922	26,3	880	25,1
5: äußerst	1.946	21,1	808	23,1	1.184	24,4	882	25,2	753	21,5
Summe	9.211	100,0	3.505	100,0	4.860	100,0	3.505	100,0	3.508	100,0
Fehlend	33*		3*		7*		3*		0	
Gesamt	9.244		3.508		4.867				3.508	
M		3,2		3,3		3,4		3,4		3,2
SD		1,3		1,3		1,3		1,3		1,3
%HA		45,7		48,7		50,7		51,5		46,6

Anmerkung. TN = Teilnehmende; M = arithmetischer Mittelwert; SD = Standardabweichung (standard deviation); FRA = Flughafen Frankfurt. * Häufigkeitsangaben beziehen sich auf die Angaben vor Missingimputation.

9.3.3 Fluglärmelastung vor und nach Eröffnung der Nordwest-Landebahn

Die Fluglärmelastung in den Jahren 2011 bis 2013 ist in Abhängigkeit von 5-dB-Klassen des $L_{pAeq,24h}$ getrennt für die Richtung der Expositionsänderungen in 2012 und 2013 gegenüber 2011 (t2 vs. t1 und t3 vs. t1) in Abbildung 9-3a-c dargestellt.

Zu der Abbildung finden sich im Anhang 5.1 entsprechende Tabellen mit den ausführlichen deskriptiven Statistiken (Anzahl, Mittelwerte, Standardabweichung) zur Fluglärmelastung am Flughafen Frankfurt 2011 bis 2013. Die Anhangstabellen zeigen die Fluglärmelastung aufgeteilt nach den Veränderungen im $L_{pAeq,24h}$ zwischen den Jahren 2011 bis 2013, dargestellt in drei Gruppen: Abnahme um mehr als 2 dB im $L_{pAeq,24h}$, Zunahme um mehr als 2 dB im $L_{pAeq,24h}$ und relative Stabilität der Luftverkehrsgeräusch im $L_{pAeq,24h}$ -Differenzbereich von +/- 2 dB. Betrachtet werden die Expositionsänderungen 2012 (t2) gegenüber 2011 (t1) und zusätzlich (grafisch hier nicht dargestellt) t3 versus t2.

Um die Veränderungen und deren Auswirkungen besser interpretieren zu können, wurden die Mittelwertsdifferenzen inferenzstatistisch, d. h. auf Überzufälligkeit in den dargestellten Unterschieden geprüft. Die Prüfung erfolgte im Rahmen des Allgemeinen Linearen Modells für die Variable "Fluglärmelastung" als abhängige Variable und den Faktoren Erhe-

bungswelle, Luftverkehrsgeräuschpegel $L_{pAeq,24h}$ (kategorial sowie als kontinuierliche Kovariate), und den kategorialen Änderungen in der Luftverkehrsgeräuschbelastung zu den Erhebungszeiten t2 vs. t1, t3 vs. t1 und t3 vs. t2. Die Ergebnisse dieser inferenzstatistischen Prüfungen finden sich in Tabelle 9-12.

Aus der Abbildung 9-3 und den Tabellen im Anhang 5.1 geht hervor:

- In allen Wellen steigt die Fluglärmbelastung mit zunehmendem 24-Stunden-Mittelungspegel $L_{pAeq,24h}$. Die Fluglärmbelastung fällt insgesamt in 2012 in jeder Pegelklasse höher aus als in 2011.

Vergleich von 2012 (t2) vs. 2011 (t1):

- Es zeigt sich eine Interaktion zwischen Erhebungswelle und Änderung: Bei Abnahme fällt die Belästigung in 2012, insbesondere in den $L_{pAeq,24h}$ -Pegelklassen "45,1 - 50,0 dB" sowie "> 55 dB" geringer aus als in 2011, bei Zunahme dagegen deutlich höher als in 2011, vor allem unterhalb der $L_{pAeq,24h}$ -Pegelklasse "50,0 - 55,0 dB". Bei unwesentlicher Änderung (Änderung im Intervall +/- 2 dB) ist die Fluglärmbelastung im Jahr 2012 geringfügig höher als in 2011. Dieses Ergebnis zeigt sich in den Analysen in jeder 5-dB-Pegelklasse als auch in den Analysen mit dem Mittelungspegel als kontinuierliche Prädiktorvariable.

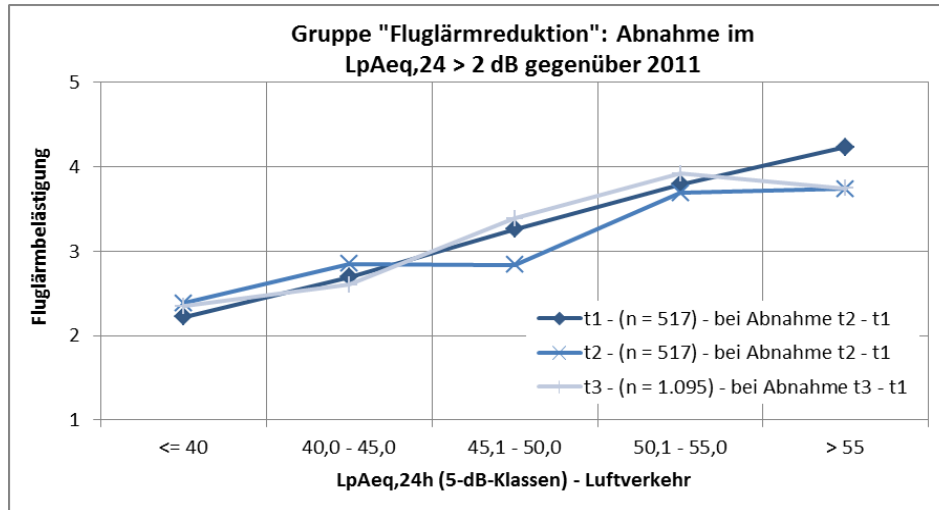
Vergleich von 2013 (t3) vs. 2011 (t1):

- Beim Vergleich von t3 zu t1 zeigt sich, dass sich die Fluglärmbelastung in den Gruppen, die eine Abnahme oder unwesentliche Änderung erfahren haben, insgesamt angeglichen hat.
- Allerdings bleibt das Resultat, dass bei gleicher Geräuschbelastung im Falle der Expositionszunahme die Belästigung in 2013 höher als in 2011 ausfällt. Auch dies gilt sowohl bei Klassierung des $L_{pAeq,24h}$ in 5-dB-Klassen als auch bei kontinuierlichem Geräuschpegel, d. h. bei Adjustierung der Analysen zum Effekt der Expositionsänderung nach Höhe des Mittelungspegels $L_{pAeq,24h}$.

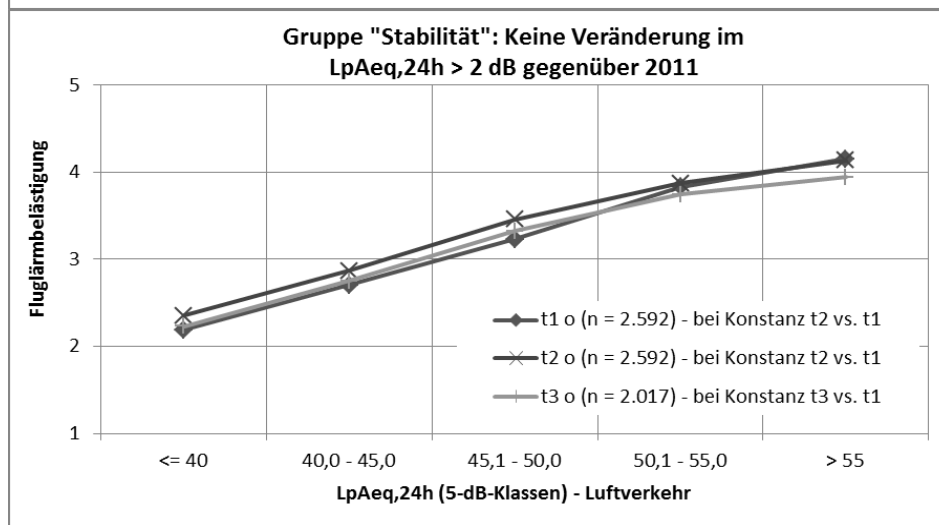
Zum Vergleich 2013 (t3) vs. 2012 (t2):

- Der Vergleich 2013 zu 2012 zeigt, dass bei statistischer Konstanthaltung der Geräuschbelastung in der Gruppe der Personen, die im Zeitraum nach 2012 eine Expositionszunahme erfahren haben, sich die Fluglärmbelastung von 2013 gegenüber 2012 geringfügiger als im Vergleich zum Zeitpunkt 2011 verändert. Dagegen fällt bei Abnahme der Exposition in 2013 gegenüber 2012 sowie bei unwesentlicher Änderung die Fluglärmbelastung geringer aus als bei Zunahme der Exposition.

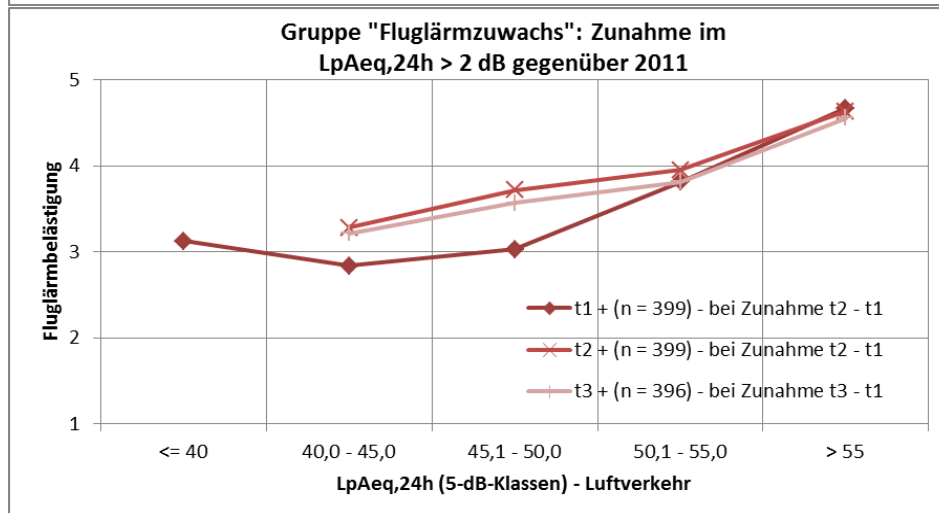
a



b



c



Anmerkung. Dargestellt sind Mittelwerte der Fluglärmelastigung. t1 = Mittelwert in 2011; t2 = Mittelwert in 2012; t3 = Mittelwert in 2013. Auf die Darstellung von Dispersionsmaßen wurde zur besseren Übersicht verzichtet, vgl. hierzu die Tabellen im Anhang 5.1.

Abbildung 9-3a-c. Fluglärmelastigung (Mittelwert) vor NW-Bahneröffnung (t1) sowie im 1. (t2) und 2. Jahr (t3) danach - gruppiert nach 24-Luftverkehrsgeräuschpegel (Mittelungspegel $L_{pAeq,24h}$) und Änderungen im $L_{pAeq,24h}$ gegenüber dem Erhebungszeitraum t1.

Tabelle 9-12. Ergebnisse inferenzstatistischer Prüfungen (F-Test) im Rahmen des Allgemeinen Linearen Modells zur abhängigen Variable "Fluglärmbelastigung" für Haupteffekte und 2-fache Interaktionen von Erhebungswelle, Luftverkehrsgeräuschpegel $L_{pAeq,24h}$, und Änderungen in der Luftverkehrsgeräuschbelastung zu den Erhebungszeiten t2 vs. t1, t3 vs. t1 und t3 vs. t2

Nr.	Zeitvergleich/ Stichprobe	Faktoren	df	F	p	η_p^2	d
1	t2 - t1 TN von t1 und t2 $L_{pAeq,24h}$ -Klassen	Welle (t1/t2)	1	28,76	***	0,006	0,155
		Welle * $L_{pAeq,24h}$ -Klasse	4	7,05	***	0,006	0,155
		Welle * Änderungsgruppe	2	136,33	***	0,053	0,473
		$L_{pAeq,24}$ (5dB-Klasse) t2	4	233,94	***	0,162	0,879
		Änderungsgruppe t2/t1	2	0,71	0,490	0,000	0,034
		$L_{pAeq,24}$ t2 * Änderungsgruppe t2/t1	7	4,14	***	0,006	0,155
2	t2 - t1 TN von t1 und t2 $L_{pAeq,24h}$ (kontinuierlich)	Welle (t1/t2)	1	35,87	***	0,007	0,168
		Welle (t1/t2) * $L_{pAeq,24}$ t1	1	22,28	***	0,005	0,142
		Welle * Änderungsgruppe	2	194,93	***	0,074	0,565
		$L_{pAeq,24}$ t1	1	1.606,93	***	0,248	1,149
		Änderungsgruppe t2/t1	2	3,52	0,030	0,001	0,063
3	t2 - t1 TN aller Wellen t1 - t3 $L_{pAeq,24h}$ -Klassen	Welle (t1/t2)	1	20,33	***	0,006	0,155
		Welle * $L_{pAeq,24h}$ -Klasse	4	4,94	0,001	0,006	0,155
		Welle * Änderungsgruppe	2	103,32	***	0,056	0,487
		$L_{pAeq,24}$ (5dB-Klasse) t2	4	180,13	***	0,171	0,908
		Änderungsgruppe t2/t1	2	0,09	0,912	0,000	0,015
		$L_{pAeq,24}$ t2 * Änderungsgruppe t2/t1	7	2,89	0,005	0,006	0,155
4	t2 - t1 TN aller Wellen t1 - t3 $L_{pAeq,24h}$ (kontinuierlich)	Welle (t1/t2)	1	23,31	***	0,007	0,168
		Welle (t1/t2) * $L_{pAeq,24}$ t1	1	13,53	***	0,004	0,127
		Welle * Änderungsgruppe	2	126,58	***	0,067	0,536
		$L_{pAeq,24}$ t1	1	1185,19	***	0,253	1,164
		Änderungsgruppe t2/t1	2	0,86	0,425	0,000	0,015
5	t3 - t1 TN von t1 und t2 $L_{pAeq,24h}$ -Klassen	Welle (t1/t3)	1	0,00	0,956	0,000	0,002
		Welle * $L_{pAeq,24h}$ -Klasse	4	3,79	0,004	0,004	0,127
		Welle * Änderungsgruppe	2	64,90	***	0,036	0,387
		$L_{pAeq,24}$ (5dB-Klasse) t3	4	183,74	***	0,174	0,918
		Änderungsgruppe t3/t1	2	8,86	***	0,005	0,142
		$L_{pAeq,24}$ t3 * Änderungsgruppe t3/t1	7	4,99	***	0,010	0,201
6	t3 - t1 TN von t1 und t2 $L_{pAeq,24h}$ (kontinuierlich)	Welle (t1/t3)	1	6,34	0,012	0,002	0,090
		Welle (t1/t3) * $L_{pAeq,24}$ t3	1	4,78	0,029	0,001	0,063
		Welle * Änderungsgruppe	2	99,70	***	0,054	0,478
		$L_{pAeq,24}$ t3	1	1.155,25	***	0,248	1,149
		Änderungsgruppe t3/t1	2	20,74	***	0,012	0,220

Nr.	Zeitvergleich/ Stichprobe	Faktoren	df	F	p	η_p^2	d
7	t3 - t2 TN von t1 und t2 $L_{pAeq,24h}$ -Klassen	Welle (t2/t3)	1	2,99	0,084	0,001	0,063
		Welle (t2/t3) * $L_{pAeq,24h}$ (5dB-Klasse) t3	4	0,31	0,870	0,000	0,038
		Welle * Änderungsgruppe	2	1,29	0,276	0,001	0,063
		$L_{pAeq,24h}$ (5dB-Klasse) t3	4	29,12	***	0,032	0,364
		Änderungsgruppe t3/t2	2	1,71	0,181	0,001	0,063
		$L_{pAeq,24h}$ t3 * Änderungsgruppe t3/t2	7	1,01	0,420	0,002	0,090
8	t3 - t2 TN von t1 und t2 $L_{pAeq,24h}$ (kontinuierlich)	Welle (t2/t3)	1	3,73	0,053	0,001	0,063
		Welle (t2/t3) * $L_{pAeq,24h}$ t3	1	0,23	0,635	0,000	0,038
		Welle * Änderungsgruppe	2	9,10	***	0,005	0,142
		$L_{pAeq,24h}$ t3	1	1.131,77	***	0,244	1,136
		Änderungsgruppe t3/t2	2	6,96	0,001	0,004	0,127

Anmerkung. df = Freiheitsgrad, F = Prüfgröße F, p = Überschreitungswahrscheinlichkeit, η_p^2 = partielles Eta-Quadrat (Effektstärkemaß), d = Cohen's d (Effektstärkemaß). Df für Fehler im Modell Nr. 1 = 4.851, im Modell Nr. 2 = 4.861, in den Modellen Nrn. 3, 5, 7 = 3.494, in den Modellen Nrn. 4, 6, 8 = 3.504, *** $p < 0,001$.

9.3.4 Fluglärmelastung am Flughafen Frankfurt zu verschiedenen Tageszeiten

In Abbildung 9-4 und Abbildung 9-5 wird die Fluglärmelastung am Flughafen Frankfurt in den Erhebungswellen 2011, 2012 und 2013 der Panelstichprobe Rhein-Main zu verschiedenen Tageszeiten und getrennt nach Werktag und Wochenende dargestellt. Die gewählten Tageszeiten orientieren sich an den besonderen Bedingungen am Flughafen Frankfurt, insbesondere an die Einführung des Verbots planmäßiger Nachtflüge für den Zeitraum 23 bis 05 Uhr ("Mediationsnacht"). Dargestellt sind in den Abbildungen die Mittelwerte der Fluglärmelastungsurteile pro 2,5-dB-Dauerschallpegelklasse. Zur besseren Übersicht wurde in den Abbildungen auf die Angabe von Streuungsangaben verzichtet. Die ausführlichen deskriptiven Statistiken dazu finden sich im Anhang 11.

Die folgenden Tageszeiten werden berücksichtigt, für die in der Panelstudie Rhein-Main sowohl Fluglärmelastungsurteile als auch auf die gleichen Teilzeiten bezogene Mittelungspegel L_{pAeq} vorliegen (Tabelle 9-13):

Tabelle 9-13. Tageszeiten, für die Fluglärmelastungsurteile und Geräuschpegelwerte (L_{pAeq}) für Luftverkehr vorliegen - Panelstudie Rhein-Main

Werktags (Mo-Fr)	Wochenende (Sa, So)	Bemerkung
05 - 06 Uhr	05 - 06 Uhr	Randstunde nach "Mediationsnacht"
06 - 07 Uhr	06 - 07 Uhr	erste Morgenstunde nach Nachtzeit
07 - 18 Uhr	07 - 18 Uhr	tagsüber
18 - 23 Uhr	18 - 23 Uhr	Abendzeit bis Beginn "Mediationsnacht"
23 - 05 Uhr	23 - 05 Uhr	"Mediationsnacht", Zeitraum des Nachtflugverbots

Angegeben sind jeweils pro Geräuschpegelklasse und Tageszeit der Mittelwert und die Standardabweichung der Fluglärmelastung. Die Belästigung wurde auf einer 5-stufigen Skala (ICBEN-Skala) von (1) "überhaupt nicht" bis (5) "äußerst gestört oder belästigt" erhoben.

Zusammenfassend lässt sich feststellen:

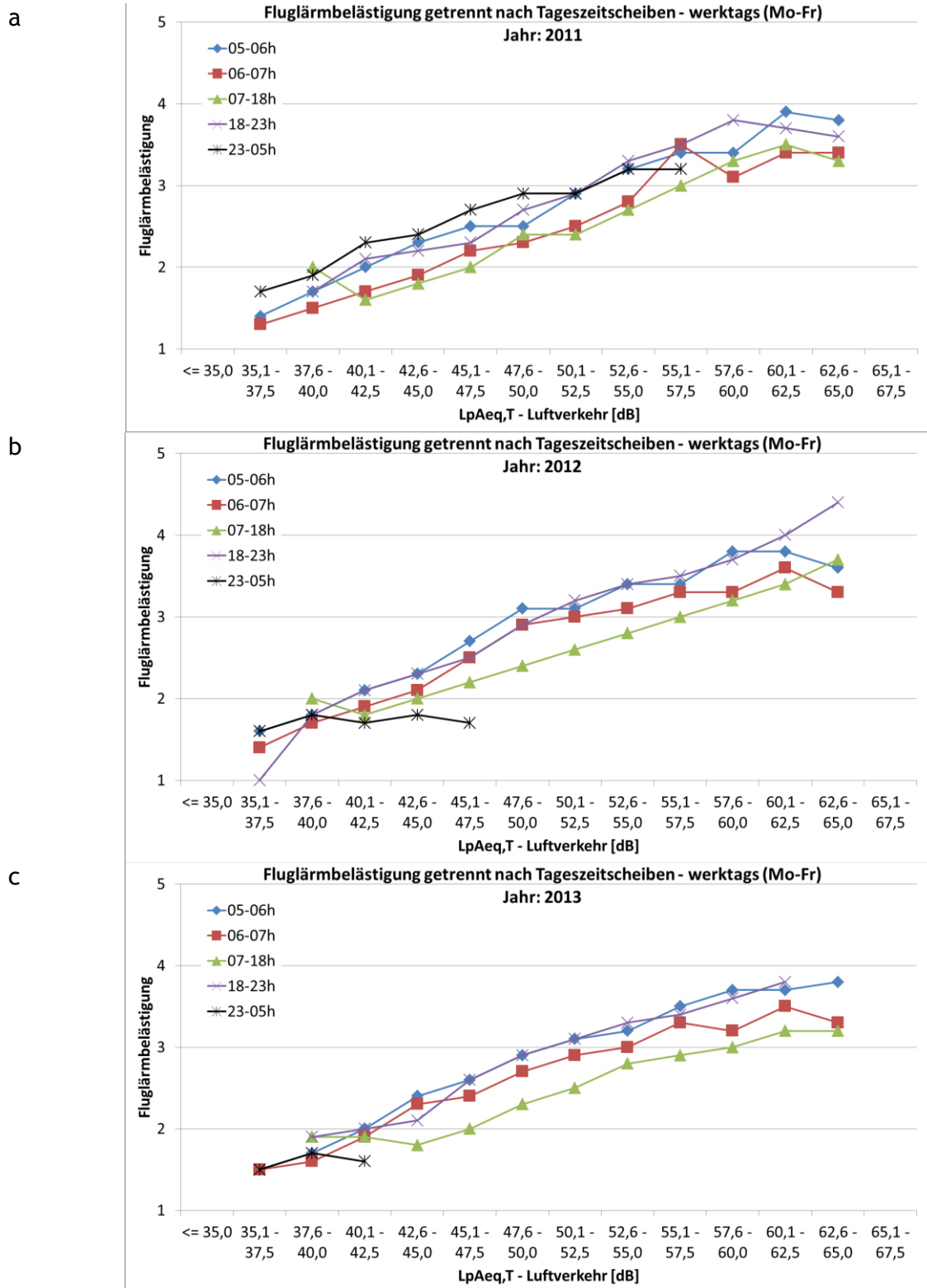
- Zu beobachten ist, dass die Belästigungsunterschiede zwischen verschiedenen Tageszeiten an Wochenenden geringer sind im Vergleich zu Werktagen. Dies geht damit einher, dass für die Tageszeitscheibe 7 bis 18 Uhr an Wochenenden höhere Fluglärmelastungswerte berichtet werden als für den gleichen Tageszeitraum an Werktagen.
- Auch bei den einzelnen Tageszeiten zeigt sich, dass die Fluglärmelastung in 2011 und 2013 geringer sind als 2012. Dies gilt an Werktagen und Wochenenden.

Fluglärmelastung in 2011

- In 2011 werden werktags und an Wochenenden höhere Belästigungswerte für die Nachtzeit von 23 bis 05 Uhr sowie insbesondere bei Mittelungspegeln oberhalb von 50 dB für die Abendzeit von 18 bis 23 Uhr und für die frühe Morgenstunde 05 bis 06 Uhr im Vergleich zu übrigen Tageszeiten berichtet.
- Die niedrigsten Fluglärmelastungs-Angaben werden in allen Untersuchungsjahren für die Tageszeit 07 bis 18 Uhr berichtet.

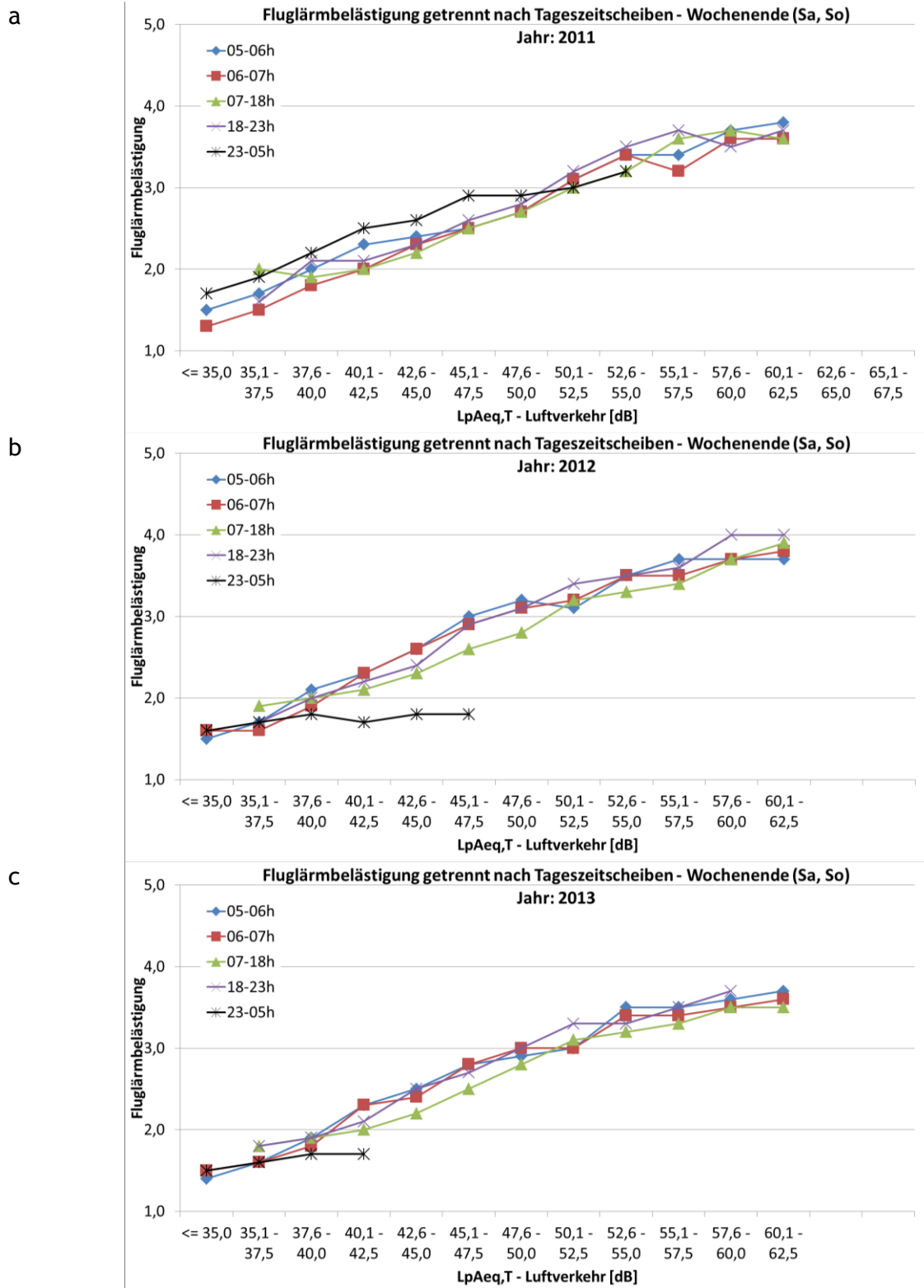
Fluglärmelastigung in 2012 und 2013

- Die deutlichste Veränderung, die ab dem Jahr 2012, nach Einführung der Kernruhezeit von 23 bis 05 Uhr, zu beobachtet ist, zeigt sich entsprechend im starken Rückgang der Fluglärmelastigung in diesem Zeitfenster.
- Höhere Fluglärmelastigungsurteile finden sich für die Abend- sowie Tages-/Nachtrandzeiten 18 bis 23 Uhr, 05 bis 06 Uhr und 06 bis 07 Uhr. Gegenüber 2011 sind insbesondere die Belästigungsurteile für die Morgenstunden 05 bis 06 Uhr und 06 bis 07 Uhr angestiegen.



Anmerkung. Dargestellt sind Mittelwerte der Fluglärmbelästigung pro L_{pAeq} -Klasse (bei Zellenbesetzung $n > 10$). Auf die Darstellung von Dispersionsmaßen wurde zur besseren Übersicht verzichtet, vgl. hierzu Anhang 11.

Abbildung 9-4a-c. Fluglärmbelästigung am Flughafen Frankfurt, werktags (Mo-Fr) zu verschiedenen Tageszeiten in den Erhebungswellen in 2011, 2012 und 2013 gruppiert nach Tageszeitscheibe pro 2,5 dB-Mittelungspegelklasse ($L_{pAeq,T}$).



Anmerkung. Dargestellt sind Mittelwerte der Fluglärmbelastigung pro L_{pAeq} -Klasse (bei Zellenbesetzung $n > 10$). Auf die Darstellung von Dispersionsmaßen wurde zur besseren Übersicht verzichtet, vgl. hierzu Anhang 11.

Abbildung 9-5a-c. Fluglärmbelastigung am Flughafen Frankfurt, an Wochenenden zu verschiedenen Tageszeiten in den Erhebungswellen in 2011, 2012 und 2013 gruppiert nach Mittelungspegel pro angegebener Tageszeitscheibe ($L_{pAeq,T}$).

9.3.5 Fluglärmbelästigung an den untersuchten Flughafenstandorten im Vergleich

Die Fluglärmbelästigung an den untersuchten Flughafenstandorten ist insgesamt und aufgeteilt nach $L_{pAeq,24h}$ -Pegelklassen in Tabelle 9-14 und Tabelle 9-15 dargestellt.

Insgesamt wird am Flughafen Stuttgart im Durchschnitt die geringste Fluglärmbelästigung ($M = 2,6$), am Frankfurter Flughafen die höchste Fluglärmbelästigung ($M = 3,2$ bis $3,4$) berichtet. Die mittlere Fluglärmbelästigung am Flughafen Berlin-Brandenburg ($M = 2,7$) liegt nah an dem Mittelwert am Flughafen Stuttgart, die durchschnittliche Belästigung durch Fluglärm am Flughafen Köln/Bonn liegt mit einem Mittelwert von $3,1$ in der Intensität zwischen den Belästigungswerten von Stuttgart/Berlin-Brandenburg und Frankfurt. Diese Reihenfolge in der Fluglärmbelästigung an den vier Flughäfen spiegelt sich auch in den einzelnen 5-dB-Pegelklassen des $L_{pAeq,24h}$ wieder.

An allen Flughäfen korrelieren die Belästigungsurteile zum Fluglärm mit dem 24-Stunden-Mittelungspegel für Luftverkehrsgeräusche $L_{pAeq,24h}$. Die Bandbreite der Korrelationskoeffizienten reicht von $r = 0,42$ (Köln/Bonn) bis $r = 0,59$ (Stuttgart). Die Korrelationen am Flughafen Frankfurt liegen mit $r = 0,47$ bzw. $r = 0,48$ "im Mittelfeld".

Tabelle 9-14. Fluglärmelast am Flughafen Frankfurt und an den Vergleichsflughäfen

Fluglärm- belästigung	BER (2012)		CGN (2013)		STR (2013)		FRA t1 (2011)		FRA t2 (2012)		FRA t3 (2013)	
	TN gesamt		TN gesamt		TN gesamt		TN aller Wellen		TN aller Wellen		TN aller Wellen	
	N	% gültig	N	% gültig	N	% gültig	N	% gültig	N	% gültig	N	% gültig
1: über- haupt nicht	1.026	18,5	429	14,5	526	26,6	422	12,0	343	9,8	425	12,1
2: etwas	1.466	26,4	575	19,5	495	25,0	636	18,1	617	17,6	694	19,8
3: mittel- mäßig	1.614	29,1	704	23,8	407	20,6	741	21,1	741	21,1	756	21,6
4: stark	930	16,8	687	23,3	342	17,3	898	25,6	922	26,3	880	25,1
5: äußerst	507	9,1	558	18,9	208	10,5	808	23,1	882	25,2	753	21,5
Summe	5.543	100	2.953	100	1.978	100	3.505	100	3.505	100	3.508	100
Fehlend	5		2		1		3		3		0	
Gesamt	5.548	100	2.955	100	1.979	100	3.508	100	3.508	100	3.508	100
<i>M</i>	2,7		3,1		2,6		3,3		3,4		3,2	
<i>SD</i>	1,2		1,3		1,3		1,3		1,3		1,3	
<i>%HA</i>	25,9		42,2		27,8		48,7		51,5		46,6	

Anmerkung. BER = Flughafen Berlin-Brandenburg; CGN = Flughafen Köln/Bonn; STR = Flughafen Stuttgart; FRA = Flughafen Frankfurt; t1 = Erhebungswelle 2011 (12-Monatspegel 10/2010-09/2011); t2 = Erhebungswelle 2012 (12-Monatspegel 10/2011-09/2012); t3 = Erhebungswelle 2013 (12-Monatspegel 10/2012-09/2013); N = Anzahl der Teilnehmer; M = arithmetischer Mittelwert; SD = Standardabweichung (standard deviation).

Tabelle 9-15. Fluglärmelastung am Flughafen Frankfurt (Teilnehmende aller Wellen t1 bis t3; nach Expositionsclassen in 5-dB-Stufen) und an den Vergleichsflughäfen

$L_{pAeq,24h}$ in dB	Fluglärmelastung (gruppiert nach $L_{pAeq,24h}$ -Klassen)																	
	BER (2012)			CGN (2013)			STR (2013)			FRA t1 (2011)			FRA t2 (2012)			FRA t3 (2013)		
	N	M	SD	N	M	SD	N	M	SD	N	M	SD	N	M	SD	N	M	SD
	<u>Alle TN pro Flughafen</u>									<u>TN aller Wellen t1, t2, t3</u>								
< = 35,0	1.224	1,9	0,9	113	2,2	1,1	343	1,5	0,8							4	2,5	1,0
35,1 - 37,5	369	2,2	1,0	201	2,1	1,1	302	1,9	0,8	55	1,9	1,0	180	2,3	1,1	239	2,2	1,0
37,6 - 40,0	437	2,3	1,1	334	2,5	1,2	218	2,2	1,0	283	2,3	1,2	342	2,4	1,2	330	2,3	1,1
40,1 - 42,5	721	2,6	1,1	348	2,7	1,3	106	2,4	1,0	490	2,6	1,2	376	2,8	1,2	451	2,6	1,1
42,6 - 45,0	660	2,9	1,1	343	3,0	1,2	92	2,5	1,2	448	2,8	1,2	379	3,0	1,2	328	2,9	1,2
45,1 - 47,5	683	3,1	1,1	319	3,1	1,3	138	3,0	1,3	395	3,1	1,2	341	3,3	1,2	397	3,3	1,2
47,6 - 50,0	525	3,4	1,1	388	3,5	1,2	212	3,3	1,2	394	3,3	1,2	403	3,6	1,2	462	3,5	1,2
50,1 - 52,5	488	3,4	1,0	292	3,6	1,3	262	3,4	1,1	442	3,7	1,1	381	3,8	1,2	458	3,8	1,1
52,6 - 55,0	232	3,6	1,0	211	3,7	1,2	182	3,6	1,2	411	3,9	1,1	549	3,9	1,1	414	3,9	1,2
55,1 - 57,5	167	3,8	1,1	145	3,8	1,1	94	3,7	1,2	341	4,2	1,0	414	4,1	1,0	262	4,0	1,1
> 57,5	42	3,7	1,0	260	4,0	1,1	30	3,7	1,3	249	4,2	1,0	143	4,3	0,9	163	4,1	1,0
Gesamt	5.548	2,7	1,2	2.954	3,1	1,3	1.979	2,6	1,3	3.508	3,3	1,3	3.508	3,4	1,3	3.508	3,2	1,3
	<u>Korrelation $L_{pAeq,24h}$ - Fluglärmelastung ($p < 0,001$ für alle Koeffizienten)</u>																	
<i>r</i>	0,50			0,42			0,59			0,48			0,47			0,47		

Anmerkung. TN = Teilnehmende; N = Anzahl Teilnehmende, M = arithmetischer Mittelwert, Min = Minimum; Max = Maximum, SD = Standardabweichung (standard deviation).

9.4 Berichtete fluglärmbedingte Schlafstörungen

9.4.1 Übersicht zum Abschnitt 9.4

Nachfolgende deskriptive Statistiken beziehen sich auf die berichteten fluglärmbedingten Schlafstörungen in der Panelstudie Rhein-Main und an den Vergleichsflughäfen Berlin-Brandenburg, Köln/Bonn und Stuttgart. Zur Panelstudie erfolgen die Darstellungen für alle Erhebungswellen mit jeweils der vollen Stichprobengröße pro Erhebungswelle und bezogen auf die Panelteilnehmenden, die an allen Erhebungswellen teilgenommen haben. Eingeschlossen ist ein Vergleich der Veränderungen der berichteten fluglärmbedingten Schlafstörungen am Flughafen Frankfurt von 2011 (vor Eröffnung der NW-Bahn) bis 2013 (2. Jahr nach Eröffnung der NW-Bahn). Die Veränderungen werden in diesem Abschnitt 9.4 aufgeteilt nach $L_{pAeq,22-06h}$ -Pegelklassen für Luftverkehr dargestellt. Differenzierte Expositions-Wirkungsanalysen mit kontinuierlichen Geräuschpegelwerten werden zwischen den Flughafenstandorten vergleichend im Abschnitt 9.8 und eine Analyse der Veränderung der fluglärmbedingten Schlafstörungen mittels latenter Wachstumsmodelle am Flughafen Frankfurt im Kapitel 10 vorgestellt.

9.4.2 Deskriptive Statistik zu berichteten fluglärmbedingten Schlafstörungen in der Panelstudie Rhein-Main

Tabelle 9-16 zeigt, dass im Durchschnitt die berichteten fluglärmbedingten Störungen in 2012 und 2013 niedriger als im Jahr 2011 vor Einführung der Kernruhezeit von 23 bis 05 Uhr (im Oktober 2011) sind. Ebenso hat sich der Prozentanteil der hoch durch Fluglärm gestörten Personen (%HSD; *highly sleep disturbed*) verringert. Die Mittelwerte der Schlafstörungen der jeweiligen Gesamtstichprobe der Erhebungswellen t1 und t2 und der Personen, die an allen Wellen teilgenommen haben, unterscheiden sich nicht, auch die Verteilung der Personen über die Skalenabstufungen zeigen keine auffälligen Abweichungen. Der über die Skalenwerte größer gleich 4 aufsummierte %HSD-Anteil ist in 2011 bei den Teilnehmenden aller Wellen um 2 % höher als in der Gesamtstichprobe der Erhebungswelle t1.

Tabelle 9-16. Berichtete, fluglärmbedingte Schlafstörungen (aus drei Items gebildeter Mittelwertscore im Wertebereich von 1 bis 5) im Rhein-Main-Panel in den Erhebungswellen t1 - t3

Fluglärmbedingte Schlafstörungen (Index)		FRA 2011 (t1)				FRA 2012 (t2)				FRA 2013 (t3)	
		TN gesamt		TN aller Wellen		TN gesamt		TN aller Wellen		TN gesamt	
		N	% gültig	N	% gültig	N	% gültig	N	% gültig	N	% gültig
Niedrig (überhaupt nicht)	1,00	3.302	35,8	1.168	33,3	1.584	32,6	1.131	32,3	1.161	33,1
	1,33	628	6,8	229	6,5	371	7,6	259	7,4	293	8,4
	1,50 *	9	0,1	2	0,1	3	0,1	3	0,1	--	--
	1,67	547	5,9	194	5,5	368	7,6	277	7,9	266	7,6
	2,00	704	7,6	294	8,4	374	7,7	276	7,9	281	8,0
	2,33	594	6,4	236	6,7	340	7,0	240	6,9	264	7,5
	2,50 *	4	0,0	1	0,0	--	--	--	--	2	0,1
	2,67	449	4,9	161	4,6	286	5,9	198	5,7	191	5,4
	3,00	541	5,9	193	5,5	364	7,5	268	7,7	219	6,2
	3,33	494	5,4	207	5,9	258	5,3	191	5,5	214	6,1
	3,50 *	5	0,1	2	0,1	3	0,1	2	0,1	--	--
	3,67	446	4,8	166	4,7	271	5,6	200	5,7	184	5,2
	4,00	467	5,1	206	5,9	210	4,3	156	4,5	170	4,9
	4,33	296	3,2	126	3,6	141	2,9	98	2,8	90	2,6
	4,50 *	5	0,1	2	0,1	3	0,1	2	0,1	--	--
4,67	238	2,6	111	3,2	95	2,0	70	2,0	63	1,8	
Hoch (äußerst)	5,00	503	5,4	207	5,9	184	3,8	131	3,7	107	3,1
Summe		9.232	100,0	3.505	100,0	4.855	100,0	3.502	100,0	3.505	100,0
Fehlend		12		3		12		6		3	
Gesamt		9.244		3.508		4.867		3.508		3.508	
M		2,3		2,3		2,2		2,2		2,2	
SD		1,3		1,3		1,2		1,2		1,2	
%HSD		16,3		18,6		13,0		13,0		12,3	

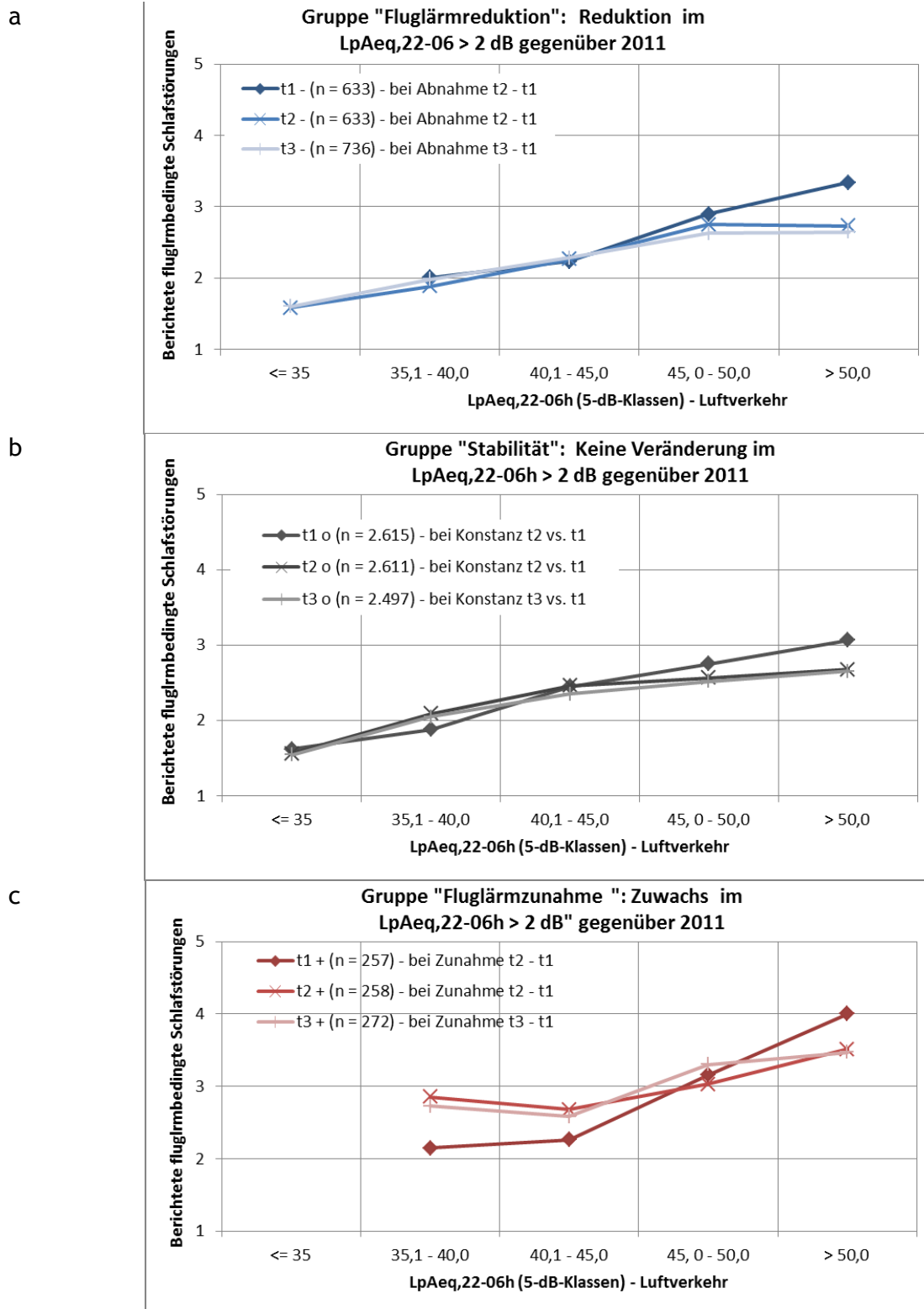
Anmerkung. Effekt Flughafen: Vergleichsflughäfen BER, CGN, STR vs. FRA t1: Wald- $\chi^2= 98,2$; $df = 3$; $p < 0,001$; vs. FRA t2: Wald- $\chi^2= 188,1$; $df = 3$; $p < 0,001$; vs. FRA t3: Wald- $\chi^2= 107,6$; $df = 3$; $p < 0,001$; N = Anzahl Teilnehmende; M = arithmetischer Mittelwert; SD = Standardabweichung (standard deviation); * bei den Werten 1,5 / 2,5 / 3,5 / 4,5 handelt es sich um imputierte Werte (vgl. Anhang 1).

9.4.3 Berichtete fluglärmbedingte Schlafstörungen in Abhängigkeit der Veränderung der Luftverkehrsgeräuschexposition nach Eröffnung der Nordwest-Landebahn

Die berichteten fluglärmbedingten Schlafstörungen in den Jahren 2011 bis 2013 sind in Abhängigkeit von 5-dB-Klassen des $L_{pAeq,22-06h}$ getrennt für die Richtung der Expositionsänderungen in 2012 und 2013 gegenüber 2011 (t2 vs. t1 und t3 vs. t1) in Abbildung 9-6a-c dargestellt.

Zu der Abbildung finden sich im Anhang 5, Abschnitt 5.2, entsprechende Tabellen mit den ausführlichen deskriptiven Statistiken (Anzahl, Mittelwerte, Standardabweichung) zu den berichteten fluglärmbedingten Schlafstörungen am Flughafen Frankfurt 2011 bis 2013. Die Anhangstabellen zeigen die Schlafstörungen aufgeteilt nach den Veränderungen im $L_{pAeq,22-06h}$ zwischen den Jahren 2011 bis 2013, dargestellt in drei Gruppen: Abnahme um mehr als 2 dB im $L_{pAeq,22-06h}$, Zunahme um mehr als 2 dB im $L_{pAeq,22-06h}$ und relative Stabilität der Luftverkehrsgeräusch im $L_{pAeq,22-06h}$ -Differenzbereich von +/- 2 dB. Betrachtet werden die Expositionsänderungen 2012 (t2) gegenüber 2011 (t1) und zusätzlich (grafisch hier nicht dargestellt) t3 versus t2.

Die Mittelwertsdifferenzen wurden inferenzstatistisch, d. h. auf Überzufälligkeit in den dargestellten Unterschieden geprüft. Die Prüfung erfolgte im Rahmen des Allgemeinen Linearen Modells für die Variable "berichtete fluglärmbedingte Schlafstörungen" als abhängige Variable und den Faktoren Erhebungswelle, Luftverkehrsgeräuschpegel $L_{pAeq,22-06h}$ (kategorial sowie als kontinuierliche Kovariate), und den kategorialen Änderungen in der Luftverkehrsgeräuschbelastung zu den Erhebungszeiten t2 vs. t1, t3 vs. t1 und t3 vs. t2. Die Ergebnisse dieser inferenzstatistischen Prüfungen finden sich in Tabelle 9-17.



Anmerkung. Dargestellt sind Mittelwerte der berichteten fluglärmbedingten Schlafstörungen. t1 = Mittelwert in 2011; t2 = Mittelwert in 2012; t3 = Mittelwert in 2013. Auf die Darstellung von Dispersionsmaßen wurde zur besseren Übersicht verzichtet, vgl. hierzu die Tabellen im Anhang 5.2.

Abbildung 9-6a-c. Berichtete fluglärmbedingte Schlafstörungen vor NW-Bahneröffnung (t1) sowie im 1. (t2) und 2. Jahr (t3) pro 2,5 dB-Klasse im Nachtmittelungspegel ($L_{pAeq,22-06h}$) gruppiert nach Änderungen im $L_{pAeq,24h}$ gegenüber dem Erhebungszeitraum t1.

NORAH

Noise-related annoyance, cognition, and health

Zusammengefasst zeigen Abbildung 9-6 und die Tabellen im Anhang 5.2:

- In allen Wellen steigen die fluglärmbedingten Schlafstörungen mit zunehmendem Nachtmittelungspegel $L_{pAeq,22-06h}$.

Vergleich von 2012 (t2) vs. 2011 (t1):

- Die berichteten fluglärmbedingten Schlafstörungen fallen insbesondere oberhalb von 45 dB im $L_{pAeq,22-06h}$ in 2012 pro Pegelklasse niedriger aus als in 2011 (Interaktion Erhebungswelle * Pegelklasse).
- Interaktion zwischen Erhebungswelle und Änderung: Bei Abnahme der Geräuschbelastung zwischen 22 und 6 Uhr fallen die Schlafstörungen in 2012 etwas geringer aus als in 2011, bei Zunahme nehmen sie in den unteren Pegelklassen (bis 45 dB) zu, darüber nehmen die berichteten Schlafstörungen ab. Bei unwesentlicher Änderung der Geräuschbelastung 2012 gegenüber 2011 (Änderung im Intervall +/- 2 dB im $L_{pAeq,22-06h}$) sind die Schlafstörungen 2012 gegenüber 2011 oberhalb von 45 dB abnehmend, unterhalb gleich bzw. geringfügig ansteigend. Dieses Ergebnis zeigt sich in den Analysen mit allen pro 5-dB-Pegelklasse als auch in den Analysen mit dem Mittelungspegel als kontinuierliche Determinantevariable (Kovariate).

Vergleich von 2013 (t3) vs. 2011 (t1):

- Beim Vergleich von t3 zu t1 sind weiterhin insgesamt niedrigere berichtete Schlafstörungen in 2013 gegenüber 2011 festzustellen, dieser Unterschied fällt in höheren Pegelklassen stärker aus.
- Die differenzierte Betrachtung nach Änderungsgruppen zeigt allerdings, dass die Gruppe, die eine Zunahme der Geräuschexposition 2013 gegenüber 2011 erfahren hat, entsprechend auch vermehrt Schlafstörungen berichtet, mit Ausnahme der Personen in der $L_{pAeq,22-06h}$ -Pegelklasse > 50 dB.

Vergleich 2013 (t3) vs. 2012 (t2):

- Beim Vergleich 2013 vs. 2012 erweist sich nur noch der Geräuschpegel als statistisch signifikanter Faktor, d. h. mit zunehmenden $L_{pAeq,22-06h}$ steigt auch der Grad der berichteten Schlafstörungen.

Tabelle 9-17. Ergebnisse inferenzstatistischer Prüfungen (F-Test) im Rahmen des Allgemeinen Linearen Modells zur abhängigen Variable "Fluglärmbedingte Schlafstörungen" für Haupteffekte und 2-fache Interaktionen von Erhebungswelle, nächtlichem Luftverkehrsgeräuschpegel $L_{pAeq,22-06h}$, und Änderungen in der Luftverkehrsgeräuschbelastung zu den Erhebungszeiten t_2 vs. t_1 , t_3 vs. t_1 und t_3 vs. t_2

Nr.	Zeitvergleich/ Stichprobe	Faktoren	df	F	p	η_p^2	d
1	t2 - t1 TN von t1 und t2 $L_{pAeq,22-06h}$ -Klassen	Welle (t1/t2)	1	0,82	0,365	0,000	0,026
		Welle * $L_{pAeq,22-06h}$ -Klasse	4	7,52	***	0,006	0,158
		Welle * Änderungsgruppe	2	126,56	***	0,050	0,458
		$L_{pAeq,22-06h}$ (5dB-Klasse) t2	4	90,73	***	0,070	0,548
		Änderungsgruppe t2/t1	2	8,99	***	0,004	0,122
		$L_{pAeq,22-06h}$ t2 * Änderungsgruppe t2/t1	7	4,36	***	0,006	0,159
2	t2 - t1 TN von t1 und t2 $L_{pAeq,22-06h}$ (kontinuierl.)	Welle (t1/t2)	1	65,68	***	0,013	0,233
		Welle (t1/t2) * $L_{pAeq,22-06h}$ t1	1	63,17	***	0,013	0,228
		Welle * Änderungsgruppe	2	159,02	***	0,062	0,512
		$L_{pAeq,22-06h}$ t1	1	819,31	***	0,145	0,822
		Änderungsgruppe t2/t1	2	11,29	***	0,005	0,137
3	t2 - t1 TN aller Wellen t1 - t3 $L_{pAeq,22-06h}$ -Klassen	Welle (t1/t2)	1	0,48	0,490	0,000	0,023
		Welle * $L_{pAeq,22-06h}$ -Klasse	4	7,92	***	0,009	0,191
		Welle * Änderungsgruppe	2	88,40	***	0,048	0,450
		$L_{pAeq,22-06h}$ (5dB-Klasse) t2	4	65,15	***	0,070	0,547
		Änderungsgruppe t2/t1	2	4,91	0,007	0,003	0,106
		$L_{pAeq,22-06h}$ t2 * Änderungsgruppe t2/t1	7	2,49	0,015	0,005	0,141
4	t2 - t1 TN aller Wellen t1 - t3 $L_{pAeq,22-06h}$ (kontinuierl.)	Welle (t1/t2)	1	47,41	***	0,013	0,233
		Welle (t1/t2) * $L_{pAeq,22-06h}$ t1	1	49,64	***	0,014	0,238
		Welle * Änderungsgruppe	2	99,09	***	0,054	0,476
		$L_{pAeq,22-06h}$ t1	1	621,74	***	0,151	0,844
		Änderungsgruppe t2/t1	2	6,60	0,001	0,004	0,123
5	t3 - t1 TN von t1 und t2 $L_{pAeq,22-06h}$ -Klassen	Welle (t1/t3)	1	4,14	0,042	0,001	0,069
		Welle * $L_{pAeq,22-06h}$ -Klasse	4	6,99	***	0,008	0,179
		Welle * Änderungsgruppe	2	87,81	***	0,048	0,449
		$L_{pAeq,22-06h}$ (5dB-Klasse) t3	4	85,28	***	0,089	0,625
		Änderungsgruppe t3/t1	2	11,73	***	0,007	0,164
		$L_{pAeq,22-06h}$ t3 * Änderungsgruppe t3/t1	7	1,41	0,195	0,003	0,107

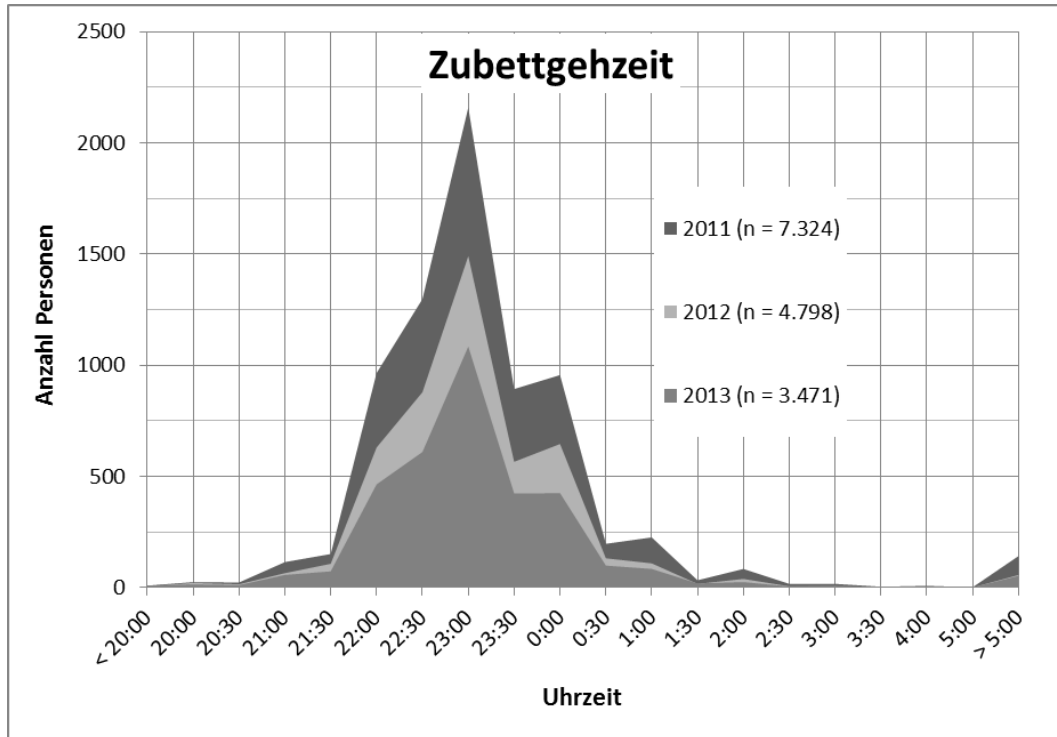
Nr.	Zeitvergleich/ Stichprobe	Faktoren	df	F	p	η_p^2	d
6	t3 - t1 TN von t1 und t2 $L_{pAeq,22-06h}$ (kontinuierl.)	Welle (t1/t3)	1	37,57	***	0,011	0,207
		Welle (t1/t3) * $L_{pAeq,22-06h}$ t3	1	44,60	***	0,013	0,226
		Welle * Änderungsgruppe	2	89,32	***	0,049	0,452
		$L_{pAeq,22-06h}$ t3 Änderungsgruppe t3/t1	1 2	636,09 14,00	*** ***	0,154 0,008	0,853 0,179
7	t3 - t2 TN von t1 und t2 $L_{pAeq,22-06h}$ -Klassen	Welle (t2/t3)	1	1,77	0,183	0,001	0,045
		Welle (t2/t3) * $L_{pAeq,22-06h}$ t3	4	1,06	0,376	0,001	0,070
		Welle * Änderungsgruppe	1	1,23	0,267	0,000	0,038
		$L_{pAeq,22-06h}$ (5dB-Klasse) t3 Änderungsgruppe t3/t2	4 1	153,89 0,11	*** 0,735	0,150 0,000	0,840 0,011
		$L_{pAeq,22-06h}$ t3 * Änderungsgruppe t3/t2	1	0,19	0,663	0,000	0,015
8	t3 - t2 TN von t1 und t2 $L_{pAeq,22-06h}$ (kontinuierl.)	Welle (t2/t3)	1	1,11	0,291	0,000	0,036
		Welle (t2/t3) * $L_{pAeq,22-06h}$ t3	1	0,33	0,566	0,000	0,019
		Welle * Änderungsgruppe	1	1,26	0,262	0,000	0,142
		$L_{pAeq,22-06h}$ t3 Änderungsgruppe t3/t2	1 1	598,96 0,01	*** 0,925	0,146 0,000	0,828 0,003

Anmerkung. df = Freiheitsgrad, F = Prüfgröße F , p = Überschreitungswahrscheinlichkeit, η_p^2 = partielles Eta-Quadrat (Effektstärkemaß), d = Cohen's d (Effektstärkemaß). Df für Fehler in den Modell Nr. 1, 2 = 4.837, im Modell Nr. 3 = 3.485, im Modell Nr. 4 = 3.495, Modell Nr. 5 = 3.488, Modell Nr. 6 = 3.498, Nr. 7 = 3.492 und Nr. 8 = 3.496, *** $p < 0,001$.

Die bisher in diesem Abschnitt dargestellten Ergebnisse weisen insgesamt auf einen Rückgang von Schlafstörungen ab 2012, d. h. nach Einführung der Kernruhezeit von 23 bis 05 Uhr hin. Selbst in der Gruppe, die eine Zunahme des Nachtpegels $L_{pAeq,22-06h}$ erfahren haben, liegen die Schlafstörungswerte in 2012 und 2013 im höheren Pegelbereich unter denen von 2011. Die Zunahme der Exposition ist allerdings aufgrund der Kernruhezeit nur für die Nachtrandstunden 22 - 23 Uhr bzw. 05 - 06 Uhr zu erwarten.

Die Angaben der Befragten im Rhein-Main Panel zu den Bettzeiten verdeutlichen, dass die am häufigsten genannten Zubettgehzeiten in allen Erhebungswellen zwischen 22:30 und 23:30 Uhr, mit der häufigsten Nennung von 23 Uhr liegen. Als Aufstehzeiten werden am häufigsten Uhrzeiten morgens zwischen 06 und 07 Uhr genannt (Abbildung 9-7). Die Einschlafphase liegt damit bei den Befragten in den meisten Fällen am Rande bzw. am Anfang der Kernruhezeit, die Aufstehphase findet dagegen nach der Kernruhezeit statt. Entsprechend zeigen die Mittelwerte der Antworten zu den Einzelfragen, aus denen der Score der berichteten Schlafstörungen gebildet wurde, dass ein Rückgang in den berichteten Schlafstörungen 2012 und 2013 gegenüber 2011 vor allem beim Durchschlafen festzustellen ist (Abbildung 9-8). Dagegen ändern sich die berichteten Störungen beim Einschlafen im Durchschnitt kaum. Bezogen auf morgentliches Aufwachen durch Fluglärm (Störungen beim Ausschlafen) liegen die Mittelwerte 2012 und 2013 höher als im Jahr 2011.

a



b

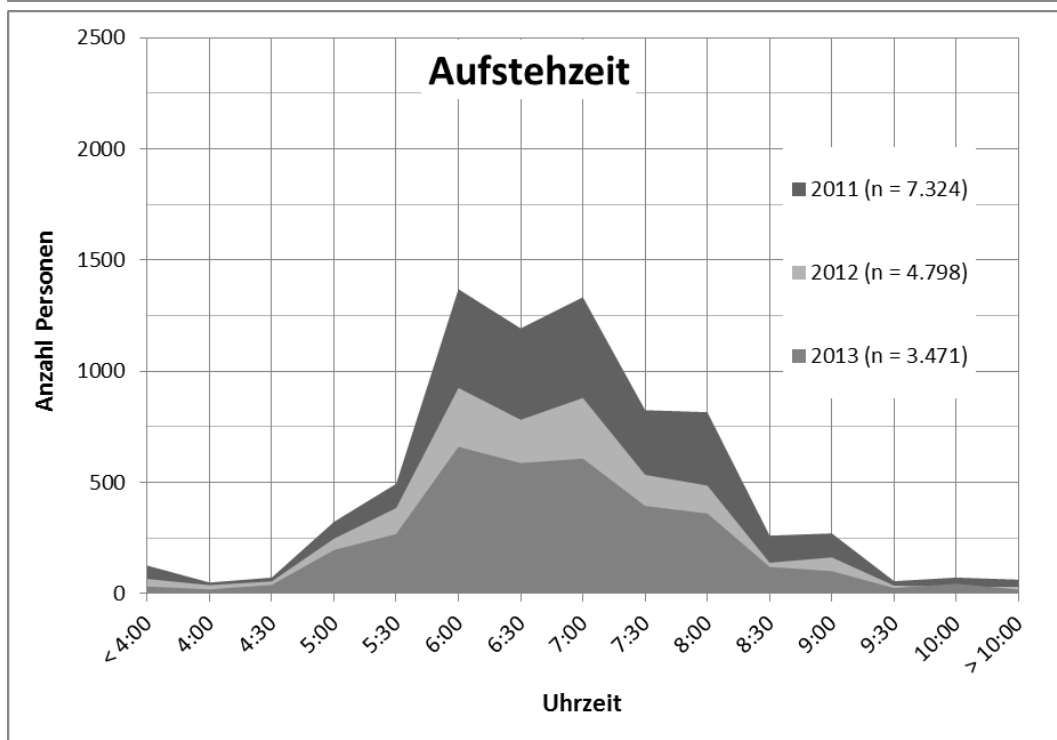


Abbildung 9-7. Zubettgeh- (a) und Aufstehzeiten (b) im Panel Rhein-Main 2011, 2012 und 2013.

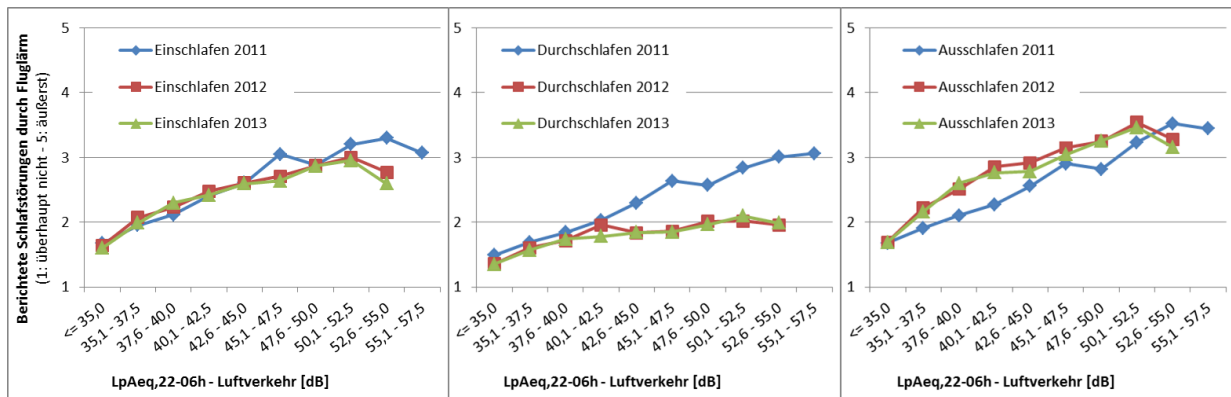


Abbildung 9-8. Fluglärmbedingte Schlafstörungen in der Panelstudie Rhein-Main untergliedert nach Störungen durch Fluglärm beim Einschlafen, während des Nachtschlafs (beim Durchschlafen) und morgens beim Ausschlafen vor NW-Bahneröffnung und Einführung der Kernruhezeit von 23 bis 05 Uhr (2011) sowie im 1. (2012) und 2. Jahr (2013) danach - dargestellt pro 2dB-Klasse des Mittelungspegels für die Nachtzeit 22 - 06 Uhr ($L_{pAeq,22-06h}$).

9.4.4 Fluglärmbedingte Schlafstörungen an den untersuchten Flughafenstandorten im Vergleich

Die fluglärmbedingten Schlafstörungen an den untersuchten Flughafenstandorten sind insgesamt und aufgeteilt nach $L_{pAeq,22-06h}$ -Pegelklassen in Tabelle 9-18 und Tabelle 9-19 dargestellt. Insgesamt werden an den Flughäfen Stuttgart und Berlin-Brandenburg im Durchschnitt geringere Schlafstörungen ($M = 1,6$ bis $1,8$) und an den Flughäfen Köln/Bonn und Frankfurt stärkere Schlafstörungen ($M = 2,2$ bis $2,3$) berichtet.

An allen Flughäfen wird im Durchschnitt ein höherer Grad an fluglärmbedingten Schlafstörungen in höheren Nachtmittelungspegelklassen $L_{pAeq,22-06h}$ berichtet als in niedrigeren Klassen. Entsprechend korrelieren die fluglärmbedingten Schlafstörungsurteile mit dem Nachtpegel $L_{pAeq,22-06h}$ für Luftverkehr (Tabelle 9-19). Die Bandbreite der Korrelationskoeffizienten reicht von $r = 0,36$ (Köln/Bonn, Frankfurt t2, t3) bis $r = 0,43$ (Berlin-Brandenburg). Die Korrelationen an den Flughäfen Stuttgart und Frankfurt zum Zeitpunkt t1 (2011) liegen mit $r = 0,41$ in Nähe des Koeffizienten am Flughafen Berlin-Brandenburg.

Der Einbruch der Korrelationswerte am Flughafen Frankfurt zum Zeitpunkt t2 und t3 ($r = 0,36$) im Vergleich zu t1 ($r = 0,41$) könnte mit der Einführung des Nachtflugverbots zwischen 23 und 5 Uhr zusammenhängen und damit, dass in 2012 und 2013 der Nachtpegel insbesondere durch Flugbewegungen in den Randstunden 22 bis 23 Uhr und 05 bis 06 Uhr bestimmt wird. Entsprechend laufen die Angaben der Befragten zu den Störungen des Nachtschlafs (Durchschlafstörungen) und zu den Störungen in der Einschlaf- und Ausschlafphase in 2012 und 2013 auseinander und der Verlauf der Schlafstörungswerte bei Zunahme des Nachtmittelungspegels erfolgt in der Durchschlafphase im Anstieg weniger steil (vgl. Abbildung 9-8). Die geringere Korrelation zwischen Schlafstörungen und dem Nachtpegel $L_{pAeq,22-06h}$ am Flughafen Köln lässt sich angesichts des hohen Nachtflugverkehrsanteils von

30 % (vgl. Tabelle 3-2, S. 41) nicht erklären. Auch die Überlegung, dass ggf. allein der Maximalpegel von nächtlichen Flugbewegungen $L_{pAmax,22-06h}$ oder umgekehrt die Anzahl der Flugbewegungen oberhalb eines Maximalpegels von $L_{pAmax} = 55$ dB (NAT₅₅) eine höhere Bedeutung haben als der Mittelungspegel, führt nicht weiter. Denn gerade am Flughafen Köln/Bonn korrelieren die Schlafstörungen mit dem Maximalpegel ($r = 0,32$) oder dem NAT₅₅ ($r = 0,31$) nicht stärker als mit dem nächtlichen Mittelungspegel ($r = 0,36$) (vgl. Korrelationswerte im Anhang 3.1).

Tabelle 9-18. Berichtete, fluglärmbedingte Schlafstörungen (aus drei Items gebildeter Mittelwertscore im Wertebereich von 1 bis 5) am Flughafen Frankfurt und an den Vergleichsflughäfen

Fluglärmbedingte Schlafstörungen (Index)	BER (2012)		CGN (2013)		STR (2013)		FRA t1 (2011)		FRA t2 (2012)		FRA t3 (2013)		
	TN gesamt		TN gesamt		TN gesamt		TN aller Wellen		TN aller Wellen		TN aller Wellen		
	N	%	N	%	N	%	N	%	N	%	N	%	
Niedrig (überhaupt nicht)	1,00	2.727	49,3	1.027	34,8	1.127	57,1	1.168	33,3	1.131	32,3	1.161	33,1
	1,33	390	7,0	228	7,7	173	8,8	229	6,5	259	7,4	293	8,4
	1,50 *	7	0,1	3	0,1	--	--	2	0,1	3	0,1	--	--
	1,67	355	6,4	206	7,0	129	6,5	194	5,5	277	7,9	266	7,6
	2,00	418	7,5	208	7,0	126	6,4	294	8,4	276	7,9	281	8
	2,33	270	4,9	148	5,0	94	4,8	236	6,7	240	6,9	264	7,5
	2,50 *	6	0,1	--	--	--	--	1	0	--	--	2	0,1
	2,67	222	4,0	129	4,4	66	3,3	161	4,6	198	5,7	191	5,4
	3,00	306	5,5	181	6,1	78	3,9	193	5,5	268	7,7	219	6,2
	3,33	199	3,6	164	5,6	63	3,2	207	5,9	191	5,5	214	6,1
	3,50 *	5	0,1	2	0,1	--	--	2	0,1	2	0,1	--	--
	3,67	174	3,1	149	5,0	36	1,8	166	4,7	200	5,7	184	5,2
	4,00	188	3,4	154	5,2	38	1,9	206	5,9	156	4,5	170	4,9
	4,33	96	1,7	110	3,7	15	0,8	126	3,6	98	2,8	90	2,6
	Hoch (äußerst)	4,50 *	1	0,0	--	--	--	--	2	0,1	2	0,1	--
4,67		57	1,0	61	2,1	10	0,5	111	3,2	70	2	63	1,8
5,00		116	2,1	181	6,1	20	1,0	207	5,9	131	3,7	107	3,1
Summe	5.537	100	2.951	100	1.975	100	3.505	100	3.502	100	3.505	100	
Fehlend	11		4		4		3		6		3		
Gesamt	5.548		2.955		1.979		3.508		3.508		3.508		
M	1,8		2,3		1,6		2,3		2,2		2,2		
SD	1,1		1,3		0,9		1,3		1,2		1,2		
%HSD	8,3		17,1		4,2		18,7		13,0		12,3		

Anmerkung. TN = Teilnehmende; N = Anzahl Teilnehmende, M = arithmetischer Mittelwert; Min = Minimum; Max = Maximum, SD = Standardabweichung (standard deviation); %HSD = Prozentanteil hoch schlafgestörter Personen; % highly sleep disturbed); * bei den Werten 1,5 / 2,5 / 3,5 / 4,5 handelt es sich um imputierte Werte (vgl. Anhang 1).

Tabelle 9-19. Fluglärmbedingte Schlafstörungen am Flughafen Frankfurt (Teilnehmende aller Welle t1 bis t3) und an den Vergleichsflughäfen

$L_{pAeq,22-06h}$	Fluglärmbedingte Schlafstörungen (gruppiert nach $L_{pAeq,22-06h}$ -Klassen)																	
	BER (2012)			CGN (2013)			STR (2013)			FRA t1 (2011)			FRA t2 (2012)			FRA t3 (2013)		
Luftverkehr in dB	N	M	SD	N	M	SD	N	M	SD	N	M	SD	N	M	SD	N	M	SD
	<i>Alle TN pro Flughafen</i>									<i>TN aller Wellen t1, t2, t3</i>								
< = 35,0	1.900	1,3	0,7	137	1,5	0,9	993	1,2	0,6	655	1,6	1,0	904	1,6	0,9	995	1,5	0,9
35,1 - 37,5	649	1,6	0,9	210	1,5	0,9	89	1,5	0,9	514	1,8	1,1	323	2,0	1,1	271	1,9	1,1
37,6 - 40,0	697	1,8	1,0	334	1,8	1,1	157	1,7	0,9	344	2,0	1,2	382	2,2	1,2	360	2,2	1,2
40,1 - 42,5	680	2,0	1,2	366	1,9	1,1	240	2,0	1,1	358	2,2	1,3	373	2,4	1,2	389	2,3	1,2
42,6 - 45,0	565	2,3	1,2	316	2,1	1,2	212	2,0	1,0	378	2,5	1,3	382	2,5	1,2	404	2,4	1,2
45,1 - 47,5	524	2,5	1,2	366	2,3	1,3	184	2,3	1,2	461	2,9	1,3	314	2,6	1,2	340	2,5	1,2
47,6 - 50,0	255	2,6	1,3	268	2,4	1,3	84	2,1	1,1	243	2,8	1,3	378	2,7	1,2	356	2,7	1,2
50,1 - 52,5	179	2,7	1,2	353	2,7	1,3	> 50 dB:	279	3,1	1,3	354	2,9	1,2	308	2,8	1,2		
52,6 - 55,0	88	2,7	1,3	215	2,9	1,4	16	2,4	1,4	210	3,3	1,3	> 52,5 dB:	> 52,5 dB:				
> 55,0				386	3,0	1,4				63	3,2	1,2	92	2,7	1,2	82	2,6	1,1
Gesamt	5.537	1,8	1,1	2.951	2,3	1,3	1.975	1,6	0,9	3.505	2,3	1,3	3.502	2,2	1,2	3.505	2,2	1,2
	<i>Korrelation $L_{pAeq,22-06h}$ - fluglärmbedingte Schlafstörungen ($p < 0,001$ für alle Koeffizienten)</i>																	
r	0,43			0,36			0,41			0,41			0,36			0,36		

Anmerkung. TN = Teilnehmende; N = Anzahl; M = arithmetischer Mittelwert; SD = Standardabweichung (standard deviation); r = Produkt-Moment-Korrelationskoeffizient; Flughäfen: BER = Berlin-Brandenburg, CGN = Köln/Bonn, STR = Stuttgart, FRA = Frankfurt; t = Erhebungswelle in der Panelstudie.

9.5 Gesundheitsbezogene Lebensqualität und Geräuschexposition durch Luftverkehr

9.5.1 Gesundheitsbezogene Lebensqualität an den untersuchten Flughäfen im Vergleich zu Normwerten

Aus den Rohwerten der SF8-Items wurden standardisierte T-Werte gebildet. Im Modul 1 der NORAH-Studie wurden die in Tabelle 9-20 dargestellten Werte der einzelnen SF8-Dimensionen erreicht.

Gegenüber der Normstichprobe treten Abweichungen nach oben und unten auf:

- Höhere SF8-Werte im Vergleich zur Normstichprobe weisen die NORAH-Stichproben dieser Studie bezogen auf die allgemeine Gesundheitswahrnehmung (GH), körperliche Schmerzen (BP) und Vitalität (VT) auf.
- Niedrigere SF8-Werte zeigen sich dagegen bei den Items körperliche Funktionsfähigkeit und Rollenfunktion (PF, RP), und den eher auf die psychische Lebensqualität bezogenen Items soziale Funktionsfähigkeit (SF), psychisches Wohlbefunden (MH) und emotionale Rollenfunktion (RE).

Tabelle 9-20. SF8-Werte der bundesdeutschen Normstichprobe (GSTel03, telefonischer Gesundheits-survey 2003 des Robert-Koch-Instituts, Ellert et al., 2005) und in den Stichproben dieser Studie

Stichprobe		GH	PF	RP	BP	VT	SF	MH	RE
Norm	M	46,53	48,88	48,91	51,08	50,43	51,80	50,47	48,80
<i>n</i> =	<i>SD</i>	6,69	7,57	7,81	10,07	7,95	6,69	8,67	6,54
8.318	<i>SE</i>	0,07	0,08	0,09	0,11	0,09	0,07	0,10	0,07
	<i>CI-</i>	46,39	48,72	48,74	50,86	50,26	51,66	50,28	48,66
	<i>CI+</i>	46,67	49,04	49,08	51,30	50,60	51,94	50,66	48,94
FRA 2011	M	47,54	48,43	48,26	52,55	50,79	50,79	49,21	47,90
<i>n</i> =	<i>SD</i>	7,37	7,76	8,10	9,75	8,04	7,20	9,18	6,89
9.244	<i>SE</i>	0,08	0,08	0,08	0,10	0,08	0,07	0,10	0,07
	<i>CI-</i>	47,39	48,27	48,10	52,35	50,62	50,65	49,02	47,76
	<i>CI+</i>	47,69	48,59	48,43	52,75	50,95	50,94	49,40	48,04
FRA 2011	M	47,53	48,12	48,06	52,05	50,84	50,85	49,17	47,96
<i>n</i> =	<i>SD</i>	7,27	7,81	8,14	9,91	7,93	7,20	9,12	6,81
3.508	<i>SE</i>	0,12	0,13	0,14	0,17	0,13	0,12	0,15	0,12
TN aller Wellen	<i>CI-</i>	47,29	47,87	47,79	51,72	50,58	50,61	48,87	47,74
	<i>CI+</i>	47,77	48,38	48,33	52,38	51,11	51,09	49,48	48,19
BER	M	46,58	47,59	47,51	51,53	50,46	51,37	50,63	47,98
<i>n</i> =	<i>SD</i>	7,19	8,25	8,50	10,21	8,01	6,68	8,64	6,90
5.548	<i>SE</i>	0,10	0,11	0,11	0,14	0,11	0,09	0,12	0,09
	<i>CI-</i>	46,39	47,37	47,29	51,26	50,25	51,20	50,41	47,80
	<i>CI+</i>	46,77	47,81	47,74	51,80	50,67	51,55	50,86	48,16
CGN	M	46,94	47,26	47,41	51,56	50,28	51,02	50,08	47,58
<i>n</i> =	<i>SD</i>	7,40	8,72	8,76	10,33	8,22	7,28	9,34	7,41
2.955	<i>SE</i>	0,14	0,16	0,16	0,19	0,15	0,13	0,17	0,14
	<i>CI-</i>	46,68	46,95	47,10	51,19	49,98	50,76	49,75	47,31
	<i>CI+</i>	47,21	47,57	47,73	51,93	50,58	51,28	50,42	47,84
STR	M	47,84	48,34	48,54	52,48	51,05	51,54	51,47	48,61
<i>n</i> =	<i>SD</i>	7,05	7,98	8,12	9,73	7,70	6,70	7,98	6,48
1.978	<i>SE</i>	0,16	0,18	0,18	0,22	0,17	0,15	0,18	0,15
	<i>CI-</i>	47,53	47,99	48,18	52,05	50,71	51,24	51,12	48,32
	<i>CI+</i>	48,15	48,70	48,89	52,91	51,39	51,84	51,83	48,89
Skalenrange	<i>Min</i>	22,81	21,46	23,01	25,45	28,14	23,44	21,40	21,66
in Norm- und	<i>Max</i>	59,45	54,05	53,98	60,77	61,83	55,25	56,79	52,42
NORAH-Stichproben									

Anmerkung. SF8-Scores: GH = Allgemeine Gesundheitswahrnehmung; PF = körperliche Funktionsfähigkeit; RP = körperliche Rollenfunktion; BP = Schmerz; VT = Vitalität; SF = Soziale Funktionsfähigkeit; MH = psychisches Wohlbefinden; RE = emotionale Rollenfunktion. Deskriptive Statistiken: *M* = Mittelwert; *SD* = Standardabweichung; *SE* = Standardfehler; *CI* -/+ = untere/obere Grenze des 95 %-Konfidenzintervalls; *Min* = Minimum; *Max* = Maximum. **Rot** = Wert inklusive Konfidenzintervall unterhalb des Normbereichs, **Grün** = Wert inklusive Konfidenzintervall oberhalb des Normbereichs.

Für die Summenscores MCS und PCS liegen Normwerte insgesamt und getrennt nach Alter und Geschlecht vor. Insgesamt liegt der MCS-Normwert bei 51,4 (95 %-Konfidenzintervall: 51,2 - 51,6) und der PCS-Normwert bei 49,3 (95 %-Konfidenzintervall: 49,1, - 49,5). Die nach Alter und Geschlecht getrennten Zahlen der Normstichprobe sind denen der

Stichproben an den Untersuchungsflughäfen vergleichend in Tabelle 9-21 gegenübergestellt.

Frauen weisen sowohl in der Normstichprobe als auch an den Flughäfen niedrigere Werte auf als Männer. Die männlichen und weiblichen Studienteilnehmenden weichen Flughafenstandort-übergreifend vor allem im Alter von 50 bis 59 Jahren von der Normstichprobe ab, in der körperlichen Lebensqualität positiv (PCS), in der psychischen Lebensqualität (MCS) negativ. Positive Abweichungen zeigen sich insgesamt in der Stichprobe am Flughafen Stuttgart, gehäuft negative bei Männern am Flughafen Köln/Bonn, gehäufte gemischte Abweichungen an den Flughäfen Frankfurt und Berlin-Brandenburg.

Tabelle 9-21. SF8-Summenscore-Werte MCS (psychische Lebensqualität) und PCS (körperliche Lebensqualität) getrennt nach Alter und Geschlecht in den NORAH-Stichproben und der Normstichprobe (GSTel03, vgl. Ellert et al., 2005)

		FRA 2011 N gesamt		FRA 2011 TN aller Wellen		BER		CGN		STR		Norm	
N gültig		9.244	9.244	3.508	3.508	5.515	5.515	2.952	2.952	1.953	1.953		
N fehlend		0	0	0	0	33	33	3	3	26	26		
Alter in J.		MCS	PCS	MCS	PCS	MCS	PCS	MCS	PCS	MCS	PCS	MCS	PCS
Weiblich													
18-29	N	603	603	111	111	186	186	98	98	51	51		
	M	48,99	51,14	47,11	51,45	50,74	52,37	49,38	51,36	49,59	52,22	49,15	51,68
	SD	10,43	9,10	11,77	9,09	9,35	7,46	10,96	8,63	10,64	8,77		
	SE	0,42	0,37	1,12	0,86	0,69	0,55	1,11	0,87	1,49	1,23		
	CI-	48,15	50,42	44,92	49,75	49,40	51,30	47,21	49,65	46,67	49,81		
	CI+	49,82	51,87	49,30	53,14	52,09	53,44	51,55	53,07	52,51	54,62		
30-39	N	667	667	222	222	125	125	66	66	81	81		
	M	48,34	50,67	49,39	50,86	50,25	50,36	49,21	49,19	51,68	52,37	49,82	50,73
	SD	10,41	9,21	9,73	9,17	10,20	8,77	10,29	10,19	8,40	7,23		
	SE	0,40	0,36	0,65	0,62	0,91	0,78	1,27	1,25	0,93	0,80		
	CI-	47,55	49,97	48,11	49,66	48,47	48,82	46,73	46,73	49,85	50,80		
	CI+	49,13	51,37	50,67	52,07	52,04	51,89	51,69	51,64	53,51	53,95		
40-49	N	1.367	1.367	513	513	507	507	251	251	163	163		
	M	48,70	50,21	48,02	49,78	51,42	50,17	49,82	50,28	51,51	50,82	50,10	49,53
	SD	10,50	9,05	10,63	9,32	9,08	9,74	10,37	8,80	9,22	8,93		
	SE	0,28	0,24	0,47	0,41	0,40	0,43	0,65	0,56	0,72	0,70		
	CI-	48,14	49,73	47,10	48,98	50,63	49,32	48,54	49,19	50,09	49,45		
	CI+	49,26	50,69	48,94	50,59	52,21	51,02	51,10	51,36	52,92	52,19		
50-59	N	1.063	1.063	473	473	642	642	359	359	234	234		
	M	48,63	48,77	47,91	48,20	50,02	48,70	49,64	48,50	50,92	48,91	51,00	47,42
	SD	10,57	9,50	10,84	9,56	9,82	9,16	10,76	10,02	8,83	9,24		

	FRA 2011 N gesamt		FRA 2011 TN aller Wellen		BER		CGN		STR		Norm	
N gültig	9.244	9.244	3.508	3.508	5.515	5.515	2.952	2.952	1.953	1.953		
N fehlend	0	0	0	0	33	33	3	3	26	26		
Alter in J.	MCS	PCS	MCS	PCS	MCS	PCS	MCS	PCS	MCS	PCS	MCS	PCS
SE	0,32	0,29	0,50	0,44	0,39	0,36	0,57	0,53	0,58	0,60		
CI-	48,00	48,19	46,94	47,34	49,26	47,99	48,53	47,46	49,78	47,73		
CI+	49,27	49,34	48,89	49,06	50,78	49,41	50,76	49,54	52,05	50,09		
60-69	N	674	674	324	324	675	675	322	322	204	204	
	M	50,65	48,12	50,95	47,87	50,90	46,75	51,08	47,24	52,36	49,42	51,70 47,18
	SD	9,63	9,15	8,75	9,10	9,62	10,05	9,60	11,17	8,54	9,47	
	SE	0,37	0,35	0,49	0,51	0,37	0,39	0,53	0,62	0,60	0,66	
	CI-	49,92	47,43	50,00	46,88	50,17	45,99	50,03	46,02	51,19	48,12	
	CI+	51,38	48,81	51,91	48,86	51,62	47,50	52,12	48,46	53,53	50,71	
70-79	N	436	436	202	202	630	630	339	339	193	193	
	M	50,42	44,47	50,54	45,01	51,45	43,60	50,87	44,24	53,61	45,75	51,63 44,83
	SD	9,54	10,34	9,59	10,10	9,77	10,46	10,12	11,15	7,79	10,01	
	SE	0,46	0,50	0,68	0,71	0,39	0,42	0,55	0,61	0,56	0,72	
	CI-	49,52	43,50	49,22	43,62	50,68	42,78	49,79	43,05	52,51	44,34	
	CI+	51,31	45,44	51,86	46,40	52,21	44,41	51,95	45,43	54,71	47,16	
80 und älter	N	95	95	31	31	106	106	86	86	59	59	
	M	52,16	42,17	53,07	42,74	50,57	39,90	52,21	41,56	52,51	39,64	51,13 41,72
	SD	8,41	10,33	8,17	9,09	10,17	11,05	9,12	10,58	9,64	11,64	
	SE	0,86	1,06	1,47	1,63	0,99	1,07	0,98	1,14	1,25	1,52	
	CI-	50,47	40,09	50,19	39,54	48,63	37,80	50,28	39,33	50,06	36,67	
	CI+	53,85	44,25	55,95	45,94	52,50	42,01	54,14	43,80	54,97	42,61	
männlich												
18-29	N	574	574	131	131	201	201	124	124	51	51	
	M	51,71	53,26	51,36	53,88	51,92	53,87	52,42	54,55	52,99	54,78	51,90 52,51
	SD	9,05	6,98	9,15	5,97	9,24	7,12	8,30	6,33	7,70	4,77	
	SE	0,38	0,29	0,80	0,52	0,65	0,50	0,75	0,57	1,08	0,67	
	CI-	50,97	52,69	49,80	52,86	50,64	52,88	50,96	53,43	50,87	53,47	
	CI+	52,45	53,83	52,93	54,90	53,19	54,85	53,88	55,66	55,10	56,09	
30-39	N	494	494	131	131	106	106	63	63	56	56	
	M	50,46	52,81	49,99	53,03	51,53	52,26	50,70	52,93	54,19	53,30	52,23 51,57
	SD	8,68	7,67	8,72	7,82	9,03	8,76	9,99	7,19	8,43	6,63	
	SE	0,39	0,35	0,76	0,68	0,88	0,85	1,26	0,91	1,13	0,89	
	CI-	49,69	52,13	48,50	51,69	49,81	50,59	48,24	51,15	51,98	51,56	
	CI+	51,22	53,49	51,48	54,37	53,25	53,93	53,17	54,70	56,40	55,03	

		FRA 2011 N gesamt		FRA 2011 TN aller Wellen		BER		CGN		STR		Norm	
N gültig		9.244	9.244	3.508	3.508	5.515	5.515	2.952	2.952	1.953	1.953		
N fehlend		0	0	0	0	33	33	3	3	26	26		
Alter in J.		MCS	PCS	MCS	PCS	MCS	PCS	MCS	PCS	MCS	PCS	MCS	PCS
40-49	N	1.102	1.102	392	392	405	405	164	164	140	140		
	M	50,48	51,78	51,00	52,37	52,32	51,56	50,00	51,66	51,16	52,10	51,66	50,78
	SD	9,16	8,05	8,34	8,08	8,27	8,62	10,23	8,69	8,79	8,72		
	SE	0,28	0,24	0,42	0,41	0,41	0,43	0,80	0,68	0,74	0,74		
	CI-	49,94	51,30	50,18	51,57	51,51	50,72	48,43	50,33	49,71	50,65		
	CI+	51,02	52,25	51,83	53,17	53,12	52,40	51,56	52,99	52,62	53,54		
50-59	N	866	866	377	377	575	575	305	305	186	186		
	M	50,45	50,43	50,78	50,27	51,90	50,70	50,00	50,21	51,24	51,82	51,86	48,28
	SD	9,37	8,72	9,33	8,50	8,54	8,54	10,28	8,92	8,70	7,83		
	SE	0,32	0,30	0,48	0,44	0,36	0,36	0,59	0,51	0,64	0,57		
	CI-	49,82	49,85	49,84	49,42	51,20	50,00	48,85	49,21	49,99	50,69		
	CI+	51,07	51,01	51,72	51,13	52,59	51,39	51,15	51,21	52,49	52,94		
60-69	N	632	632	309	309	618	618	291	291	225	225		
	M	52,99	49,05	53,51	48,62	53,08	48,82	52,69	49,26	53,28	50,05	53,41	48,22
	SD	8,14	9,13	7,76	9,44	7,63	9,30	9,00	9,10	7,34	9,17		
	SE	0,32	0,36	0,44	0,54	0,31	0,37	0,53	0,53	0,49	0,61		
	CI-	52,35	48,34	52,65	47,57	52,48	48,09	51,66	48,21	52,32	48,85		
	CI+	53,62	49,76	54,38	49,68	53,68	49,55	53,73	50,30	54,24	51,24		
70-79	N	566	566	251	251	592	592	390	390	243	243		
	M	52,90	46,62	54,01	47,33	52,33	46,02	52,60	46,38	53,47	47,89	53,74	47,19
	SD	8,11	10,14	7,23	9,78	7,93	9,50	8,64	10,26	7,04	9,58		
	SE	0,34	0,43	0,46	0,62	0,33	0,39	0,44	0,52	0,45	0,61		
	CI-	52,24	45,78	53,11	46,12	51,69	45,25	51,74	45,36	52,58	46,69		
	CI+	53,57	47,45	54,90	48,54	52,97	46,78	53,46	47,40	54,35	49,10		
80 u. älter	N	105	105	41	41	147	147	94	94	67	67		
	M	52,55	43,06	53,06	43,74	51,94	40,47	52,37	42,44	53,42	42,27	52,26	44,46
	SD	8,32	9,85	7,81	10,96	9,70	11,10	8,35	10,77	8,31	11,84		
	SE	0,81	0,96	1,22	1,71	0,80	0,92	0,86	1,11	1,01	1,45		
	CI-	50,96	41,18	50,67	40,39	50,37	38,68	50,68	40,26	51,43	39,43		
	CI+	54,14	44,94	55,45	47,10	53,51	42,27	54,05	44,62	55,41	45,10		

Anmerkung. SF8-Scores: MCS - psychische Lebensqualität; PCS - körperliche Lebensqualität; M = Mittelwert; SD = Standardabweichung (standard deviation); SE = Standardfehler; CI -/+ = untere/obere Grenze des 95 %-Konfidenzintervalls. Rot = Wert inklusive Konfidenzintervall unterhalb des Normbereichs, Grün = Wert inklusive Konfidenzintervall oberhalb des Normbereichs.

9.5.2 Gesundheitsbezogene Lebensqualität am Flughafen Frankfurt vor und nach Eröffnung der Nordwest-Landebahn

Tabelle 9-22 stellt die SF8-Werte zur psychischen (MCS) und körperlichen Lebensqualität (PCS) in Abhängigkeit von 5-dB-Klassen des $L_{pAeq,24h}$ für Luftverkehr dar. Hier wird ersichtlich, dass in höheren $L_{pAeq,24h}$ -Klassen (> 50 dB) sowohl die MCS- als auch PCS-Score niedriger sind als in niedrigeren Klassen.

Unterschiede in den Lebensqualität-Scores im Zeitverlauf 2011 bis 2013 sind dabei über die Gesamtstichprobe betrachtet - ohne Differenzierung nach Gruppen der Expositionsänderung 2012/2013 gegenüber 2011 ("Fluglärmreduktion", "Fluglärmstabilität", "Fluglärmzunahme") - kaum erkennbar.

Tabelle 9-22. Deskriptive Statistik zur gesundheitsbezogenen, psychischen und körperlichen Lebensqualität im Rhein-Main-Panel in den Erhebungswellen t1 bis t3

$L_{pAeq,24h}$ Luftver- kehr in dB	FRA 2011 (t1)						FRA 2012 (t2)						FRA 2013 (t3)		
	TN gesamt			TN aller Wellen			TN gesamt			TN aller Wellen			TN gesamt		
	N	M	SD	N	M	SD	N	M	SD	N	M	SD	N	M	SD
SF8-Score MCS - psychische Lebensqualität															
< = 40	977	51,4	9,1	338	51,6	9,1	722	52,5	8,9	522	52,6	9,1	573	51,8	9,0
40,1 - 45,0	2.523	50,8	9,3	938	51,2	9,0	1.072	51,5	8,8	755	51,6	8,9	779	51,7	9,0
45,1 - 50,0	2.144	50,3	9,8	789	50,4	9,8	1.024	50,4	9,5	744	50,4	9,4	859	50,5	9,5
50,1 - 55,0	2.266	49,4	10,1	853	49,2	10,0	1.275	49,7	10,1	930	49,7	10,0	872	50,2	9,3
> 55	1.334	49,4	9,9	590	49,5	9,9	774	48,8	10,7	557	48,7	10,7	425	48,7	11,0
Gesamt	9.244	50,2	9,7	3.508	50,3	9,6	4.867	50,5	9,7	3.508	50,6	9,7	3.508	50,7	9,5
SF8-Score PCS - körperliche Lebensqualität															
< = 40	977	51,2	8,4	338	50,2	9,0	722	50,8	8,8	522	50,5	8,8	573	49,8	9,2
40,1 - 45,0	2.523	50,4	8,9	938	50,2	9,0	1.072	50,4	8,7	755	50,3	8,8	779	50,4	9,3
45,1 - 50,0	2.144	49,9	9,2	789	49,5	9,2	1.024	50,3	9,1	744	50,2	9,1	859	49,2	9,4
50,1 - 55,0	2.266	49,2	9,6	853	49,0	9,7	1.275	49,0	9,7	930	49,0	9,8	872	48,5	9,7
> 55	1.334	48,3	9,8	590	48,4	9,5	774	48,5	9,5	557	48,7	9,2	425	48,3	9,3
Gesamt	9.244	49,8	9,3	3.508	49,4	9,3	4.867	49,8	9,2	3.508	49,7	9,2	3.508	49,3	9,4

Anmerkung. TN = Teilnehmende; M = arithmetischer Mittelwert; SD = Standardabweichung (standard deviation); FRA = Flughafen Frankfurt.

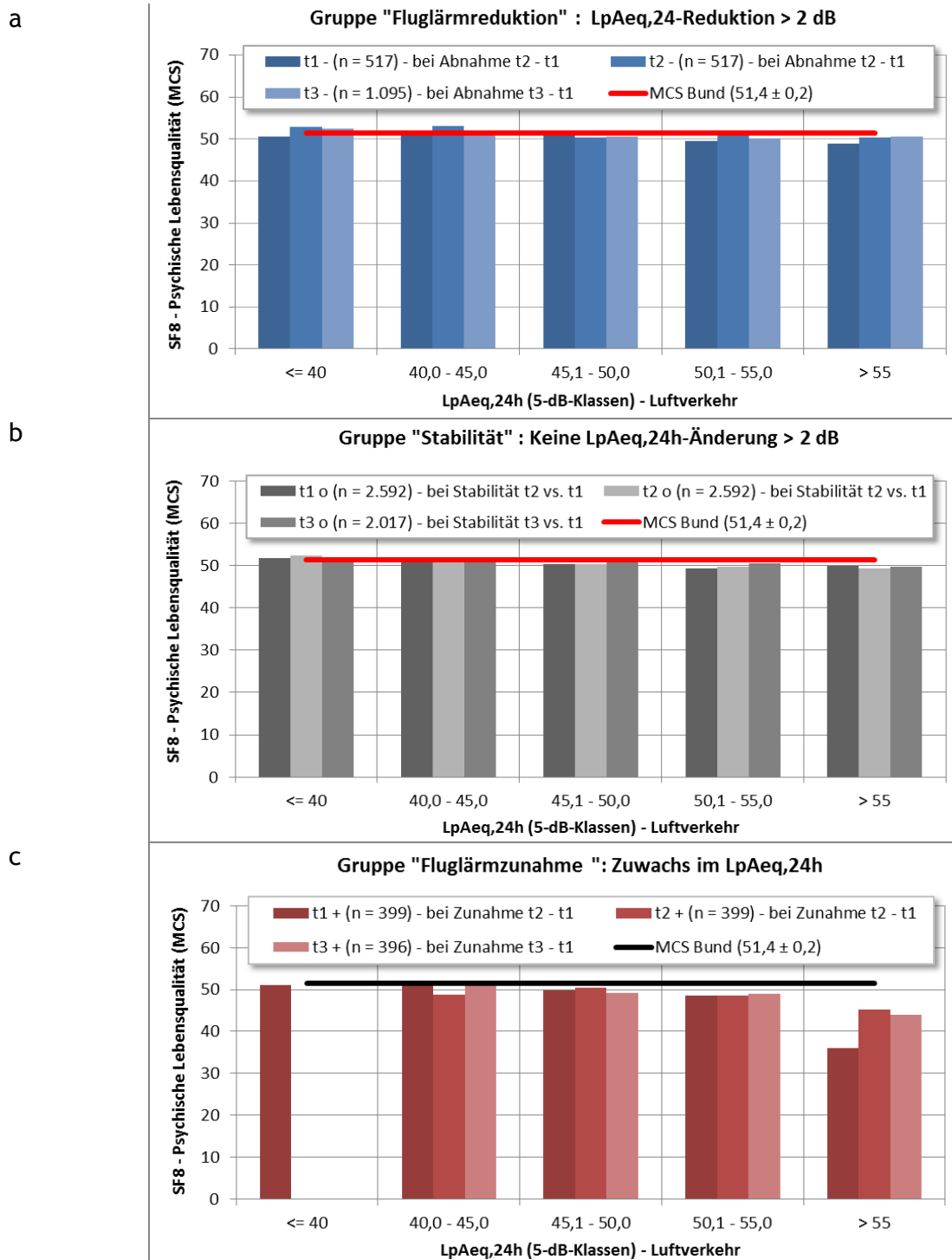
Abbildung 9-9a-c und Abbildung 9-10a-c zeigen die SF8-Werte zur

- gesundheitsbezogenen, psychischen und körperlichen Lebensqualität (MCS und PCS) in den Jahren 2011 bis 2013
- in Abhängigkeit von 5-dB-Klassen des $L_{pAeq,24h}$
- getrennt nach "Änderungsgruppen", d. h. Richtung der Expositionsänderungen in 2012 und 2013 gegenüber 2011 (t2 vs. t1 und t3 vs. t1).

Zu den Abbildungen finden sich im Anhang 5.3 entsprechende Tabellen mit den ausführlichen deskriptiven Statistiken (Anzahl, Mittelwerte, Standardabweichung) zur gesundheitsbezogenen Lebensqualität am Flughafen Frankfurt 2011 bis 2013. Die Anhangstabellen zeigen die Lebensqualitäts-Scores MCS und PCS aufgeteilt nach den Veränderungen im $L_{pAeq,24h}$ zwischen den Jahren 2011 bis 2013, dargestellt in drei Gruppen: Abnahme um mehr als 2 dB im $L_{pAeq,24h}$, Zunahme um mehr als 2 dB im $L_{pAeq,24h}$ und relative Stabilität der Luftverkehrsgeräusch im $L_{pAeq,24h}$ -Differenzbereich von +/- 2 dB. Betrachtet werden die Expositionsänderungen 2012 (t2) gegenüber 2011 (t1) und zusätzlich (grafisch hier nicht dargestellt) t3 versus t2. Die deskriptiv dargestellten Mittelwerte der SF8-Scores in den drei Gruppen über die drei Untersuchungsjahre und in Abhängigkeit der Luftverkehrsgeräuschexposition ($L_{pAeq,24h}$) wurden in ihren Unterschieden inferenzstatistisch geprüft. Die Ergebnisse dazu sind in Tabelle 9-24 und Tabelle 9-25 (S. 252ff.) dargestellt.

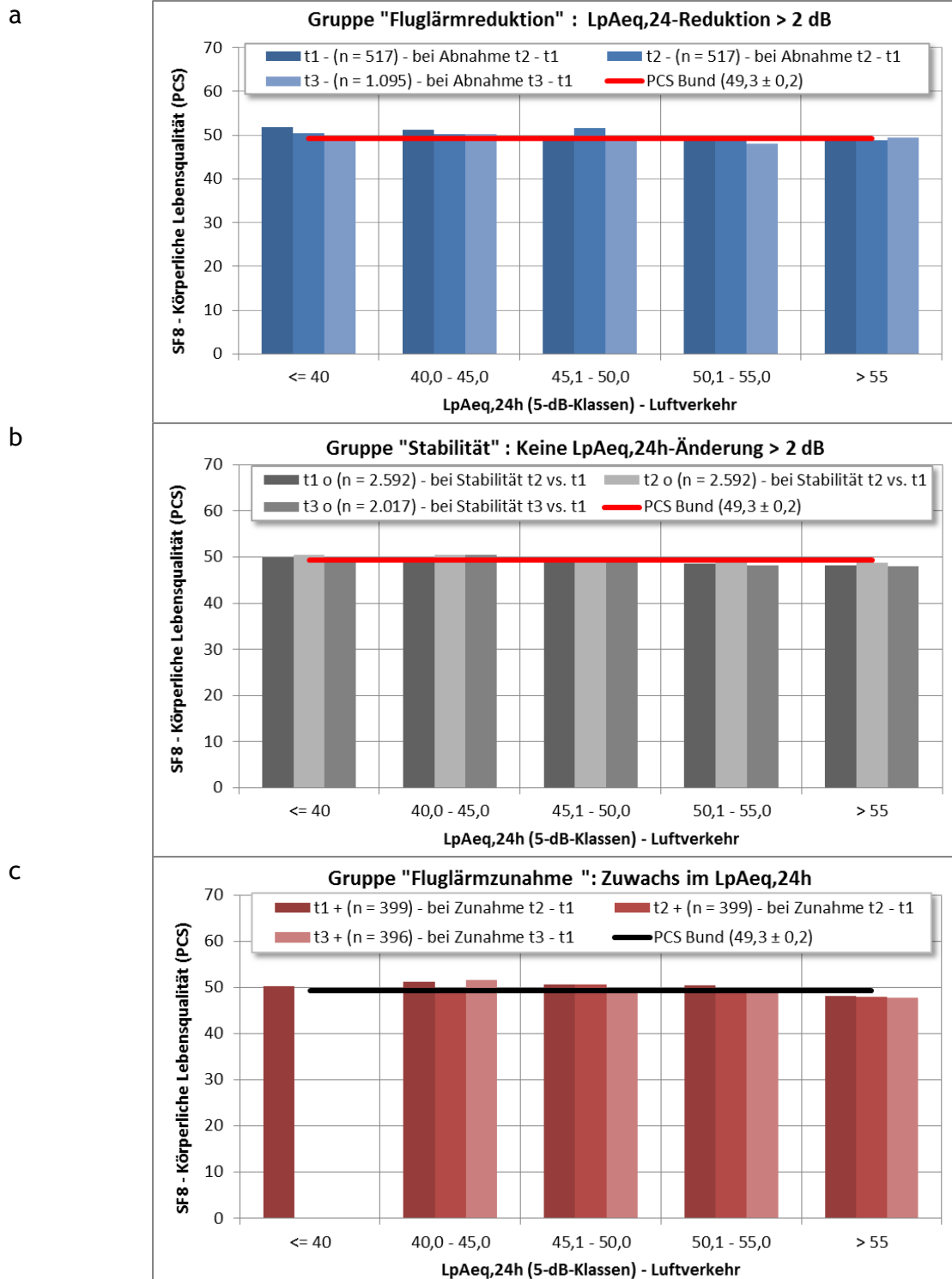
Die Unterschiede sind im Ausmaß insgesamt geringer als bei der Fluglärmbelästigung oder den fluglärmbedingten Schlafstörungen. Zusammenfassend lässt sich dennoch feststellen, dass die erlebte psychische Lebensqualität in allen drei Erhebungswellen in höheren Pegelklassen geringer ist als in den niedrigeren Pegelklassen. Differenziert nach Gruppen der Expositionsänderung zeigt sich, dass sich die Effekte dahingehend "kreuzen", dass die Gruppe der "Fluglärmreduktion" eine Zunahme der psychischen Lebensqualität, die Gruppe des "Fluglärmzunahmes" eine Abnahme der psychischen Lebensqualität. Die Gruppe der "relativen Fluglärmstabilität" zeigt keine signifikante Lebensqualitätsveränderung. Dieser Effekt zeigt sich im Vergleich 2012 zu 2011 als auch 2013 zu 2011. Beim Vergleich 2013 zu 2012 ist nur noch der Geräuschpegel statistisch signifikant, d. h. die psychische Lebensqualität sinkt (marginal) mit zunehmender (Abbildung 9-9 und Tabelle 9-24).

Bei der körperlichen Lebensqualität zeigen sich in allen Erhebungswellen leicht geringere Werte in höheren Pegelklassen gegenüber den niedrigeren. Die Gruppe "Fluglärmzunahme" zeigt in 2012 eine geringere Lebensqualität als in 2011, insbesondere in der $L_{pAeq,24h}$ Pegelklasse 40 - 45 dB. Die Unterschiede sind allerdings im Ausmaß sehr gering, wenn auch statistisch signifikant. Beim Vergleich 2013 gegenüber 2012 und 2011 ist nur noch der Geräuschpegel statistisch signifikant, d. h. die körperliche Lebensqualität sinkt leicht mit zunehmender Geräuschbelastung - vgl. Abbildung 9-10 und Tabelle 9-25.



Anmerkung. Dargestellt sind Mittelwerte der SF8-Scores zur psychischen Lebensqualität (MCS). t1 = Mittelwert in 2011; t2 = Mittelwert in 2012; t3 = Mittelwert in 2013. Bund = Normdaten (Mittelwert ± 95 %-Konfidenzintervall) des telefonischen Gesundheitssurveys 2003 (GSTel03) des Robert-Koch-Instituts (vgl. Ellert et al., 2005). Dispersionsmaßen werden zur besseren Übersicht nicht dargestellt, vgl. hierzu Tabellen im Anhang 5.3.

Abbildung 9-9a-c. SF8-Scores zur psychischen Lebensqualität (MCS) vor NW-Bahneröffnung (t1) sowie im 1. (t2) und 2. Jahr (t3) danach - gruppiert nach 24-Stunden-Mittelungspegel $L_{pAeq,24h}$ und Änderungen im $L_{pAeq,24h}$ gegenüber dem Erhebungszeitraum t1.



Anmerkung. Dargestellt sind Mittelwerte der SF8-Scores zur körperlichen Lebensqualität (PCS). t1 = Mittelwert in 2011; t2 = Mittelwert in 2012; t3 = Mittelwert in 2013. Bund = Normdaten (Mittelwert ± 95 %-Konfidenzintervall) des telefonischen Gesundheitssurveys 2003 (GSTel03) des Robert-Koch-Instituts (vgl. Ellert et al., 2005). Auf die Darstellung von Dispersionsmaßen wurde zur besseren Übersicht verzichtet, vgl. hierzu die Tabellen im Anhang 5.3.

Abbildung 9-10a-c. SF8-Scores zur körperlichen Lebensqualität (PCS) vor NW-Bahneröffnung (t1) sowie im 1. (t2) und 2. Jahr (t3) danach - gruppiert nach 24-Stunden-Mittelungspegel $L_{pAeq,24h}$ für Luftverkehr und Änderungen im $L_{pAeq,24h}$ gegenüber dem Erhebungszeitraum t1.

Abbildung 9-9 zeigt eine sinkende psychische Lebensqualität (MCS) mit zunehmendem Mittelungspegel $L_{pAeq,24h}$ insbesondere in der Gruppe "Fluglärmzunahme" (Zunahme im $L_{pAeq,24h}$ in 2012 gegenüber 2011 > 2 dB). Dieser Effekt ist bei der körperlichen Lebensqualität in dem Maße nicht zu erkennen, aber auch hier zeigt sich ein Reduktion mit zunehmendem $L_{pAeq,24h}$ für Luftverkehr, die in den Gruppen "Fluglärmstabilität" und "Fluglärmzunahme" ab der Pegelgruppe " > 55 dB" den Normwert inkl. 95 %-Konfidenzintervall unterschreitet (Abbildung 9-10).

Korrespondierend zu den Ergebnissen zur psychischen Lebensqualität (MCS) in der Gruppe "Fluglärmzunahme" dargestellt in Abbildung 9-9c geht aus Tabelle 9-23 hervor, dass gerade in dieser Änderungsgruppe der Betrag der Korrelationskoeffizienten zwischen dem $L_{pAeq,24h}$ und dem MCS-Wert in 2012 und 2013 jeweils um eine Differenz $\geq |0,1|$ höher liegt als im Jahr 2011. Dieser "Sprung" im Zusammenhang zwischen Geräuschpegel und gesundheitsbezogener Lebensqualität zeigt sich weder in den anderen Änderungsgruppen, noch bei der körperlichen Lebensqualität. Das negative Vorzeichen verweist wie auch die Mittelwerte in Abbildung 9-9c auf eine Verschlechterung der psychischen Lebensqualität mit zunehmendem $L_{pAeq,24h}$ hin.

Weiterhin zeigt Tabelle 9-23, dass beide SF8-Scores MCS und PCS mit der Fluglärmelastigung überwiegend höher korreliert als mit dem $L_{pAeq,24h}$.

Tabelle 9-23. Produkt-Moment-Korrelation zwischen den SF8-Werten PCS und MCS und der Fluglärmbelastigung und dem $L_{pAeq,24h}$ für Luftverkehr pro Gruppe der Luftverkehrs-Expositionsänderung

Gruppe	SF8-Score	Fluglärmbelastigung			$L_{pAeq,24h}$ - Luftverkehr [dB]			Anzahl der Teilnehmenden			
	Jahr	2011	2012	2013	2011	2012	2013	2011	2012	2013	
Korrelation mit SF8 - Psychische Lebensqualität (MCS)											
Fluglärmreduktion	2011	-0,253	-0,236	-0,264	-0,104			719	719	517	
	Reduktion im $L_{pAeq,24h} > 2$ dB 2012 vs. 2011	2012	-0,150	-0,215	-0,267	-0,102		-0,098			
	2013	-0,108	-0,169	-0,184	-0,084	-0,088	-0,090				
Fluglärmstabilität	2011	-0,156	-0,169	-0,172	-0,068			3.584	3.584	2.592	
	Änderung im $L_{pAeq,24h} < 2$ dB 2012 vs. 2011	2012	-0,155	-0,228	-0,223	-0,092		-0,096			
	2013	-0,142	-0,191	-0,218	-0,053	-0,054	-0,059				
Fluglärmzunahme	2011	-0,236	-0,172	-0,206	-0,087			563	563	399	
	Zunahme im $L_{pAeq,24h} > 2$ dB 2012 vs. 2011	2012	-0,299	-0,332	-0,360	-0,219		-0,224			
	2013	-0,198	-0,253	-0,279	-0,238	-0,231	-0,222				
Korrelation mit SF8 - Körperliche Lebensqualität (PCS)											
Fluglärmreduktion	2011	-0,241	-0,169	-0,175	-0,137			719	719	517	
	Reduktion im $L_{pAeq,24h} > 2$ dB 2012 vs. 2011	2012	-0,177	-0,146	-0,137	-0,098		-0,101			
	2013	-0,099	-0,084	-0,125	-0,068	-0,069	-0,073				
Fluglärmstabilität	2011	-0,143	-0,127	-0,114	-0,081			3.584	3.584	2.592	
	Änderung im $L_{pAeq,24h} < 2$ dB 2012 vs. 2011	2012	-0,134	-0,162	-0,149	-0,093		-0,092			
	2013	-0,152	-0,154	-0,154	-0,083	-0,078	-0,080				
Fluglärmzunahme	2011	-0,145	-0,107	-0,166	-0,067			563	563	399	
	Zunahme im $L_{pAeq,24h} > 2$ dB 2012 vs. 2011	2012	-0,147	-0,167	-0,169	-0,103		-0,095			
	2013	-0,194	-0,141	-0,161	-0,078	-0,082	-0,083				

Anmerkung. Korrelationskoeffizienten in roter Schrift sind statistisch nicht signifikant ($p > 0,05$).

Tabelle 9-24. Ergebnisse inferenzstatistischer Prüfungen (F-Test) im Rahmen des Allgemeinen Linearen Modells zur abhängigen Variable "MCS - Psychische Lebensqualität" für Haupteffekte und 2-fache Interaktionen von Erhebungswelle, Luftverkehrsgeräuschpegel $L_{pAeq,24h}$, und Änderung in der Luftverkehrsgeräuschbelastung zu den Erhebungszeiten $t2$ vs. $t1$, $t3$ vs. $t1$ und $t3$ vs. $t2$

Nr.	Zeitvergleich/ Stichprobe	Faktoren	df	F	p	η_p^2	d
1	t2 - t1 TN von t1 und t2 $L_{pAeq,24h}$ -Klassen	Welle (t1/t2)	1	0,82	0,365	0,000	0,026
		Welle * $L_{pAeq,24h}$ -Klasse	4	7,52	***	0,006	0,158
		Welle * Änderung	2	126,56	***	0,050	0,458
		$L_{pAeq,24}$ (5dB-Klasse) t2	4	90,73	***	0,070	0,548
		Änderung t2/t1	2	8,99	***	0,004	0,122
		$L_{pAeq,24}$ (5dB-Klasse) t2 * Änderung t2/t1	7	4,36	***	0,006	0,159
2	t2 - t1 TN von t1 und t2 $L_{pAeq,24h}$ (kontinuierlich)	Welle (t1/t2)	1	65,68	***	0,013	0,233
		Welle (t1/t2) * $L_{pAeq,24}$ t1	1	63,17	***	0,013	0,228
		Welle * Änderung	2	159,02	***	0,062	0,512
		$L_{pAeq,24}$ t1	1	819,31	***	0,145	0,822
		Änderung t2/t1	2	11,29	***	0,005	0,137
3	t2 - t1 TN aller Wellen t1 - t3 $L_{pAeq,24h}$ -Klassen	Welle (t1/t2)	1	0,48	0,490	0,000	0,023
		Welle * $L_{pAeq,24h}$ -Klasse	4	7,92	***	0,009	0,191
		Welle * Änderung	2	88,40	***	0,048	0,450
		$L_{pAeq,24}$ (5dB-Klasse) t2	4	65,15	***	0,070	0,547
		Änderung t2/t1	2	4,91	0,007	0,003	0,106
		$L_{pAeq,24}$ (5dB-Klasse) t2 * Änderung t2/t1	7	2,49	0,015	0,005	0,141
4	t2 - t1 TN aller Wellen t1 - t3 $L_{pAeq,24h}$ (kontinuierlich)	Welle (t1/t2)	1	47,41	***	0,013	0,233
		Welle (t1/t2) * $L_{pAeq,24}$ t1	1	49,64	***	0,014	0,238
		Welle * Änderung	2	99,09	***	0,054	0,476
		$L_{pAeq,24}$ t1	1	621,74	***	0,151	0,844
		Änderung t2/t1	2	6,60	0,001	0,004	0,123
5	t3 - t1 TN von t1 und t2 $L_{pAeq,24h}$ -Klassen	Welle (t1/t3)	1	4,14	0,042	0,001	0,069
		Welle * $L_{pAeq,24h}$ -Klasse	4	6,99	***	0,008	0,179
		Welle * Änderung	2	87,81	***	0,048	0,449
		$L_{pAeq,24}$ (5dB-Klasse) t3	4	85,28	***	0,089	0,625
		Änderung t3/t1	2	11,73	***	0,007	0,164
		$L_{pAeq,24}$ (5dB-Klasse) t3 * Änderung t3/t1	7	1,41	0,195	0,003	0,107
6	t3 - t1 TN von t1 und t2 $L_{pAeq,24h}$ (kontinuierlich)	Welle (t1/t3)	1	37,57	***	0,011	0,207
		Welle (t1/t3) * $L_{pAeq,24}$ t3	1	44,60	***	0,013	0,226
		Welle * Änderung	2	89,32	***	0,049	0,452
		$L_{pAeq,24}$ t3	1	636,09	***	0,154	0,853
		Änderung t3/t1	2	14,00	***	0,008	0,179
7	t3 - t2 TN von t1 und t2 $L_{pAeq,24h}$ -Klassen	Welle (t2/t3)	1	1,77	0,183	0,001	0,045
		Welle (t2/t3) * $L_{pAeq,24}$ (5dB-Klasse) t3	4	1,06	0,376	0,001	0,070
		Welle * Änderung	1	1,23	0,267	0,000	0,038

Nr.	Zeitvergleich/ Stichprobe	Faktoren	df	F	p	η_p^2	d
		$L_{pAeq,24}$ (5dB-Klasse) t3	4	153,89	***	0,150	0,840
		Änderung t3/t2	1	0,11	0,735	0,000	0,011
		$L_{pAeq,24}$ (5dB-Klasse) t3 * Änderung t3/t2	1	0,19	0,663	0,000	0,015
8	t3 - t2	Welle (t2/t3)	1	1,11	0,291	0,000	0,036
	TN von t1 und t2	Welle (t2/t3) * $L_{pAeq,24}$ t3	1	0,33	0,566	0,000	0,019
	$L_{pAeq,24h}$ (kontinuierlich)	Welle * Änderung	1	1,26	0,262	0,000	0,142
		$L_{pAeq,24}$ t3	1	598,96	***	0,146	0,828
		Änderung t3/t2	1	0,01	0,925	0,000	0,003

Anmerkung. *df* = Freiheitsgrad, *F* = Prüfgröße *F*, *p* = Überschreitungswahrscheinlichkeit, η_p^2 = partielles Eta-Quadrat (Effektstärkemaß), *d* = Cohen's *d* (Effektstärkemaß). Df für Fehler: Modell Nr. 1: *df* = 4.837, Nr. 2: *df* = 4.847, Nr. 3: 3.485, Nr. 4 = 3.495, Nr. 5: 3.488, Nr. 6: 3.498, Nr. 7: 3.492, Nr. 8: *df* = 3.496, *** *p* < 0,001.

Tabelle 9-25. Ergebnisse inferenzstatistischer Prüfungen (F-Test) im Rahmen des Allgemeinen Linearen Modells zur abhängigen Variable "PCS - Körperliche Lebensqualität" für Haupteffekte und 2-fache Interaktionen von Erhebungswelle, Luftverkehrsgeräuschpegel $L_{pAeq,24h}$, und Änderung in der Luftverkehrsgeräuschbelastung zu den Erhebungszeiten $t2$ vs. $t1$, $t3$ vs. $t1$ und $t3$ vs. $t2$

Nr.	Zeitvergleich/ Stichprobe	Faktoren	df	F	p	η_p^2	d
1	t2 - t1 TN von t1 und t2 $L_{pAeq,24h}$ -Klassen	Welle (t1/t2)	1	1,44	0,230	0,000	0,034
		Welle * $L_{pAeq,24h}$ -Klasse	4	0,24	0,915	0,000	0,028
		Welle * Änderung	2	6,87	0,001	0,003	0,106
		$L_{pAeq,24}$ (5dB-Klasse) t2	4	7,87	***	0,006	0,161
		Änderung t2/t1	2	2,66	0,070	0,001	0,066
		$L_{pAeq,24}$ (5dB-Klasse) t2 * Änderung t2/t1	7	0,51	0,830	0,001	0,054
2	t2 - t1 TN von t1 und t2 $L_{pAeq,24h}$ (kontinuierlich)	Welle (t1/t2)	1	0,07	0,788	0,000	0,008
		Welle (t1/t2) * $L_{pAeq,24}$ t1	1	0,24	0,626	0,000	0,014
		Welle * Änderung	2	5,81	0,003	0,002	0,098
		$L_{pAeq,24}$ t1	1	51,75	***	0,011	0,206
		Änderung t2/t1	2	4,44	0,012	0,002	0,085
3	t2 - t1 TN aller Wellen t1 - t3 $L_{pAeq,24h}$ -Klassen	Welle (t1/t2)	1	0,70	0,402	0,000	0,028
		Welle * $L_{pAeq,24h}$ -Klasse	4	0,89	0,472	0,001	0,064
		Welle * Änderung	2	7,69	***	0,004	0,133
		$L_{pAeq,24}$ (5dB-Klasse) t2	4	3,73	0,005	0,004	0,131
		Änderung t2/t1	2	2,27	0,104	0,001	0,072
		$L_{pAeq,24}$ (5dB-Klasse) t2 * Änderung t2/t1	7	0,50	0,835	0,001	0,063
4	t2 - t1 TN aller Wellen t1 - t3 $L_{pAeq,24h}$ (kontinuierlich)	Welle (t1/t2)	1	0,05	0,819	0,000	0,008
		Welle (t1/t2) * $L_{pAeq,24}$ t1	1	0,00	0,995	0,000	0,000
		Welle * Änderung	2	7,22	0,001	0,004	0,128
		$L_{pAeq,24}$ t1	1	25,02	***	0,007	0,169
		Änderung t2/t1	2	3,54	0,029	0,002	0,090
5	t3 - t1 TN von t1 und t2 $L_{pAeq,24h}$ -Klassen	Welle (t1/t3)	1	1,28	0,257	0,000	0,038
		Welle * $L_{pAeq,24h}$ -Klasse	4	1,43	0,220	0,002	0,081
		Welle * Änderung	2	1,02	0,362	0,001	0,048
		$L_{pAeq,24}$ (5dB-Klasse) t3	4	3,58	0,006	0,004	0,128
		Änderung t3/t1	2	1,45	0,235	0,001	0,058
		$L_{pAeq,24}$ (5dB-Klasse) t3 * Änderung t3/t1	7	0,50	0,834	0,001	0,063
6	t3 - t1 TN von t1 und t2 $L_{pAeq,24h}$ (kontinuierlich)	Welle (t1/t3)	1	0,00	0,993	0,000	0,000
		Welle (t1/t3) * $L_{pAeq,24}$ t3	1	0,11	0,744	0,000	0,011
		Welle * Änderung	2	1,99	0,136	0,001	0,067
		$L_{pAeq,24}$ t3	1	26,54	***	0,008	0,174
		Änderung t3/t1	2	2,46	0,086	0,001	0,075
7	t3 - t2 TN von t1 und t2 $L_{pAeq,24h}$ -Klassen	Welle (t2/t3)	1	0,86	0,355	0,000	0,031
		Welle (t2/t3) * $L_{pAeq,24}$ (5dB-Klasse) t3	4	0,81	0,516	0,001	0,061
		Welle * Änderung	2	0,28	0,759	0,000	0,025

Nr.	Zeitvergleich/ Stichprobe	Faktoren	df	F	p	η_p^2	d
		$L_{pAeq,24}$ (5dB-Klasse) t3	4	1,14	0,335	0,001	0,072
		Änderung t3/t2	2	0,06	0,944	0,000	0,011
		$L_{pAeq,24}$ (5dB-Klasse) t3 * Änderung t3/t2	7	0,24	0,974	0,000	0,044
8	t3 - t2	Welle (t2/t3)	1	0,06	0,807	0,000	0,008
	TN von t1 und t2	Welle (t2/t3) * $L_{pAeq,24}$ t3	1	0,01	0,924	0,000	0,003
	$L_{pAeq,24h}$ (kontinuierlich)	Welle * Änderung	2	2,20	0,111	0,001	0,071
		$L_{pAeq,24}$ t3	1	26,44	***	0,007	0,174
		Änderung t3/t2	2	0,09	0,918	0,000	0,014

Anmerkung. df = Freiheitsgrad, F = Prüfgröße F , p = Überschreitungswahrscheinlichkeit, η_p^2 = partielles Eta-Quadrat (Effektstärkemaß), d = Cohen's d (Effektstärkemaß). Df für Fehler: Modell Nr. 1: $df = 4.853$, Nr. 2: $df = 4.863$, Nr. 3, 5, 7: 3.494, Nr. 4, 6, 8 = 3.504, *** $p < 0,001$.

9.5.3 Gesundheitsbezogene Lebensqualität an den untersuchten Flughafenstandorten im Vergleich

Der Vergleich der Lebensqualität an den untersuchten Flughafenstandorten zeigt an allen Flughäfen leicht geringere MCS-Werte (psychische Lebensqualität) in höheren gegenüber niedrigeren Pegelklassen. Die Teilnehmenden am Flughafen Stuttgart berichten im Durchschnitt höhere MCS-Werte als die übrigen Teilnehmenden. Am Flughafen Berlin-Brandenburg und Köln/Bonn liegen die MCS-Werte zwischen denen der Teilnehmenden am Flughafen Frankfurt und Stuttgart (Tabelle 9-26).

Bezüglich der körperlichen Lebensqualität (PCS) werden niedrigere Werte insgesamt an den Flughäfen Berlin-Brandenburg und Köln/Bonn im Vergleich zu Stuttgart und Frankfurt berichtet. An den Flughäfen Berlin-Brandenburg und Frankfurt werden in höheren $L_{pAeq,24h}$ -Pegelklassen geringfügig niedrigere PCS-Werte berichtet als in niedrigeren Pegelklassen. An den Flughäfen Köln/Bonn und Stuttgart sinken die PCS-Werte geringfügig mit steigendem $L_{pAeq,24h}$ -Pegel, in der höchsten Pegelklasse werden dann aber wieder etwas höhere PCS-Werte berichtet. Die Bandbreite dieser Differenzen ist aber sehr schmal (Tabelle 9-26).

Die Korrelationen zwischen den SF8-Scores und dem $L_{pAeq,24h}$ -Pegel für Luftverkehr sind insgesamt deutlich geringer als bei der Fluglärmbelästigung und den fluglärmbedingten Schlafstörungen. Sie sind für den MCS-Score (psychische Lebensqualität) höher als für den PCS-Score (körperliche Lebensqualität) (Tabelle 9-27).

Tabelle 9-26. Gesundheitsbezogene Lebensqualität (PCS, MCS) am Flughafen Frankfurt und an den Vergleichsflughäfen

L _{pAeq,24h} Luftver- kehr in dB	Gesundheitsbezogene Lebensqualität (gruppiert nach L _{pAeq,24h} -Klassen)																	
	BER (2012)			CGN (2013)			STR (2013)			FRA t1 (2011)			FRA t2 (2012)			FRA t3 (2013)		
	N	M	SD	N	M	SD	N	M	SD	N	M	SD	N	M	SD	N	M	SD
	<u>Alle TN pro Flughafen</u>									<u>TN aller Wellen t1, t2, t3</u>								
	SF8-Score MCS - psychische Lebensqualität (Bund: 51,4 - 95 %-Konfidenzintervall: 51,2 - 51,6)																	
< = 35,0	1224	53,0	8,1	113	52,3	9,2	342	52,7	8,2	--	--	--	--	--	--	4	55,2	2,6
35,1 - 37,5	369	52,2	9,7	201	52,0	9,7	302	52,9	8,0	55	52,4	8,1	180	54,2	7,3	239	52,1	8,8
37,6 - 40,0	437	52,6	8,5	334	51,3	9,9	218	52,5	7,5	283	51,4	9,3	342	51,7	9,9	330	51,5	9,2
40,1 - 42,5	721	51,8	8,8	348	51,5	9,1	106	52,9	7,5	490	51,0	9,2	376	51,8	8,7	451	52,1	8,7
42,6 - 45,0	660	51,3	9,3	343	51,4	9,8	92	51,9	8,5	448	51,5	8,7	379	51,5	9,0	328	51,1	9,3
45,1 - 47,5	683	51,0	9,2	319	51,3	10,2	138	52,4	8,1	395	50,4	10,1	341	50,7	9,1	397	51,1	9,4
47,6 - 50,0	525	50,4	8,9	389	51,6	8,9	212	51,9	8,8	394	50,5	9,5	403	50,2	9,6	462	50,0	9,6
50,1 - 52,5	488	50,3	9,6	292	50,3	9,8	262	51,6	9,1	442	49,3	10,2	381	49,9	9,9	458	50,3	9,3
52,6 - 55,0	232	50,0	9,6	211	49,7	10,1	182	51,9	8,7	411	49,2	9,7	549	49,6	10,1	414	50,1	9,3
55,1 - 57,5	167	48,6	10,3	145	49,4	10,6	94	52,1	8,4	341	50,2	9,3	414	48,9	10,7	262	48,6	11,0
> 57,5	42	50,3	9,6	260	49,3	11,1	30	50,5	11,4	249	48,6	10,5	143	48,4	10,8	163	48,8	11,0
Gesamt	5548	51,6	9,0	2955	51,0	9,8	1978	52,3	8,4	3508	50,3	9,6	3508	50,6	9,7	3508	50,7	9,5
	SF8-Score PCS - körperliche Lebensqualität (Bund: 49,3 - 95 %-Konfidenzintervall: 49,1 - 49,5)																	
< = 35,0	1224	49,5	9,5	113	48,4	9,8	342	48,7	9,8	--	--	--	--	--	--	4	55,3	3,1
35,1 - 37,5	369	48,3	10,5	201	49,7	9,8	302	49,9	9,3	55	50,8	9,8	180	50,1	9,3	239	50,7	8,8
37,6 - 40,0	437	49,1	9,7	334	48,1	10,4	218	49,1	9,3	283	50,1	8,9	342	50,6	8,6	330	49,2	9,5
40,1 - 42,5	721	47,9	10,0	348	48,4	10,5	106	51,2	7,4	490	50,1	9,2	376	51,1	8,1	451	50,7	9,1
42,6 - 45,0	660	48,2	9,7	343	48,6	9,6	92	50,2	9,4	448	50,4	8,8	379	49,5	9,4	328	49,9	9,6
45,1 - 47,5	683	47,4	10,0	319	48,7	10,2	138	48,1	11,1	395	49,4	9,4	341	50,1	9,1	397	49,3	9,5
47,6 - 50,0	525	47,8	10,1	389	47,3	10,6	212	48,8	9,8	394	49,5	9,0	403	50,3	9,2	462	49,1	9,4
50,1 - 52,5	488	47,6	9,9	292	48,0	10,4	262	49,2	10,0	442	49,2	9,5	381	49,8	9,4	458	48,6	9,7
52,6 - 55,0	232	46,0	10,0	211	47,8	10,1	182	49,0	9,4	411	48,7	9,8	549	48,4	10,0	414	48,3	9,8
55,1 - 57,5	167	45,9	10,3	145	49,1	9,3	94	51,6	7,8	341	48,6	9,8	414	48,5	9,3	262	48,2	9,2
> 57,5	42	48,2	8,6	260	47,6	10,5	30	47,5	11,0	249	48,1	9,1	143	49,1	9,0	163	48,3	9,4
Gesamt	5548	48,2	9,9	2955	48,2	10,2	1978	49,3	9,6	3508	49,4	9,3	3508	49,7	9,2	3508	49,3	9,4

Anmerkung. Bund: Bundesdeutscher Normwert - Mittelwert und 95 %-Konfidenzintervall (GSTel03, telefonischer Gesundheitssurvey 2003 des Robert-Koch-Instituts).

Tabelle 9-27. Korrelation r zwischen $L_{pAeq,24h}$ für Luftverkehr und SF8-Scores MCS, PCS

	BER (2012)	CGN (2013)	STR (2013)	FRA t1 (2011)	FRA t2 (2012)	FRA t3 (2013)
	Korrelation r mit $L_{pAeq,24h}$ Luftverkehr [dB]					
MCS	-0,12***	-0,08***	-0,05*	-0,09***	-0,13***	-0,10***
PCS	-0,09***	-0,03	0,00	-0,07***	-0,08***	-0,08***

Anmerkung. *** $p < 0,001$; * $p < 0,05$.

9.6 Auswahl von Co-Determinanten für die Expositions-Wirkungsmodelle

9.6.1 Auswahl von Co-Determinanten für die Modelle zur Lärmbelastigung

9.6.1.1 Liste potenzieller Co-Determinanten für Expositions-Wirkungsmodelle zur Lärmbelastigung

Für die im Modul 1 untersuchten Wirkungsbereiche Lärmbelastigung, berichtete lärmbedingte Schlafstörungen und gesundheitsbezogene Lebensqualität (MCS: psychisch, PCS: physisch) werden in den Expositions-Wirkungsanalysen neben akustischen Kennwerten der jeweiligen Verkehrslärmexposition weitere potenzielle Einflussfaktoren und Confoundervariablen (= Co-Determinanten) berücksichtigt. Zu dem Grund-Set von Variablen zur Adjustierung der Expositions-Wirkungsmodelle zählen: Alter, Geschlecht, Sozialstatus (SWI-Index), Migrationshintergrund, Wohndauer und individuelle Lärmempfindlichkeit sowie akustische Kennwerte der übrigen, nicht im jeweiligen Analysefokus stehenden Verkehrslärmquellenarten - bei Analysen zum Fluglärm also akustische Kennwerte zum Straßen- und Schienenverkehrslärm. Die im Grund-Set enthaltenen Personenmerkmale wurden in ihren Confounderwirkungen untersucht und die Ergebnisse im Abschnitt 8.6 (Sensitivitätsanalysen I) vorgestellt.

Zu diesem Grund-Set an Variablen kommen potenzielle wirkungsspezifische, aus dem stresstheoretischen Rahmenmodell und dem wissenschaftlichen Literaturstand abgeleitete mögliche Einflussgrößen hinzu, deren Aufnahme in die Modelle zu prüfen ist. Für die Lärmbelastigung sind dies:

- Lärmbewältigungsvermögen
- Einstellungen zum Luftverkehr und als verantwortlich wahrgenommene Personen:
 - Erwartungen zum künftigen Flugbetrieb und zur Entwicklung der Wohnsituation

- Bewertungsattribute des Luftverkehrs
- Vertrauen in das Bemühen von für Fluglärm verantwortliche Personen bzw. Institutionen
- Wahrgenommene prozedurale Fairness bezüglich der Flughafenplanung
- Hauseigentum
- Anzahl Stunden außer Haus

Bezogen auf die Fluglärmelastung ist die Zufriedenheit von Teilnehmenden mit dem passiven Schallschutzprogramm ein weiterer möglicher Einflussfaktor der Fluglärmelastung. Allerdings nehmen lediglich 6-7 % der Panelteilnehmenden am Schallschutzprogramm teil und entsprechend wenige Personen äußern dazu ihre Zufriedenheit, so dass dieser Faktor für eine Aufnahme im Expositions-Wirkungsmodell aufgrund der hohen Zahl fehlender Werte nicht geeignet ist.

Schließlich kommt noch der methodische Faktor des Befragungsmodus hinzu, der einen Einfluss auf die Belästigungsurteile haben kann (Janssen et al., 2011).

9.6.1.2 Vorauswahl von Co-Determinanten für die Fluglärmelastungsmodelle

Aus den möglichen Einflussvariablen wurde eine Vorauswahl getroffen. Die Vorauswahl erfolgte anhand der Prüfung der Beziehung zwischen Co-Determinante und Fluglärmelastung mittels Streudiagramme mit geglätteter Anpassungslinie nach den LOESS-Verfahren (locally weighted scatterplot smother; Cleveland & Devlin, 1988), Linearitätsprüfungen, Korrelationsberechnungen und schließlich Mediator- und Moderatoranalysen (s. unten).

Die Voranalysen ergaben, dass die Beziehung zwischen Alter und Fluglärmelastung - wie in der Fachliteratur beschrieben (van Gerven et al., 2009; Groothuis-Oudshoorn & Miedema, 2006) - am besten durch einen quadratischen Term beschrieben werden kann, da das Alter mit der Fluglärmelastung eine umgekehrt u-förmige Beziehung aufweist: Personen im mittleren Erwachsenenalter (40 - 60 Jahre) geben höhere Fluglärmelastungsurteile an als jüngere und ältere Personen (Abbildung 9-11). Bei den übrigen Variablen ergaben die geprüften nicht-linearen Gleichungen (logarithmische, quadratische, kubische und exponentielle Gleichung) keine bzw. kaum eine Anpassungsverbesserung (R^2 -Erhöhung < 0,1), so dass auf weitere Transformationen verzichtet wurde.

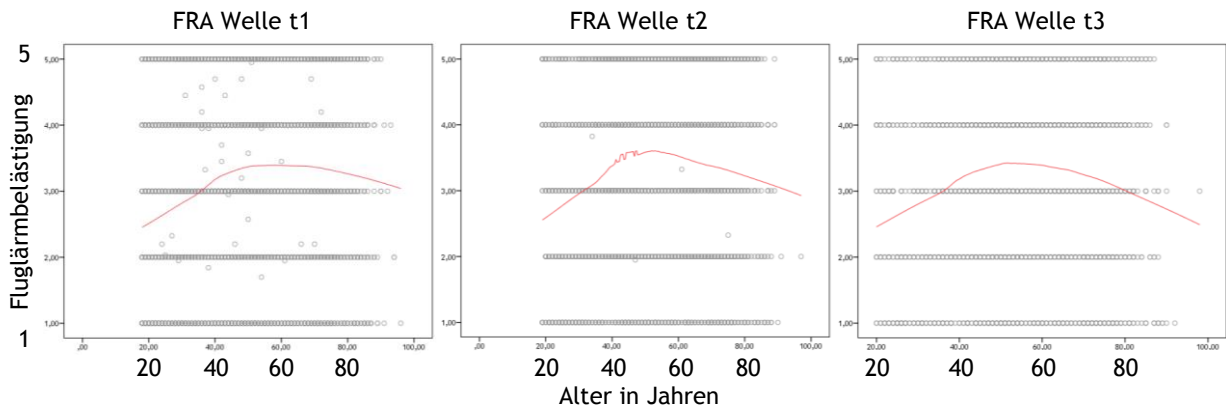


Abbildung 9-11. Streudiagramme mit LOESS-Anpassungslinie zur Beziehung zwischen Alter und Fluglärmbelästigung im Rhein-Main-Panel in den Erhebungswellen t1 bis t3.

Anhand von Korrelationsberechnungen der potenziellen Einflussgrößen mit der Fluglärmbelästigung und dem Luftverkehrsmittelungspegel $L_{pAeq,24h}$ wurden diejenigen Variablen identifiziert, die eine Korrelation mit der Fluglärmbelästigung und/oder dem $L_{pAeq,24h}$ r bzw. $r_{pb} \geq 0,10$ aufweisen (vgl. Tabelle 9-28 und Tabelle 9-29).

Tabelle 9-28. Produkt-Moment-Korrelation r bzw. punkt-biserale Korrelation r_{pb} zwischen potenziellen Co-Determinanten und der Fluglärmbelästigung

Variable	Skala		Fluglärmbelästigung						Bemerkung
			Telefonisch			Online			
			t1	t2	t3	t1	t2	t3	
Geschlecht	1 = weibl. 0 = männl.	r_{pb}	0,01	0,04	0,02	-0,05	-0,04	0,04	
		p	0,36	0,01	0,18	0,07	0,35	0,44	
Alter	in Jahren	r	0,12	0,05	0,03	0,20	0,21	0,17	Zunehmende Fluglärmbelästigung mit zunehmendem Alter (ab ca. 60 Jahren wieder abnehmend)
		p	< 0,01	< 0,01	0,16	< 0,01	< 0,01	< 0,01	
SWI Sozialstatus	Index 3 - 21	r	0,05	0,05	0,04	0,08	0,05	0,02	
		p	< 0,01	< 0,01	0,05	< 0,01	0,28	0,65	
Migrationshintergrund	1 = ja 0 = nein	r_{pb}	-0,06	-0,04	0,00	-0,03	-0,04	-0,04	
		p	< 0,01	0,01	0,86	0,30	0,42	0,45	
Wohndauer	in Jahren	r	0,08	0,05	0,03	0,21	0,19	0,21	Online: Zunehmende Fluglärmbelästigung mit zunehmender Wohndauer
		p	< 0,01	< 0,01	0,06	< 0,01	< 0,01	< 0,01	
Lärmempfindlichk.	4-stufig 0 - 3	r	0,32	0,26	0,27	0,13	0,16	0,19	Zunehmende Belästigung bei zunehmender Lärmempfindlichkeit
		p	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	
$L_{pAeq,24h}$ - Straße	in dB	r	-0,04	-0,06	-0,06	-0,07	-0,04	-0,02	
		p	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,02	0,30	0,66	

Variable	Skala		Fluglärmbelästigung						Bemerkung
			Telefonisch			Online			
			t1	t2	t3	t1	t2	t3	
$L_{pAeq,24h}$ - Schiene	in dB	r	0,10	0,09	0,09	0,01	0,00	-0,01	
		p	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,60	0,96	0,80	
Hauseigentum	1 = Eigentum	r_{pb}	0,15	0,13	0,12	0,25	0,22	0,14	Personen mit Hauseigentum belästigter als zur Miete Wohnende
	0 = Miete	p	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,01	
Stundenzahl außer Haus	Anzahl	r	-0,08	-0,04	-0,03	-0,03	-0,09	0,02	
		p	< 0,01	0,01	0,09	0,23	0,04	0,75	
Lärmbewältigungsverm.	Index 1 - 5	r	-0,57	-0,61	-0,63	-0,55	-0,62	-0,61	Zunehmendes Bewältigungsvermögen assoziiert mit abnehmender Belästigung
		p	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	
Erwartung Flugbetrieb	Index 1 - 5	r	-0,58	-0,62	-0,67	-0,58	-0,65	-0,58	Zunehmende positive Erwartung assoziiert mit abnehmender Belästigung
		p	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	
Luftverkehr = nützlich	5-stufig 1 - 5	r	-0,26	-0,28	-0,30	-0,28	-0,38	-0,30	Zunehmende Bewertung des Luftverkehrs als nützlich assoziiert mit abnehmender Belästigung
		p	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	
Luftverkehr - gefährlich [#]	5-stufig 1 - 5	r	-0,41	-0,45	-0,49	-0,48	-0,57	-0,62	Zunehmende Bewertung des Luftverkehrs als gefährlich assoziiert mit zunehmender Belästigung
		p	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	
Luftverkehr = bequem	5-stufig 1 - 5	r	-0,10	-0,11	-0,15	-0,14	-0,29	-0,23	Zunehmende Bewertung des Luftverkehrs als bequem assoziiert mit abnehmender Belästigung
		p	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	
Luftv. = umweltschäd. ^a	5-stufig 1 - 5	r	-0,28	-0,31	-0,32	-0,28	-0,09	-0,28	Zunehmende Bewertung des Luftverkehrs als umweltschädigend assoziiert mit zunehmender Belästigung
		p	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,02	< 0,01	
Vertrauen in Bemühen	Index 1 - 5	r	-0,37	-0,40	-0,45	-0,38	-0,52	-0,42	Zunehmendes Vertrauen in das Bemühen um Fluglärminderung assoziiert mit abnehmender Belästigung
		p	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	
Prozedurale Fairness	Index 1 - 5	r	-0,34			-0,34			Zunehmende wahrgenommene prozedurale Fairness assoziiert mit abnehmender Belästigung
		p	< 0,01			< 0,01			
N_{min}			5.686	3.831	2.831	804	513	326	
N_{max}			7.816	4.217	3.098	1.427	649	410	

Anmerkung. [#] positiv umkodiert; Hervorhebungen: gelb = Korrelation mit Fluglärmbelästigung r bzw. $r_{pb} \geq 0,10$, ^a: umweltschädigend: Bewertungsskala umkodiert, d. h. hohe Werte = positive Bewertung.

Tabelle 9-29. Produkt-Moment-Korrelation r bzw. punkt-biserale Korrelation r_{pb} zwischen potenziellen Co-Determinanten und dem Luftverkehrs-Mittelungspegel $L_{pAeq,24h}$

Variable	Skala		Mittelungspegel Luftverkehr - $L_{pAeq,24h}$						Bemerkung
			Telefonisch			Online			
			t1	t2	t3	t1	t2	t3	
Geschlecht	1 = weibl.	r_{pb}	-0,02	-0,02	-0,02	-0,03	-0,02	-0,02	
	0 = männl.	p	0,03	0,16	0,40	0,26	0,57	0,71	
Alter	in Jahren	r	0,06	0,03	0,04	0,04	0,07	0,06	
		p	< 0,01	0,11	0,04	0,19	0,07	0,25	
SWI Sozialstatus	Index	r	-0,09	-0,11	-0,11	-0,03	-0,05	-0,03	Telefon t2/t3: Zunehmende Fluglärmexposition assoziiert mit abnehmendem SWI-Wert
	3 - 21	p	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,21	0,26	0,52	
Migrationshintergrund	1 = ja	r_{pb}	0,03	0,03	0,04	0,04	-0,03	-0,05	
	0 = nein	p	< 0,01	0,06	0,02	0,22	0,49	0,41	
Wohndauer	in Jahren	r	0,13	0,10	0,12	0,15	0,18	0,21	Zunehmende Fluglärmexposition assoziiert mit zunehmender Wohndauer
		p	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	
Lärmempfindlichk.	4-stufig	r	0,05	0,03	0,01	-0,05	-0,05	0,01	
	0 - 3	p	< 0,01	0,10	0,68	0,06	0,25	0,80	
$L_{pAeq,24h}$ - Straße	in dB	r	0,02	0,02	0,02	0,04	0,01	0,08	
		p	0,06	0,13	0,26	0,12	0,87	0,10	
$L_{pAeq,24h}$ - Schiene	in dB	r	0,30	0,32	0,30	0,30	0,27	0,29	Zunehmende Fluglärmexposition assoziiert mit zunehmender Schienenverkehrslärmexposition
		p	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	
Hauseigentum	1 = Eigentum	r_{pb}	0,01	-0,01	-0,02	0,10	0,10	0,03	Personen mit Hauseigentum häufiger in Gebieten mit höherer Fluglärmexposition
	0 = Miete	p	0,33	0,45	0,33	0,01	0,02	0,66	
Stundenzahl außer Haus	Anzahl	r	-0,03	-0,01	-0,02	-0,02	-0,04	0,01	
		p	0,01	0,42	0,20	0,37	0,37	0,84	
Lärbewältigungsverm.	Index	r	-0,17	-0,23	-0,22	-0,17	-0,25	-0,25	Abnehmendes Lärbewältigungsvermögen bei zunehmender Fluglärmexposition
	1 - 5	p	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	
Erwartung Flugbetrieb	Index	r	-0,29	-0,32	-0,33	-0,30	-0,32	-0,30	Abnehmende positive Erwartung zum künftigen Flugbetrieb bei zunehmender Fluglärmexposition
	1 - 5	p	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	
Luftverkehr = nützlich	5-stufig	r	-0,07	-0,08	-0,08	-0,08	-0,13	-0,09	Online t2: Abnehmende Bewertung "Luftverkehr = nützlich" bei zunehmender Fluglärmexposition
	1 - 5	p	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,06	
Luftverkehr = gefährlich [#]	5-stufig	r	-0,24	-0,27	-0,26	-0,27	-0,36	-0,42	Zunehmende Bewertung des Luftverkehrs als gefährlich bei zunehmender Fluglärmexposition
	1 - 5	p	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	
Luftverkehr	5-stufig	r	0,01	0,00	-0,02	0,01	-0,11	-0,09	Online t2: Abnehmende Bewertung

Variable	Skala		Mittelungspegel Luftverkehr - $L_{pAeq,24h}$						Bemerkung
			Telefonisch			Online			
			t1	t2	t3	t1	t2	t3	
= bequem	1 - 5	p	0,56	0,87	0,34	0,82	0,01	0,07	"Luftverkehr = bequem" bei zunehmender Fluglärmexposition
Luftverkehr = umweltschäd. ^a	5-stufig	r	-0,07	-0,09	-0,09	-0,07	0,01	-0,12	Online t3: Zunehmende Bewertung "Luftverkehr = umweltschädigend" bei zunehmender Fluglärmexposition
	1 - 5	p	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,01	0,90	0,02	
Vertrauen in Bemühen	Index	r	-0,11	-0,13	-0,16	-0,12	-0,22	-0,18	Zunehmendes Vertrauen in das Bemühen um Fluglärminderung assoziiert mit abnehmender Belästigung
	1 - 5	p	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	
Prozedurale Fairness	Index	r	-0,10			-0,12			Zunehmende wahrgenommene prozedurale Fairness assoziiert mit abnehmender Belästigung
	1 - 5	p	< 0,01			< 0,01			
N_{min}			5.686	3.831	2.831	804	513	326	
N_{max}			7.816	4.217	3.098	1.427	649	410	

Anmerkung. # positiv umkodiert; Hervorhebungen: blau = Korrelation mit $L_{pAeq,24h}$ r bzw. $r_{pb} \geq 0,10$, ^a: umweltschädigend: Bewertungsskala umkodiert, d. h. hohe Werte = positive Bewertung.

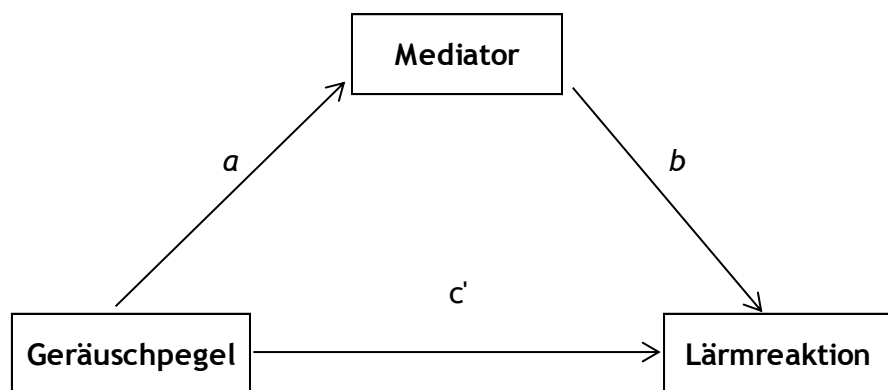
Anhand der Korrelationskoeffizienten kann die nicht zum Grund-Set an Co-Determinanten gehörende Variable "Anzahl Stunden außer Haus" als nicht relevanter Einflussfaktor für die Fluglärmelastung ausgeschlossen werden, um eine Überparameterisierung zu vermeiden. Die übrigen Variablen, die zum Grund-Set gehören und Korrelationskoeffizienten kleiner 0,10 und damit eine sehr geringe Effektstärke aufweisen, korrelieren dennoch wegen der hohen Stichprobengröße statistisch signifikant mit der Fluglärmelastung und zumindest in einem Teil der Erhebungswellen mit dem Mittelungspegel $L_{pAeq,24h}$, so dass es weiterhin gerechtfertigt erscheint, zur Kontrolle einer Konfundierung der Expositions-Wirkungsbeziehung diese Variablen in den Modellen zur Fluglärmelastung zu belassen.

9.6.1.3 Mediatoranalysen

In Tabelle 9-29 fällt bei dem Lärmbewältigungsvermögen und einem Teil der Einstellungsvariablen zum Luftverkehr (Erwartungen zum Flugbetrieb, Bewertungsattribut gefährlich) sowie zu verantwortlichen Institutionen und zur Flughafenplanung (Vertrauen in das Bemühen von Verantwortlichen, wahrgenommene prozedurale Fairness) auf, dass diese nicht nur mit der Fluglärmelastung, sondern auch mit dem Luftverkehrsgeräuschpegel $L_{pAeq,24h}$ korrelieren. Hier stellt sich die Frage, ob diese Variablen eine vermittelnde Rolle zwischen der Luftverkehrsgeräuschbelastung und der Lärmbelastung (Mediatorvariable) einnehmen oder eine weitere Wirkung des Fluglärms, als Folge des Belästigungserlebens (Sekundärreaktion) darstellt. Aus dem theoretischen Rahmenmodell zur Lärmwirkung lassen sich hierzu konkurrierende Hypothesen ableiten.

Zur Klärung wurden Mediatoranalysen durchgeführt, mit denen die Beziehungen zwischen dem Geräuschpegel, der Mediatorvariable und der Lärmreaktion untersucht und dabei die Mediatorwirkung (der indirekte, über die Mediatorvariable vermittelte Effekt des Geräuschpegels) inferenzstatistisch geprüft wurde. Als Mediator- und Lärmreaktionsvariable wurde dabei jeweils wechselnd die Fluglärmbelästigung und die Drittvariable (Einstellungsvariable, Lärmbewältigungsvermögen) untersucht. Dabei gibt es kein "Entweder, oder", d. h. eine Variable ist nicht nur ein Mediator oder nur eine Lärmreaktion. Vielmehr basieren die stresstheoretischen Lärmwirkungsmodelle, die den theoretischen Rahmen dieser Studie bilden, auf dem transaktionalen Stressmodell von Lazarus und Kollegen (Lazarus & Launier, 1978), welches ein Zusammenspiel von Bewertung von Umweltreizen und -anforderungen, der eigenen Bewältigungsmöglichkeiten und einer Neubewertung der Situation und damit einen rekursiven Prozess unterstellt. Dies bedeutet, dass die Fluglärmbelästigung und die untersuchten Einstellungsvariablen sich im Zeitverlauf gegenseitig beeinflussen können.

Mit der Mediatoranalyse wird daher in der vorliegenden Studie lediglich untersucht, welche Funktion (Mediator oder Sekundärreaktion) anhand der Daten für eine Quer- und eine Längsschnittbetrachtung die belastbarere ist. Damit soll auch vermieden werden, dass in einem Expositions-Wirkungsmodell auf Basis einer multiplen Regression die Varianzaufklärung der Fluglärmbelästigung durch eine ihrer möglichen Folgen erhöht wird.



Anmerkung. Die Pfadkoeffizienten a , b und c' beschreiben jeweils die Beziehungsstärke zwischen Geräuschpegel, Drittvariable (Mediator) und Lärmreaktion und können im Rahmen von Mediatoranalysen quantifiziert werden. Das Produkt $a*b$ beschreibt dabei den indirekten, über den Mediator vermittelten und c' den direkten Effekt des Geräuschpegels. Die Effekte $a*b$ und c' ergeben in der Summe c , d. h. den totalen Effekt des Geräuschpegels auf die Lärmreaktion.

Abbildung 9-12. Einfaches Mediator-Modell zur Beziehung zwischen Geräuschpegel, Drittvariable (Mediator) und Lärmreaktion.

Die Mediatoranalysen erfolgten auf Basis von OLS-Regressionen (Ordinary Least Square-Regressionen; vgl. Hayes, 2013). Dabei wurden die direkten und indirekten Effekte des

Geräuschpegels bestimmt und auf Signifikanz geprüft. Der indirekte, über den Mediator vermittelte Effekt entspricht dem Produkt des Effekts vom Geräuschpegel auf den Mediator (Pfad a in Abbildung 9-12) und des Effekts vom Mediator auf die Lärmreaktion (Pfad b in Abbildung 9-12). Mit Hilfe des Sobel-Tests (Sobel, 1982) lässt sich der indirekte Effekt $a*b$ auf statistische Signifikanz prüfen, allerdings setzt dieser Test Normalverteilung voraus. Für eine Signifikanzprüfung ohne Normalverteilungsannahme wurde deshalb zusätzlich ein Bootstrap-Konfidenzintervall zu dem indirekten Effekt $a*b$ auf Basis von 5.000 Bootstrap-Stichproben bestimmt. Der indirekte Effekt ist statistisch signifikant, wenn das Bootstrap-Konfidenzintervall den Wert 0 nicht einschließt. Die Analysen wurden im Querschnitt bezogen auf die Rhein-Main-Panelwelle t1 sowie im Längsschnitt mit Geräuschpegel- und Mediatorvariable aus Welle t1 bzw. t2 zur Vorhersage der Lärmreaktion aus Welle t2 bzw. t3 durchgeführt. Für die Analysen wurde das Zusatztool PROCESS für SPSS von Hayes (Hayes, 2013) verwendet.

Zum Vergleich wurde die Mediatoranalyse auch zur Beziehung zwischen Geräuschpegel, berichteten fluglärmbedingten Kommunikationsstörungen und der Fluglärmbelästigung durchgeführt. Aktivitätenstörungen wie Störungen von Kommunikation, Ruhe und Konzentration werden als unmittelbare Reaktionen auf Lärmeinwirkung angesehen, über die Betroffene in Befragungen ein zusammenfassendes Urteil abgeben können. Die meisten Modelle zur Lärmwirkung, darunter diejenigen, die Basis des Rahmenmodells dieser Studie sind, gehen davon aus, dass in der kausalen Reihenfolge das Störungserleben dem Belästigungserleben vorausgeht oder parallel erfolgt. Nicht zuletzt wird bei Störungs- und Belästigungsurteilen auch von einigen Autoren eine gemeinsame latente Störungs- und Belästigungsdimension angenommen (u.a. Finke et al., 1980; Kroesen & Schreckenber, 2011) und in Sekundäranalysen (Miedema & Vos, 1998; Schulz, 1978) werden Störungen (disturbances) und Belästigungsurteile (annoyance) synonym behandelt. Es wird deshalb im statistischen Sinne eine deutliche Mediatorwirkung der Kommunikationsstörungen auf das Belästigungserleben erwartet, deren Effektstärke mindestens dem des direkten Effektes des Geräuschpegels entspricht.

Tabelle 9-30. Mediatoranalysen auf Basis von OLS-Regressionen (vgl. Hayes, 2013) zur Beziehung zwischen dem 24-Stunden-Mittelungspegel für Luftverkehrsgeräusch $L_{pAeq,24h}$, der Fluglärmelastung und ausgewählten Drittvariablen (Rhein-Main-Panel)

AV	Mediator	Modellgüte R^2	Effekt von Mittelungspegel $L_{pAeq,24h}$ - Luftverkehr											
			direkt					indirekt (über Mediator vermittelt)						
			B	CI-	CI+	t	p	B	BCI-	BCI+	Z	p	k^2	
Lärmbewältigung (LB) - Fluglärmelastung (FLB)														
FLB 1 [#]	LB 1 [#]	0,46	0,39	0,37	0,40	50,35	< 0,01	0,08	0,07	0,09	15,86	< 0,01	0,09	
LB 1 [#]	FLB 1 [#]	0,32	0,12	0,10	0,14	12,66	< 0,01	-0,29	-0,31	-0,28	-40,87	< 0,01	0,29	
FLB 2 [#]	LB 1 [#]	0,35	0,35	0,32	0,37	29,48	< 0,01	0,07	0,06	0,08	11,46	< 0,01	0,08	
LB 2 [#]	FLB 1 [#]	0,25	0,06	0,03	0,09	4,21	< 0,01	-0,25	-0,27	-0,23	-26,87	< 0,01	0,24	
FLB 3 [#]	LB 2 [#]	0,46	0,33	0,30	0,35	25,66	< 0,01	0,12	0,11	0,14	13,88	< 0,01	0,14	
LB 3 [#]	FLB 2 [#]	0,32	0,05	0,02	0,08	2,99	< 0,01	-0,28	-0,30	-0,26	-24,47	< 0,01	0,27	
Erwartung zum Flugbetrieb (EFB) - Fluglärmelastung (FLB)														
FLB 1 [#]	EFB 1 [#]	0,43	0,34	0,32	0,35	40,35	< 0,01	0,14	0,13	0,15	25,97	< 0,01	0,15	
EFB 1 [#]	FLB 1 [#]	0,33	-0,02	-0,04	0,00	-1,88	0,06	-0,27	-0,28	-0,25	-39,38	< 0,01	0,26	
FLB 2 [#]	EFB 1 [#]	0,37	0,28	0,26	0,30	23,32	< 0,01	0,14	0,12	0,15	19,25	< 0,01	0,15	
EFB 2 [#]	FLB 1 [#]	0,28	-0,04	-0,07	-0,01	-2,57	0,01	-0,24	-0,26	-0,23	-26,57	< 0,01	0,23	
FLB 3 [#]	EFB 2 [#]	0,45	0,30	0,27	0,32	22,19	< 0,01	0,16	0,15	0,18	18,01	< 0,01	0,18	
EFB 3 [#]	FLB 2 [#]	0,39	-0,05	-0,08	-0,02	-3,15	< 0,01	-0,28	-0,31	-0,26	-25,47	< 0,01	0,28	
Attribut Luftverkehr = gefährlich (LVgef) - Fluglärmelastung (FLB)														
FLB 1 [#]	LVgef 1 [#]	0,32	0,40	0,38	0,42	44,84	< 0,01	0,08	0,07	0,08	19,61	< 0,01	0,08	
LVgef 1 [#]	FLB 1 [#]	0,17	-0,06	-0,08	-0,04	-5,59	< 0,01	-0,18	-0,19	-0,17	-29,28	< 0,01	0,17	
FLB 2 [#]	LVgef 1 [#]	0,26	0,34	0,32	0,37	26,91	< 0,01	0,07	0,06	0,08	14,25	< 0,01	0,08	
LVgef 2 [#]	FLB 1 [#]	0,16	-0,07	-0,10	-0,04	-4,49	< 0,01	-0,17	-0,19	-0,16	-20,65	< 0,01	0,16	
FLB 3 [#]	LVgef 2 [#]	0,34	0,36	0,34	0,39	25,35	< 0,01	0,10	0,08	0,11	13,68	< 0,01	0,10	
LVgef 3 [#]	FLB 2 [#]	0,22	-0,06	-0,10	-0,03	-3,68	< 0,01	-0,21	-0,23	-0,19	-20,76	< 0,01	0,19	
Vertrauen in das Bemühen von Verantwortlichen (VBV) - Fluglärmelastung (FLB)														
FLB 1 [#]	VBV 1 [#]	0,34	0,44	0,42	0,45	51,59	< 0,01	0,03	0,03	0,04	9,78	< 0,01	0,04	
VBV 1 [#]	FLB 1 [#]	0,18	0,09	0,06	0,11	7,73	< 0,01	-0,19	-0,20	-0,18	-29,14	< 0,01	0,18	
FLB 2 [#]	VBV 1 [#]	0,29	0,38	0,36	0,40	31,47	< 0,01	0,04	0,03	0,05	7,94	< 0,01	0,04	
VBV 2 [#]	FLB 1 [#]	0,10	0,07	0,04	0,10	4,60	< 0,01	-0,17	-0,19	-0,15	-19,13	< 0,01	0,15	
FLB 3 [#]	VBV 2 [#]	0,36	0,41	0,38	0,44	30,12	< 0,01	0,05	0,04	0,06	7,71	< 0,01	0,06	
VBV 3 [#]	FLB 2 [#]	0,19	0,07	0,03	0,10	3,70	< 0,01	-0,22	-0,24	-0,20	-20,29	< 0,01	0,20	
Prozedurale Fairness (pFair) - Fluglärmelastung (FLB)														

AV	Mediator	Modellgüte R^2	Effekt von Mittelungspegel $L_{pAeq,24h}$ - Luftverkehr										
			direkt					indirekt (über Mediator vermittelt)					
			B	CI^-	CI^+	t	p	B	BCI^-	BCI^+	Z	p	k^2
FLB 1 [#]	pFair 1 [#]	0,34	0,43	0,42	0,45	48,94	< 0,01	0,03	0,02	0,04	8,82	< 0,01	0,03
pFair 1 [#]	FLB 1 [#]	0,11	0,07	0,05	0,09	5,80	< 0,01	-0,17	-0,17	-0,18	-25,93	< 0,01	0,16
<i>Kommunikationsstörungen (KST) - Fluglärmelastigung (FLB)</i>													
FLB 1 [#]	KST 1 [#]	0,53	0,13	0,11	0,14	14,03	< 0,01	0,35	0,34	0,36	49,02	< 0,01	0,35
KST 1 [#]	FLB 1 [#]	0,19	0,25	0,23	0,27	30,68	< 0,01	0,28	0,27	0,30	44,25	< 0,01	0,30
FLB 2 [#]	KST 1 [#]	0,35	0,15	0,13	0,18	11,13	< 0,01	0,27	0,27	0,25	28,55	< 0,01	0,25
KST 2 [#]	FLB 1 [#]	0,44	0,26	0,24	0,29	20,84	< 0,01	0,24	0,22	0,25	28,47	< 0,01	0,24
FLB 3 [#]	KST 2 [#]	0,48	0,12	0,09	0,15	8,15	< 0,01	0,34	0,32	0,36	29,62	< 0,01	0,33
KST 3 [#]	FLB 2 [#]	0,50	0,26	0,23	0,29	19,21	< 0,01	0,26	0,24	0,28	26,02	< 0,01	0,27

Anmerkung. [#] Ziffern 1, 2 bzw. 3 beziehen sich auf die Erhebungswellen t1, t2 bzw. t3. B : Regressionskoeffizient, $CI^-/+$: untere/obere Grenze des 95 %-Konfidenzintervalls, $BCI^-/+$: untere/obere Grenze des Bootstrap-Konfidenzintervalls (mit $N_B = 5.000$), t : Prüfgröße t , p : Überschreitungswahrscheinlichkeit, Z = Prüfgröße Sobel-Test, k^2 : Kappa-Quadrat-Koeffizient (Effektstärkemaß des indirekten Effekts nach Preacher & Kelley, 2011).

Die Mediatorwirkung des Lärmbewältigungsvermögens und der Einstellungsvariablen auf die Fluglärmelastigung ist zwar statistisch signifikant, allerdings mit geringerer Effektstärke (Regressionskoeffizienten b) im Vergleich zum direkten Effekt des 24-Stunden-Mittelungspegels $L_{pAeq,24h}$. Umgekehrt ist der Mediatoreffekt der Fluglärmelastigung auf das Lärmbewältigungsvermögen und die Einstellungsvariablen größer und entsprechend der direkte Effekt des $L_{pAeq,24h}$ kleiner, sowohl im Querschnitt als auch im Längsschnitt.

Insbesondere für das Lärmbewältigungsvermögen, die Erwartungen zum Flugbetrieb sowie für das Luftverkehrs-Attribut "gefährlich" jeweils als Mediatorvariable im Modell zeigt sich ein leichter Anstieg des Regressionskoeffizienten b sowie des Effektstärkemaßes k^2 von der Querschnittsbetrachtung Mediator t1 => Fluglärmelastigung t1 zur Längsschnittbetrachtung Mediator t2 => Fluglärmelastigung t3. Dies bedeutet, dass im Zeitverlauf ein leichter Anstieg im Einfluss der Erwartung zum Flugbetrieb und der Bewertung von Luftverkehr als gefährlich auf die Fluglärmelastigung erkennbar ist. Deshalb wird entschieden, diese drei Variablen in die Längsschnittmodelle aufzunehmen, sie dagegen zusammen mit den Variablen "Vertrauen in das Bemühen von Lärmverantwortlichen" und "prozedurale Fairness" in den Querschnittsmodellen zur Fluglärmelastigung als Co-Determinanten nicht zu verwenden, da die Daten eher für eine Mediatorwirkung der zeitgleich erhobenen Fluglärmelastigung auf diese Variablen als umgekehrt sprechen.

9.6.1.4 Interaktion von Befragungsmodus mit weiteren Co-Determinanten

Mit dem größeren Teil der Befragten wurden telefonische Interviews durchgeführt, ein Teil nahm mit Hilfe eines in jeder Erhebungswelle jeweils gleichlautenden Online-Fragebogens an der Befragung teil. Es ist nicht auszuschließen, dass Befragte nicht nur in Abhängigkeit des Befragungsmodus unterschiedliche Grade der Fluglärmelastung angeben (Janssen et al., 2011), sondern auch, dass die weiteren als Co-Determinanten vorgesehenen Personenmerkmale in Abhängigkeit vom Befragungsmodus eine andere Wirkung auf die Expositions-Wirkungsbeziehung zur Fluglärmelastung haben. Hierzu wurde die statistische Signifikanz der Interaktion jedes vorausgewählten Personenmerkmals mit dem Befragungsmodus in Modellen zur Vorhersage der Fluglärmelastung geprüft. Die Prüfung erfolgte anhand der Rhein-Main-Panelstichprobe getrennt für jede Erhebungswelle sowohl mit jeweils allen Teilnehmenden einer Erhebungswelle als auch mit der Gruppe der an allen Erhebungswellen teilgenommenen Personen. Eine Tabelle mit den Ergebnissen dieser Interaktionsprüfungen findet sich im Anhang 3.2).

Für das Expositions-Wirkungsmodell wurden die in allen Erhebungswellen statistisch signifikant gewordenen Interaktionen mit dem Befragungsmodus aufgenommen. Bei den Modellen zur Fluglärmelastung betrifft dies die Interaktion Alter * Befragungsmodus, bei den Längsschnittmodellen zudem die Interaktion Attribut "Luftverkehr = gefährlich" * Befragungsmodus.

9.6.1.5 Determinanten der Expositions-Wirkungsmodelle zur Lärmelastung

Anhand der Voranalysen werden die folgenden Variablen als Determinanten für die Expositions-Wirkungsmodelle zur Fluglärmelastung verwendet.

Für Querschnittsmodelle zum Vergleich der Belastungswirkung der Lärmquellenarten Luft-, Schienen- und Straßenverkehr sowie zum Vergleich der Fluglärmelastung zwischen den Flughafenstandorten Frankfurt, Berlin-Brandenburg, Köln/Bonn und Stuttgart:

- Exposition: Je nach Quellenart $L_{pAeq,24h}$ - Luft-, Schienen-, Straßenverkehrslärm
- Befragungsmodus
- Alter (als quadratischer Term)
- Geschlecht
- Sozialschicht Scheuch-Winkler-Index SWI
- Migrationshintergrund
- Hauseigentum
- Lärmempfindlichkeit

- $L_{pAeq,24h}$ - zweite Verkehrslärmart (z. B. in Modellen zur Fluglärmbelastigung: Straßenverkehrslärm)
- $L_{pAeq,24h}$ - dritte Verkehrslärmart (z. B. in Modellen zur Fluglärmbelastigung: Schienenverkehrslärm)
- Attribut Luft-/Straßen- bzw. Schienenverkehr = nützlich
- Attribut Luft-/Straßen- bzw. Schienenverkehr = bequem
- Attribut Luft-/Straßen- bzw. Schienenverkehr = umweltschädigend (positiv umcodiert)
- Interaktion Befragungsmodus * Alter

Zusätzlich werden in den Längsschnittmodellen zur Fluglärmbelastigung im Rhein-Main Panel die Variablen

- Erwartungen an den künftigen Flugbetrieb
- Lärmbewältigungsvermögen
- Attribut Luftverkehr = gefährlich (positiv umcodiert)
- Interaktion Befragungsmodus * Attribut Luftverkehr = gefährlich

aufgenommen.

9.6.2 Auswahl von Co-Determinanten für die Modelle zu berichteten verkehrslärmbedingten Schlafstörungen

Die fluglärmbedingten Schlafstörungen korrelieren hoch mit der Fluglärmbelastigung ($r = 0,70$ bis $0,80$ je nach Welle und Befragungsmodus), im Rahmen der psychometrischen Güteprüfung konnten zudem hohe Interkorrelationen zwischen den Tag- und Nachtstörungen und hohe Faktorladungen auf einem "Störungs"-Faktor identifiziert werden, wenn auch eine differenzierte (mehrfaktorielle) Operationalisierung der Störungen zu einer besseren Datenanpassung führt (vgl. Anhang 2, Abschn. A 2.2.1).

Dem entsprechend sowie abgeleitet aus dem stressbezogenen Lärmwirkungsmodell ist zu erwarten, dass die Assoziationen zwischen der Fluglärmbelastigung und den hierfür relevanten Determinanten auch bezogen auf die Schlafstörungen eine ähnliche Struktur aufweisen. Anstelle des 24-Stunden-Geräuschpegels für Luft-, Straßen- und Schienenverkehrsgeräusch wird jeweils der nächtliche Mittelungspegel (für 22-06 Uhr) verwendet.

Korrelationsberechnungen zwischen den berichteten Schlafstörungen, dem nächtlichen Luftverkehrsgeräuschpegel $L_{pAeq,22-06h}$ und den potenziellen Co-Determinanten (s. Tabelle 9-31) bestätigen insgesamt die Erwartungen einer mit der Fluglärmbelastigung weitgehend vergleichbaren Assoziationsstruktur.

Die Prüfung von Interaktionen mit dem Befragungsmodus zeigte, wie bei der Fluglärmelastung, neben einer signifikanten Interaktion von Befragungsmodus * Alter und Befragungsmodus * Attribut "Luftverkehr = gefährlich" auch eine statistisch signifikante Interaktion von Befragungsmodus * Attribut "Luftverkehr = nützlich". Diese Interaktion wurde in den Expositions-Wirkungsmodellen zu verkehrslärmbedingten Schlafstörungen berücksichtigt.

Tabelle 9-31. Ergebnisse von Korrelationsanalysen zwischen berichteten, fluglärmbedingten Schlafstörungen, Nachtpegel Luft ($L_{pAeq,22-06h}$) und potenziellen Co-Determinanten

	Fluglärmbedingte Schlafstörungen						$L_{pAeq,22-06h}$ Luftverkehr						
	Telefonisch			Onliner			Telefonisch			Onliner			
	t1	t2	t3	t1	t2	t3	t1	t2	t3	t1	t2	t3	
Alter	r	0,087	-0,034	-0,079	0,197	0,120	0,141	0,088	0,058	0,050	0,062	0,089	0,082
	p	***	0,029	***	***	0,002	0,004	***	***	0,006	0,020	0,023	0,096
	N	7.808	4.211	3.097	1.424	644	408	7.816	4.217	3.098	1.428	650	410
Geschlecht	r_{pb}	0,013	0,042	0,038	-0,039	-0,032	0,060	-0,026	-0,024	-0,018	-0,046	-0,037	-0,020
	p	0,187	0,002	0,016	0,084	0,338	0,163	0,005	0,067	0,241	0,037	0,270	0,631
	N	7.808	4.211	3.097	1.424	644	408	7.816	4.217	3.098	1.428	650	410
SWI	r	0,075	0,067	0,061	0,105	0,064	0,012	-0,089	-0,106	-0,105	-0,003	0,001	-0,024
	p	***	***	0,001	***	0,124	0,818	***	***	***	0,911	0,987	0,644
	N	7.685	4.102	3.022	1.313	578	387	7.693	4.108	3.023	1.316	582	388
Migrationshintergrund	r_{pb}	-0,040	-0,030	-0,003	-0,040	-0,022	-0,048	0,017	0,016	0,027	0,005	-0,059	-0,042
	p	***	0,024	0,824	0,114	0,565	0,317	0,065	0,215	0,074	0,839	0,116	0,372
	N	7.787	4.205	3.096	1.168	518	330	7.795	4.211	3.097	1.172	524	331
Hauseigentum	r_{pb}	-0,107	-0,090	-0,082	-0,163	-0,143	-0,098	-0,038	-0,018	-0,012	-0,107	-0,102	-0,038
	p	***	***	***	***	***	0,042	***	0,190	0,435	***	0,007	0,424
	N	5.682	3.825	2.830	801	510	325	5.686	3.831	2.831	805	513	326
Lärmempfindlichkeit	r	0,347	0,278	0,295	0,186	0,136	0,238	0,043	0,022	0,001	-0,018	-0,051	0,017
	p	***	***	***	***	0,001	***	***	0,158	0,953	0,506	0,201	0,728
	N	7.781	4.205	3.091	1.412	636	406	7.789	4.211	3.092	1.416	642	408
Luftverkehr = nützlich	r	-0,240	-0,270	-0,280	-0,294	-0,329	-0,330	-0,061	-0,052	-0,064	-0,063	-0,101	-0,063
	p	***	***	***	***	***	***	***	0,001	***	0,018	0,010	0,201
	N	7.805	4.209	3.097	1.415	643	408	7.813	4.215	3.098	1.419	649	410
Luftverkehr = bequem	r	-0,105	-0,098	-0,154	-0,154	-0,277	-0,222	0,012	-0,001	-0,001	0,007	-0,090	-0,064
	p	***	***	***	***	***	***	0,307	0,970	0,969	0,795	0,022	0,196
	N	7.805	4.209	3.097	1.415	643	408	7.813	4.215	3.098	1.419	649	410
Luftverkehr = umweltschädigend [#]	r	-0,246	-0,278	-0,293	-0,288	-0,101	-0,293	-0,060	-0,062	-0,076	-0,060	0,029	-0,079
	p	***	***	***	***	0,011	***	***	***	***	0,024	0,464	0,112
	N	7.710	4.169	3.071	1.407	637	404	7.717	4.175	3.072	1.410	642	405
$L_{pAeq,22-06h}$ Straße	r	-0,036	-0,075	-0,085	-0,062	-0,022	0,023	0,047	0,001	0,006	0,073	-0,016	0,048
	p	0,002	***	***	0,020	0,574	0,647	***	0,965	0,730	0,006	0,677	0,332
	N	7.808	4.211	3.097	1.424	644	408	7.816	4.217	3.098	1.428	650	410

	Fluglärmbedingte Schlafstörungen						$L_{pAeq,22-06h}$ Luftverkehr						
	Telefonisch			Onliner			Telefonisch			Onliner			
	t1	t2	t3	t1	t2	t3	t1	t2	t3	t1	t2	t3	
$L_{pAeq,22-06h}$ Schiene	r	0,067	0,072	0,085	-0,031	0,037	0,008	0,222	0,282	0,261	0,188	0,215	0,210
	p	***	***	***	0,235	0,352	0,872	***	***	***	***	***	***
	N	7.808	4.211	3.097	1.424	644	408	7.816	4.217	3.098	1.428	650	410
<i>Nur für Längsschnitt</i>													
Copingvermögen	r	-0,579	-0,579	-0,612	-0,567	-0,624	-0,636	-0,140	-0,186	-0,189	-0,160	-0,206	-0,201
	p	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***
	N	7.794	4.184	3.090	1.421	636	404	7.801	4.190	3.091	1.425	641	405
Erwartungen an den künftigen Flugbetrieb	r	-0,534	-0,569	-0,595	-0,564	-0,585	-0,624	-0,244	-0,253	-0,286	-0,245	-0,215	-0,248
	p	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***
	N	7.804	4.202	3.096	1.423	636	402	7.811	4.207	3.097	1.427	641	403
Luftverkehr = gefährlich [#]	r	-0,429	-0,470	-0,506	-0,500	-0,553	-0,627	-0,220	-0,237	-0,229	-0,260	-0,310	-0,376
	p	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***
	N	7.768	4.188	3.088	1.398	638	408	7.776	4.194	3.089	1.402	644	409
<i>Nur zur Information</i>													
Fluglärm-belästigung	r	0,697	0,689	0,733	0,749	0,774	0,804	0,408	0,399	0,418	0,433	0,447	0,477
	p	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***
	N	7.808	4.211	3.097	1.424	644	408	7.816	4.217	3.098	1.427	649	410

Anmerkung. [#] positiv umkodiert; r = Produkt-Moment-Korrelation, r_{pb} = Punkt-biseriale Korrelation. Hervorhebungen: **rot**: Korrelation statistisch nicht signifikant ($p > 0,05$) Fettdruck: = r bzw. $r_{pb} \geq 0,10$, *** $p < 0,001$.

Für die lärmbedingten Schlafstörungen ergeben sich insgesamt folgende Co-Determinanten:

- Exposition: Je nach Quellenart Nachtpegel $L_{pAeq,22-06h}$ - Luft-, Schienen-, Straßenverkehrslärm
- Befragungsmodus
- Alter (als quadratischer Term)
- Geschlecht
- Sozialschicht Scheuch-Winkler-Index SWI
- Migrationshintergrund
- Hauseigentum
- Lärmempfindlichkeit
- $L_{pAeq,22-06h}$ - zweite Verkehrslärmart (z. B. in Modellen zur Fluglärmbelästigung: Straßenverkehrslärm)
- $L_{pAeq,22-06h}$ - dritte Verkehrslärmart (z. B. in Modellen zur Fluglärmbelästigung: Schienenverkehrslärm)

- Attribut Luft-/Straßen- bzw. Schienenverkehr = nützlich
- Attribut Luft-/Straßen- bzw. Schienenverkehr = bequem
- Attribut Luft-/Straßen- bzw. Schienenverkehr = umweltschädigend (positiv umcodiert)
- Interaktion Befragungsmodus * Alter
- Interaktion Befragungsmodus * Attribut Luft-/Straßen- bzw. Schienenverkehr = nützlich

Zusätzlich werden in den Längsschnittmodellen zu den fluglärmbedingten Schlafstörungen im Rhein-Main Panel die Variablen

- Erwartungen an den künftigen Flugbetrieb
- Lärmbewältigungsvermögen
- Attribut Luftverkehr = gefährlich (positiv umcodiert)
- Interaktion Befragungsmodus * Attribut Luftverkehr = gefährlich

verwendet.

9.6.3 Auswahl von Co-Determinanten für die Modelle zur gesundheitsbezogenen Lebensqualität

In der wissenschaftlichen Fachliteratur sind zur gesundheitsbezogenen Lebensqualität, erfasst mit dem SF36 oder seinen Kurzformen (SF12, SF8, SF6) neben chronischen Erkrankungen folgende Einflussgrößen bekannt:

- Soziodemografische Merkmale: Alter, Geschlecht, Sozialschicht (Ellert et al., 2005; Ellert & Kurth, 2013)
- Risikofaktoren, Gesundheitsverhalten: Body-Maß-Index (Ford et al., 2001), Bewegung, Sport, Tabakkonsum, Alkoholkonsum (Jiang & Hesser, 2006)

Zusätzlich werden in der Lärmwirkungsliteratur Zusammenhänge zwischen Lärmempfindlichkeit sowie Lärmbelästigung und der gesundheitsbezogenen Lebensqualität berichtet (Dratva et al., 2010; Schreckenberg, Griefahn & Meis, 2010a; Shepherd et al., 2010, 2013). Weiterhin werden Wohndauer als Indikator der Expositionsdauer (vgl. u.a. Huss et al., 2010, Seidler et al., 2015) sowie die Anzahl der Stunden außer Haus als Maß für die Intensität der Lärmexposition zuhause als potenzielle Co-Determinanten in den Modellen zur Lärmempfindlichkeit geprüft.

Dabei ist nicht gänzlich ausgeschlossen, dass eine (lärmunabhängig) Beeinträchtigung der gesundheitsbezogenen Lebensqualität die Bewältigungsmöglichkeiten von Lärmsituationen mindert, mit der Folge einer erhöhten Lärmbelästigung (Fyhri & Klæboe, 2009; Schreckenberg et al., 2010a, b). Aus dem stresstheoretischen Rahmenmodell können hierzu

konkurrierende Hypothesen abgeleitet werden. Inwieweit die Lärmbelastigung als Mediator der Wirkung von Lärm auf die gesundheitsbezogene Lebensqualität oder die Lebensqualität eher als eine relevante Co-Determinante der Lärmbelastigung zu konzeptualisieren ist, ist im Rahmen einer Mediatorenanalyse am Beispiel der Fluglärmwirkung in der Panelstudie Rhein-Main geprüft worden. Auch hier gilt, dass die untersuchten Variablen im Zeitverlauf aufgrund des zu vermutenden reziproken Wirkungsprozesses keinen "Entweder-oder"-Status einnehmen, sondern dieser bei Querschnittsbetrachtung statistisch durch die Daten belastbarere Kausalrichtung geprüft wird. Die in Tabelle 9-32 dargestellten Ergebnisse der Mediatoranalyse zeigen, dass der direkte Effekt des Mittelungspegels $L_{pAeq,24h}$ auf die Fluglärmelastigung deutlich höher ist als die indirekte durch die (mit dem Geräuschpegel korrelierende) gesundheitsbezogene Lebensqualität, sowohl im Quer- als auch Längsschnitt. Umgekehrt sind die Effekte des Geräuschpegels auf die gesundheitsbezogene Lebensqualität vergleichsweise gering, dabei ist der indirekte, über die Fluglärmelastigung vermittelte Effekt größer als der direkte Effekt des Geräuschpegels. Die Effekte sind bei der psychischen Lebensqualität (MCS) stärker als beim körperlichen Summenscore PCS. Insgesamt spricht dies für einen Mediatoreffekt der Fluglärmelastigung auf die gesundheitsbezogene Lebensqualität. Inwieweit dieser Mediationseffekt auch bei Kontrolle weiterer Co-Determinanten in den adjustierten Expositions-Wirkungsmodellen zur gesundheitsbezogenen Lebensqualität für die verschiedenen Verkehrslärmquellenarten gilt, wird in den Abschnitten 9.9 und den Abschnitten 11.6 und 12.6 vorgestellt.

Weitere potenzielle Confounder wie der Befragungsmodus und die Exposition durch Straßen- und Schienenverkehrslärm werden ebenfalls in die Expositions-Wirkungsmodelle zur gesundheitsbezogenen Lebensqualität mit aufgenommen. Die Korrelationen der potenziellen Co-Determinanten mit der gesundheitlichen Lebensqualität und dem 24-Stunden-Mittelungspegel für Luftverkehr $L_{pAeq,24h}$ sind in Tabelle 9-33 und Tabelle 9-34 dargestellt.

Tabelle 9-32. Mediatoranalyse zur Fluglärmelastung und MCS/PCS

AV	Mediator	Modell- güte R^2	Effekt von Mittelungspegel $L_{pAeq,24h}$ - Luftverkehr										
			direkt					indirekt (über Mediator vermittelt)					
			B	CI-	CI+	t	p	B	BCI-	BCI+	Z	p	k^2
<i>SF8 körperlicher Summenscore (PCS) - Fluglärmelastung (FLB)</i>													
PCS 1 [#]	FLB 1 [#]	0,029	-0,022	-0,045	0,000	-1,92	0,055	-0,074	-0,086	-0,063	-12,78	***	0,066
FLB 1 [#]	PCS 1 [#]	0,239	0,461	0,444	0,479	52,46	***	0,012	0,009	0,015	7,54	***	0,014
PCS 2 [#]	FLB 1 [#]	0,021	-0,033	-0,065	-0,001	-2,00	0,046	-0,060	-0,076	-0,044	-7,18	***	0,053
FLB 2 [#]	PCS 1 [#]	0,185	0,411	0,386	0,435	32,50	***	0,007	0,005	0,011	4,46	***	0,009
PCS 3 [#]	FLB 2 [#]	0,020	-0,011	-0,047	0,025	-0,59	0,554	-0,064	-0,083	-0,046	-6,83	***	0,057
FLB 3 [#]	PCS 2 [#]	0,224	0,450	0,422	0,478	32,00	***	0,009	0,005	0,014	3,83	***	0,010
<i>SF8 psychischer Summenscore (MCS) - Fluglärmelastung (FLB)</i>													
MCS 1 [#]	FLB 1 [#]	0,038	0,024	0,002	0,047	2,14	0,033	-0,097	-0,106	-0,086	-16,36	***	0,086
FLB 1 [#]	MCS 1 [#]	0,249	0,462	0,444	0,479	52,92	***	0,012	0,008	0,015	6,55	***	0,014
MCS 2 [#]	FLB 1 [#]	0,029	-0,026	-0,057	0,005	-1,65	0,100	-0,075	-0,091	-0,060	-9,53	***	0,067
FLB 2 [#]	MCS 1 [#]	0,198	0,407	0,383	0,432	32,46	***	0,011	0,011	0,007	4,80	***	0,012
MCS 3 [#]	FLB 2 [#]	0,045	0,002	-0,035	0,038	0,09	0,927	-0,100	-0,118	-0,082	-10,75	***	0,089
FLB 3 [#]	MCS 2 [#]	0,249	0,432	0,404	0,460	30,58	***	0,027	0,019	0,034	6,85	***	0,030

Anmerkung. [#] Ziffern 1, 2 bzw. 3 beziehen sich auf die Erhebungswellen t1 ($n = 9244$), t2 ($n = 4.867$) bzw. t3 (3.508). B: Regressionskoeffizient, CI -/+: untere/obere Grenze des 95 %-Konfidenzintervalls, BCI -/+: untere/obere Grenze des Bootstrap-Konfidenzintervalls (mit $N_B = 5.000$), t: Prüfgröße t, p: Überschreitungswahrscheinlichkeit, Z = Prüfgröße Sobel-Test, k^2 : Kappa-Quadrat-Koeffizient (Effektstärkemaß des indirekten Effekts nach Preacher & Kelley, 2011). In die Analysen gingen aus Gründen der besseren Interpretierbar- und Vergleichbarkeit alle Variablen z-standardisiert ein, *** $p < 0,001$.

Tabelle 9-33. Ergebnisse von Korrelationsanalysen zwischen der gesundheitsbezogenen Lebensqualität (psychisch = MCS, körperlich PCS) und potenziellen Co-Determinanten

Variable	SF8 Lebensqualität: MCS, PCS												
	Telefonisch						Onliner						
	FRA 2011		FRA 2012		FRAP 2013		FRA 2011		FRA 2012		FRAP 2013		
	MCS	PCS	MCS	PCS	MCS	PCS	MCS	PCS	MCS	PCS	MCS	PCS	
Alter	<i>r</i>	0,039	-0,223	0,052	-0,215	0,059	-0,226	0,08	-0,15	0,087	-0,152	0,117	-0,179
	<i>p</i>	0,001	***	0,001	***	0,001	***	0,003	***	0,027	***	0,018	***
	<i>N</i>	7.816	7.816	4.217	4.217	3.098	3.098	1.428	1.428	650	650	410	410
SWI	<i>r</i>	0,072	0,171	0,082	0,174	0,097	0,181	0,104	0,111	0,126	0,084	0,136	0,165
	<i>p</i>	***	***	***	***	***	***	***	***	0,002	0,044	0,007	0,001
	<i>N</i>	7.693	7.693	4.108	4.108	3.023	3.023	1.316	1.316	582	582	388	388
Geschlecht	<i>r_{pb}</i>	-0,11	-0,083	-0,105	-0,083	-0,097	-0,092	-0,14	-0,036	-0,162	-0,069	-0,165	-0,094
	<i>p</i>	***	***	***	***	***	***	***	0,171	***	0,077	0,001	0,057
	<i>N</i>	7.816	7.816	4.217	4.217	3.098	3.098	1.428	1.428	650	650	410	410
Wohndauer	<i>r</i>	0,024	-0,162	0,05	-0,148	0,023	-0,146	0,021	-0,124	0,026	-0,179	-0,028	-0,204
	<i>p</i>	0,059	***	0,001	***	0,205	0	0,493	***	0,514	***	0,575	***
	<i>N</i>	6.334	6.334	4.188	4.188	3.076	3.076	1.115	1.115	644	644	407	407
Stunden außer Haus (werktags)	<i>r</i>	0,017	0,182	0,022	0,184	0,034	0,187	0,005	0,055	-0,017	0,052	0,012	0,086
	<i>p</i>	0,144	***	0,151	***	0,063	***	0,853	0,045	0,682	0,201	0,814	0,092
	<i>N</i>	7.681	7.681	4.172	4.172	3.065	3.065	1.348	1.348	600	600	384	384
Fluglärmelastigung	<i>r</i>	-0,203	-0,163	-0,256	-0,151	-0,239	-0,139	-0,23	-0,172	-0,265	-0,212	-0,258	-0,228
	<i>p</i>	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***
	<i>N</i>	7.816	7.816	4.217	4.217	3.098	3.098	1.427	1.427	649	649	410	410
Lärmempfindlichkeit	<i>r</i>	-0,258	-0,125	-0,25	-0,122	-0,226	-0,106	-0,21	-0,128	-0,235	-0,181	-0,242	-0,094
	<i>p</i>	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***	***	0,059
	<i>N</i>	7.789	7.789	4.211	4.211	3.092	3.092	1.416	1.416	642	642	408	408
Body-Maß Index	<i>r</i>	-0,011	-0,162	-0,049	-0,166	0,025	0,007	-0,052	-0,143	-0,04	-0,155	0,029	0,079
	<i>p</i>	0,389	***	0,002	***	0,157	0,696	0,094	***	0,323	***	0,557	0,109
	<i>N</i>	6.183	6.183	4.144	4.144	3.092	3.092	1.032	1.032	608	608	409	409
Sport (Dauer pro Wo.)	<i>r</i>	0,051	0,192	0,085	0,197	-0,041	-0,124	0,13	0,134	0,092	0,148	0,125	-0,094
	<i>p</i>	0,001	***	***	***	0,354	0,005	0,001	0,001	0,02	***	0,41	0,534
	<i>N</i>	4.209	4.209	4.205	4.205	511	511	631	631	635	635	46	46
Raucherstatus	<i>r</i>	0,014	0,006	0,001	0,03	0,112	0,077	0,074	0,085	0,082	0,014	0,094	0,121
	<i>p</i>	0,265	0,633	0,97	0,051	***	***	0,014	0,005	0,039	0,718	0,059	0,016
	<i>N</i>	6.324	6.324	4.205	4.205	3.089	3.089	1.096	1.096	636	636	400	400
Alkoholkonsum	<i>r</i>	0,067	0,067	0,094	0,071	0,112	0,077	0,065	0,075	0,107	0,074	0,094	0,121
	<i>p</i>	***	***	***	***	***	***	0,034	0,014	0,007	0,063	0,059	0,016
	<i>N</i>	6.303	6.303	4.189	4.189	3.089	3.089	1.081	1.081	627	627	400	400
<i>L</i> _{pAeq,24h} Straße	<i>r</i>	-0,013	-0,023	-0,018	-0,025	0,001	-0,008	-0,047	-0,052	-0,014	-0,059	-0,033	-0,038
	<i>p</i>	0,263	0,044	0,242	0,103	0,947	0,653	0,074	0,05	0,729	0,135	0,506	0,447
	<i>N</i>												

Variable	SF8 Lebensqualität: MCS, PCS												
	Telefonisch						Onliner						
	FRA 2011		FRA 2012		FRAP 2013		FRA 2011		FRA 2012		FRAP 2013		
	MCS	PCS	MCS	PCS	MCS	PCS	MCS	PCS	MCS	PCS	MCS	PCS	
	<i>N</i>	7.816	7.816	4.217	4.217	3.098	3.098	1.428	1.428	650	650	410	410
$L_{pAeq,24h}$ Schiene	<i>r</i>	-0,039	-0,03	-0,06	-0,025	-0,058	-0,038	-0,023	0,044	-0,022	0,029	-0,095	-0,018
	<i>p</i>	0,001	0,009	***	0,101	0,001	0,036	0,378	0,094	0,575	0,463	0,056	0,722
	<i>N</i>	7.816	7.816	4.217	4.217	3.098	3.098	1.428	1.428	650	650	410	410

Anmerkung. r = Produkt-Moment-Korrelation, r_{pb} = Punkt-biseriale Korrelation. Hervorhebungen: **rot:** Korrelation statistisch nicht signifikant ($p > 0,05$) Fettdruck: = r bzw. $r_{pb} \geq 0,10$, *** $p < 0,001$.

Tabelle 9-34. Ergebnisse von Korrelationsanalysen zwischen 24-Stunden-Mittelungspegel Luftverkehr $L_{pAeq,24h}$ und potenziellen Co-Determinanten der gesundheitsbezogenen Lebensqualität

Variable	Geräuschpegel Luftverkehr: $L_{pAeq,24h}$						
		Telefonisch			Onliner		
		FRA 2011	FRA 2012	FRAP 2013	FRA 2011	FRA 2012	FRAP 2013
Alter	r	0,06	0,025	0,037	0,035	0,071	0,057
	p	***	0,11	0,04	0,192	0,07	0,249
	N	7.816	4.217	3.098	1.428	650	410
SWI	r	-0,091	-0,114	-0,112	-0,034	-0,047	-0,033
	p	***	***	***	0,214	0,258	0,52
	N	7.693	4.108	3.023	1.316	582	388
Geschlecht	r_{pb}	-0,024	-0,022	-0,015	-0,03	-0,022	-0,018
	p	0,032	0,158	0,399	0,261	0,574	0,712
	N	7.816	4.217	3.098	1.428	650	410
Wohndauer	r	0,134	0,104	0,116	0,146	0,179	0,214
	p	***	***	***	***	***	***
	N	6.334	4.188	3.076	1.115	644	407
Stunden außer Haus (werktags)	r	-0,03	-0,013	-0,023	-0,024	-0,036	0,01
	p	0,008	0,419	0,199	0,37	0,373	0,842
	N	7.681	4.172	3.065	1.348	600	384
Fluglärmbelästigung	r	0,47	0,463	0,461	0,483	0,494	0,501
	p	***	***	***	***	***	***
	N	7.816	4.217	3.098	1.427	649	410
Lärmempfindlichkeit	r	0,054	0,026	0,007	-0,05	-0,046	0,013
	p	***	0,097	0,68	0,058	0,247	0,797
	N	7.789	4.211	3.092	1.416	642	408
Body-Maß Index BMI	r	0,106	0,084	-0,021	0,068	0,013	-0,1
	p	***	***	0,238	0,03	0,745	0,044
	N	6.183	4.144	3.092	1.032	608	409
Sport (Dauer pro Wo.)	r	-0,011	-0,01	0,004	-0,004	0,002	-0,068
	p	0,466	0,503	0,927	0,928	0,964	0,652
	N	4.209	4.205	511	631	635	46
Raucherstatus	r	-0,023	-0,047	-0,024	-0,109	-0,054	-0,035
	p	0,068	0,124	0,125	0,006	0,003	0,487
	N	6.324	1.096	4.205	636	3.089	400
Tägl. Zigarettenkonsum	r	0,055	0,052	0,04	-0,043	0,004	-0,068
	p	0,107	0,567	0,287	0,722	0,927	0,652
	N	847	123	700	70	511	46
Alkoholkonsum	r	-0,04	-0,031	-0,051	-0,081	-0,054	-0,035
	p	0,001	0,314	0,001	0,042	0,003	0,487
	N	6.303	1.081	4.189	627	3.089	400

Variable	Geräuschpegel Luftverkehr: $L_{pAeq,24h}$						
		Telefonisch			Onliner		
		FRA 2011	FRA 2012	FRAP 2013	FRA 2011	FRA 2012	FRAP 2013
$L_{pAeq,24h}$ Straße	r	0,021	0,023	0,02	0,041	0,007	0,082
	p	0,058	0,133	0,258	0,122	0,866	0,095
	N	7.816	4.217	3.098	1.428	650	410
$L_{pAeq,24h}$ Schiene	r	0,297	0,323	0,302	0,301	0,265	0,286
	p	***	***	***	***	***	***
	N	7.816	4.217	3.098	1.428	650	410

Anmerkung. r = Produkt-Moment-Korrelation, r_{pb} = Punkt-biseriale Korrelation. Hervorhebungen: **rot**: Korrelation statistisch nicht signifikant ($p > 0,05$) Fettdruck: = r bzw. $r_{pb} \geq 0,10$.

Tabelle 9-33 zeigt für den Raucherstatus und den Alkoholkonsum keine durchgängige statistisch signifikante Korrelation mit den Lebensqualitätsscores mit einem r bzw. $r_{pb} \geq 0,10$, so dass diese Faktoren in den weiteren Expositions-Wirkungsanalysen nicht als Co-Determinanten berücksichtigt wurden. Weitere Interaktionen, insbesondere mit dem Befragungsmodus erwiesen sich als statistisch nicht signifikant, so dass sich insgesamt die folgenden Determinanten für die Expositions-Wirkungsanalysen - sowohl im Quer- als auch Längsschnitt zur gesundheitsbezogenen Lebensqualität ergeben:

- Exposition: Je nach Quellenart $L_{pAeq,24h}$ - Luft-, Schienen-, Straßenverkehrslärm
- Befragungsmodus
- Alter (linear)
- Geschlecht
- Sozialschicht Scheuch-Winkler-Index SWI
- Migrationshintergrund
- Wohndauer
- Stunden außer Haus (werktags)
- Je nach betrachteter Quellenart: Quellenspezifische Verkehrslärmbelästigung
- Lärmempfindlichkeit (1 Item, 4-st.)
- Body-Maß Index (BMI)
- Sportliche Aktivität (Dauer pro Woche.)
- $L_{pAeq,24h}$ - zweite Verkehrslärmart (z. B. in Modellen zur Fluglärmbelästigung: Straßenverkehrslärm)
- $L_{pAeq,24h}$ - dritte Verkehrslärmart (z. B. in Modellen zur Fluglärmbelästigung: Schienenverkehrslärm)

9.7 Expositions-Wirkungsmodelle zur Fluglärmbelästigung

9.7.1 Übersicht über die berechneten Modelle zur Fluglärmbelästigung

Für den Vergleich der Expositions-Wirkungsbeziehung zwischen den Flughäfen bezogen auf die Fluglärmbelästigung in Abhängigkeit vom quellenspezifischen 24-Stunden-Mittelungspegel $L_{pAeq,24h}$ - Luftverkehr wurden verschiedene Modelle auf Basis des Verallgemeinerten Linearen Modells (GzLM) berechnet für

- den Grad der Fluglärmbelästigung im Wertebereich von 1 (überhaupt nicht gestört) bis 5 (äußerst gestört oder belästigt), erhoben mit der IC BEN-/ISO-Belästigungsskala und
- den Anteil der hoch durch Fluglärm belästigten Personen (Personen mit Werten auf der IC BEN/ISO-Belästigungsskala größer gleich 4; *HA-Anteil*)

Die für beide Variablen berechneten Basis- und erweiterten Modelle schließen die folgenden Einflussgrößen (Determinanten) ein:

Tabelle 9-35. Einflussgrößen in den Basis- und erweiterten Modellen zur Fluglärmbelästigung

Basismodell	Erweitertes Modell
$L_{pAeq,24h}$ - Luftverkehr	$L_{pAeq,24h}$ - Luftverkehr
Befragungsmodus	Befragungsmodus
Flughafen (<i>nur im Gesamtmodell über alle Flughäfen</i>)	Flughafen (<i>nur im Gesamtmodell über alle Flughäfen</i>)
Interaktion Flughafen * $L_{pAeq,24h}$	Interaktion Flughafen * $L_{pAeq,24h}$
	Geschlecht
	Alter (quadratischer Term)
	Wohndauer
	Hauseigentum
	SWI
	Migration
	Lärmempfindlichkeit
	Luftverkehr = nützlich
	Luftverkehr = bequem
	Luftverkehr = umweltschädigend
	$L_{pAeq,24h}$ - Straßenverkehr
	$L_{pAeq,24h}$ - Schienenverkehr
	Befragungsmodus * Alter

Die Auswahl der Determinanten ist im Abschnitt 9.6.1, S. 257ff. beschrieben. Zusätzlich wurden für den Vergleich der Flughäfen in den Gesamtmodellen der Faktor „Flughafen“ sowie die Interaktion Flughafen * $L_{pAeq,24h}$ für Luftverkehr eingeführt. Letztere, weil nicht angenommen werden kann, dass die Steigung der Expositions-Wirkungsbeziehungen an allen Flughäfen gleich verläuft. Diese Annahme begründet sich zum einen darin, dass in den Mittelungspegel sowohl der Schalldruckpegel von Luftverkehrsgeräuschen und deren Häufigkeit (Zahl der Flugbewegungen) innerhalb einer Bezugszeit (hier: 24 Stunden) einfließen und demnach gleiche Mittelungspegel aus unterschiedlichen Geräuschzusammensetzungen (Verkehrsmix) bestehen können. Mit anderen Worten: Ein 24-Stunden-Mittelungspegel von z.B. 50 dB ist beispielsweise am Flughafen Frankfurt anders zusammengesetzt als am Flughafen Stuttgart und kann demnach zu unterschiedlichen Beeinträchtigungsreaktionen führen. Ein anderer Grund für die Annahme einer Interaktion zwischen Flughafen und $L_{pAeq,24h}$ ist der unterstellte Einfluss nicht-akustischer, in der Person liegender Merkmale, die an den untersuchten Flughäfen unterschiedlich verteilt sein können und entsprechend zu verschiedenen Expositions-Wirkungsbeziehungen führen können.

Die unterschiedlichen Korrelationskoeffizienten zwischen Fluglärmbelästigung und Geräuschpegel an den untersuchten Flughäfen (vgl. Tabelle 9-15, S. 229) signalisieren bereits, dass unterschiedliche, flughafenspezifische Steigungen der Expositions-Wirkungsbeziehungen zu erwarten sind.

Als Referenz ist der Flughafen Stuttgart festgelegt worden, in den Ergebnistabellen sind die Regressionskoeffizienten der übrigen Flughafenstandorte im Verhältnis dazu angegeben. Die Entscheidung für den Flughafenstandort Stuttgart als Referenz ist erfolgt, weil an diesem Flughafen die bivariate Korrelation zwischen Fluglärmbelästigung und dem $L_{pAeq,24h}$ am höchsten ist ($r = 0,59$) und entsprechend andere, zum Teil nicht-akustische Einflussgrößen eine geringere Rolle spielen. Außerdem ist der Flughafen insgesamt unter den untersuchten Flughäfen der „Unscheinbarste“: Eine regionale oder gar überregionale Debatte über Pläne oder Umsetzungen von baulichen Ausbauprojekten, betriebszeitlichen Kapazitätsänderungen bzw. Luftverkehrsbeschränkungen in der Nachtzeit sind anders als an den übrigen drei Flughäfen zum Flughafen Stuttgart nicht bekannt. Die Wahl der Referenz hat keinen Einfluss auf die Schätzung der Expositions-Wirkungsbeziehung, d. h. durch Auswahl eines anderen Flughafens als Referenz ändern sich die Regressionskoeffizienten der übrigen Flughäfen entsprechend im Verhältnis dazu.

Tabelle 9-36 listet die für die Fluglärmbelästigung über alle Flughäfen sowie pro Flughafen berechneten Modelle auf.

Tabelle 9-36. Expositions-Wirkungsmodelle zur Fluglärmbelastigung am Frankfurter Flughafen und an den Vergleichsflughäfen Berlin-Brandenburg (BER), Köln/Bonn (CGN) und Stuttgart (STR)

Nr.	Vergleich	Modelltyp	Abhängige Variable	Modellvariante	AIC
<u>Gesamt über alle Flughäfen (inklusive Determinante "Flughafen")</u>					
1 - 3	FRA 2011 vs. BER, CGN, STR	Multiple	Fluglärmbelastigung	Basis	42.672,34
	FRA 2012 vs. BER, CGN, STR	lineare	5-stufige		42.561,18
	FRA 2013 vs. BER, CGN, STR	Regression	ICBEN/ISO-Skala		42.696,76
4 - 6	FRA 2011 vs. BER, CGN, STR	Multiple	Fluglärmbelastigung	Erweitert	36.572,39
	FRA 2012 vs. BER, CGN, STR	lineare	5-stufige		36.337,57
	FRA 2013 vs. BER, CGN, STR	Regression	ICBEN/ISO-Skala		36.412,76
<u>Pro Flughafen</u>					
7 - 12	FRA 2011, FRA 2012, FRA 2013, BER, CGN, STR	Multiple lineare Regression	Fluglärmbelastigung 5-stufige ICBEN/ISO-Skala	Erweitert	s. Anhang 6
13 - 18	FRA 2011, FRA 2012, FRA 2013, BER, CGN, STR	Multiple logistische Regression	Anteil hoch fluglärm-belästigter Personen (HA-Anteil)	Erweitert	s. Anhang 6

Anmerkung. AIC = Akaike-Informationskriterium.

Die in Tabelle 9-36 angegebenen AIC-Wert signalisieren eine bessere Modellgüte des erweiterten Modells gegenüber dem Basismodell (kleinerer AIC-Wert). Die Hinzunahme von weiteren Co-Determinanten zusätzlich zu den beiden Variablen 24-Stunden-Mittelungspegel und Befragungsmodus klärt demnach mehr Varianz in der Fluglärmbelastigung auf.

9.7.2 Expositions-Wirkungsbeziehungen zum Grad der Fluglärmbelastigung

Im Folgenden werden die Regressionskoeffizienten der erweiterten Gesamtmodelle über alle Flughäfen vorgestellt (Tabelle 9-37). Insgesamt werden die Ergebnisse von drei Modellen präsentiert, in denen die Modellierung der Fluglärmbelastigung an den Vergleichsflughäfen im Vergleich zu der am Flughafen Frankfurt getrennt für die drei Erhebungswellen 2011, 2012 und 2013 im Panel Rhein-Main erfolgt.

Die gleichen Ergebnisse finden sich auch in Tabellen im Anhang 6, allerdings dort ergänzt um die Ergebnisse des Bootstrapping, das zu jedem erweiterten Modell durchgeführt wurde. Tabelle 9-37 stellt demnach einen Auszug dar. Im gleichen Anhangsabschnitt 6 werden auch die Ergebnisse der Basismodelle vorgestellt.

An Tabelle 9-37 schließt sich die Tabelle 9-39 an, die - auszugsweise - Ergebnisse der flughafenspezifischen Regressionsmodelle zur Fluglärmbelastigung zeigt. Angegeben sind der standardisierte Regressionskoeffizient und der p-Wert zum Regressionskoeffizienten. Die vollständigen Tabellen zu den flughafenspezifischen Regressionsmodellen zum Grad der

Fluglärmelastung als auch zum HA-Anteil inklusive der Bootstrapping-Ergebnisse befinden sich im Anhang 6. Die daraus abgeleiteten Expositions-Wirkungskurven sind weiter unten in diesem Kapitel in Abbildung 9-13, bis Abbildung 9-15, S. 286ff. dargestellt.

Tabelle 9-37. Ergebnisse der Regressionsanalysen im Rahmen des GzLM (erweiterte Modelle) zur Fluglärmelastung am Flughafen Frankfurt (FRA; Teilnehmende aller Welle t1 bis t3) im Vergleich zu den Flughäfen Berlin-Brandenburg (BER), Köln/Bonn (CGN) und Stuttgart (STR)

Parameter	FRA 2011				FRA 2012				FRA 2013			
	B	SE	p	β	B	SE	p	β	B	SE	p	β
Konstanter Term	-1,91	0,13	< 0,01	0,00	-1,90	0,13	< 0,01	0,00	-1,90	0,13	< 0,01	0,00
$L_{pAeq,24h}$ - Luftverk.	0,10	0,00	< 0,01	0,48	0,10	0,00	< 0,01	0,47	0,10	0,00	< 0,01	0,47
Befragungsmodus	-0,01	0,01	0,16	-0,01	-0,02	0,01	0,01	-0,02	-0,02	0,01	0,01	-0,02
FRA ^a	0,43	0,20	0,03	0,06	0,86	0,20	< 0,01	0,11	0,74	0,19	< 0,01	0,08
BER ^a	0,89	0,16	< 0,01	0,02	0,89	0,16	< 0,01	0,02	0,89	0,16	< 0,01	0,03
CGN ^a	1,64	0,19	< 0,01	0,08	1,62	0,18	< 0,01	0,08	1,63	0,19	< 0,01	0,09
FRA * $L_{pAeq,24h}$ ^b	-0,01	0,00	0,17	-0,01	-0,01	0,00	< 0,01	-0,03	-0,01	0,00	0,01	-0,03
BER * $L_{pAeq,24h}$ ^b	-0,02	0,00	< 0,01	-0,05	-0,02	0,00	< 0,01	-0,05	-0,02	0,00	< 0,01	-0,05
CGN * $L_{pAeq,24h}$ ^b	-0,03	0,00	< 0,01	-0,07	-0,03	0,00	< 0,01	-0,07	-0,03	0,00	< 0,01	-0,07
Geschlecht	-0,07	0,01	< 0,01	-0,05	-0,07	0,01	< 0,01	-0,05	-0,07	0,01	< 0,01	-0,06
Alter	-0,01	0,01	0,22	-0,01	-0,02	0,01	0,18	-0,01	-0,02	0,01	0,17	-0,01
Alter ²	-0,10	0,01	< 0,01	-0,07	-0,09	0,01	< 0,01	-0,07	-0,10	0,01	< 0,01	-0,08
Wohndauer	0,04	0,01	< 0,01	0,03	0,04	0,01	< 0,01	0,03	0,04	0,01	< 0,01	0,03
Hauseigentum	0,09	0,01	< 0,01	0,07	0,08	0,01	< 0,01	0,06	0,08	0,01	< 0,01	0,06
SWI	0,02	0,01	0,12	0,01	0,03	0,01	0,01	0,02	0,02	0,01	0,02	0,02
Migration	-0,03	0,01	< 0,01	-0,03	-0,03	0,01	< 0,01	-0,03	-0,03	0,01	< 0,01	-0,02
Lärmempfindlichkeit	0,24	0,01	< 0,01	0,18	0,22	0,01	< 0,01	0,17	0,23	0,01	< 0,01	0,17
Luftverk. = nützlich	-0,15	0,01	< 0,01	-0,11	-0,15	0,01	< 0,01	-0,11	-0,15	0,01	< 0,01	-0,11
Luftverk. = bequem	-0,04	0,01	< 0,01	-0,03	-0,04	0,01	< 0,01	-0,03	-0,05	0,01	< 0,01	-0,04
Luftverk. = umweltsch. ^c	-0,19	0,01	< 0,01	-0,15	-0,20	0,01	< 0,01	-0,16	-0,20	0,01	< 0,01	-0,16
$L_{pAeq,24h}$ - Straße	-0,02	0,01	0,07	-0,01	-0,02	0,01	0,03	-0,02	-0,02	0,01	0,09	-0,01
$L_{pAeq,24h}$ - Schiene	-0,02	0,01	0,05	-0,01	-0,01	0,01	0,23	-0,01	-0,02	0,01	0,14	-0,01
B.-Modus * Alter	-0,02	0,01	0,04	-0,02	-0,01	0,01	0,35	-0,01	-0,01	0,01	0,50	-0,01
AIC	36.572,39				36.337,57				36.412,76			

Anmerkung. B = Regressionskoeffizient; SE = Standardfehler; p = Überschreitungswahrscheinlichkeit; p-Werte in roter Schrift weisen auf einen statistisch nicht signifikanten Regressionskoeffizienten hin ($p > 0,05$); β = Standardisierter Regressionskoeffizient; AIC = Akaike Informationskriterium. Flughäfen: FRA = Frankfurt (N = 3.508; Teilnehmende aller Wellen); BER = Berlin-Brandenburg (N = 5.548); CGN = Köln/Bonn (N = 2.955); STR = Stuttgart (N = 1.979); ^a: Flughafen STR = Referenz; ^b: STR * $L_{pAeq,24h}$ = Referenz; ^c umweltschädigend: Bewertungsskala umkodiert, d. h. hohe Werte = positive Bewertung.

Tabelle 9-38. Auszug der Ergebnisse der flughafenspezifischen Regressionsanalysen im Rahmen des GzLM (erweitertes Modell) zur Fluglärmelastigung an den Flughäfen Frankfurt (FRA; Teilnehmende aller Welle t1 bis t3), Berlin-Brandenburg (BER), Köln/Bonn (CGN) und Stuttgart (STR)

AV = Fluglärm- belästigung	FRA						BER		CGN		STR	
	2011		2012		2013		2012		2013		2013	
Parameter	β	p	β	p	β	p	β	p	β	p	β	p
(Konstanter Term)	-0,01	**	0,00	**	0,00	**	0,00	**	0,00	0,14	0,00	**
$L_{pAeq,24h}$ - Luft	0,47	**	0,47	**	0,46	**	0,45	**	0,39	**	0,59	**
Befragungsmodus	0,06	0,01	0,02	0,19	0,02	0,20	-0,02	0,03	-0,04	0,01	-0,02	0,18
Geschlecht	0,00	0,81	0,02	0,12	-0,01	0,67	-0,08	**	-0,08	**	-0,07	**
Alter	0,03	0,97	0,03	0,15	0,03	0,07	-0,02	0,20	-0,02	0,51	-0,09	**
Alter ²	-0,06	**	-0,06	**	-0,07	**	-0,04	0,01	-0,13	**	-0,06	**
Wohndauer	-0,01	0,75	-0,02	0,40	-0,01	0,40	0,03	0,04	0,04	0,04	0,11	**
Hauseigentum	0,10	**	0,08	**	0,09	**	0,09	**	0,00	0,85	0,07	**
SWI	0,01	0,63	0,05	0,01	0,03	0,03	0,00	0,71	0,03	0,05	0,01	0,62
Migration	-0,03	0,03	-0,03	0,02	-0,01	0,50	-0,02	0,15	0,00	0,75	-0,06	**
Lärmempfindlichkeit	0,20	**	0,17	**	0,18	**	0,17	**	0,21	**	0,16	**
Luftverk. = nützlich	-0,13	**	-0,13	**	-0,14	**	-0,10	**	-0,14	**	-0,07	**
Luftverk. = bequem	-0,04	0,02	-0,06	**	-0,07	**	-0,05	**	0,01	0,62	-0,04	0,04
Luftverk. = umweltsch. ^a	-0,16	**	-0,20	**	-0,19	**	-0,13	**	-0,18	**	-0,13	**
$L_{pAeq,24h}$ - Straße	-0,03	0,04	-0,04	0,01	-0,02	0,08	-0,03	**	0,04	0,01	-0,05	**
$L_{pAeq,24h}$ - Schiene	-0,06	**	-0,04	**	-0,05	**	0,02	0,04	-0,03	0,06	0,01	0,74
Befragungsmodus * Alter	-0,04	0,02	-0,02	0,20	-0,02	0,28	0,00	0,75	0,00	0,77	0,01	0,46
AIC	8.807		8.546		8.623		13.862		8.464		5.217	

Anmerkung. B = Regressionskoeffizient; SE = Standardfehler; p = Überschreitungswahrscheinlichkeit; p -Werte in roter Schrift weisen auf einen statistisch nicht signifikanten Regressionskoeffizienten hin ($p > 0,05$); β = Standardisierter Regressionskoeffizient; AIC = Akaike Informationskriterium. Flughäfen: FRA = Frankfurt ($N = 3.508$; Teilnehmende aller Wellen); BER = Berlin-Brandenburg ($N = 5.548$); CGN = Köln/Bonn ($N = 2.955$); STR = Stuttgart ($N = 1.979$); ^a umweltschädigend: Bewertungsskala umkodiert, d. h. hohe Werte = positive Bewertung, ** $p < 0,01$.

Aus Tabelle 9-37 geht hervor, dass über alle Flughäfen neben dem Mittelungspegel $L_{pAeq,24h}$ weitere Einflussgrößen zur Erklärung der Fluglärmelastigung beitragen, vor allem die Lärmempfindlichkeit, Bewertung des Flugverkehrs als als umweltschädigend (beide belästigungserhöhend) und nützlich (belästigungsmindernd). Die demografischen Variablen weisen dem gegenüber im Einfluss auf die Fluglärmelastigung geringere Effektstärken (niedrigere Regressionskoeffizienten) auf. Statistisch signifikant ist flughafenübergreifend das Alter (quadratische Term), wobei sich ein nicht-linearer Einfluss zeigt. Die Alters-Belastigungs-Beziehung ist umgekehrt u-förmige Beziehung, das Maximum (hier in den Statistiken nicht dargestellt) liegt bei 40 - 60 Jahren. Weiterhin: Wohndauer, Hauseigentum, Migration (höhere Belästigung bei längerer Wohndauer und Wohnimmobilienbesitz und Personen ohne Migrationshintergrund) und Geschlecht (Männer

belästigter als Frauen). Der Scheuch-Winkler-Index zum Sozialstatus hat in den Modellen zum Vergleich der Fluglärmelastung an den Vergleichsflughäfen mit der in Welle t2 (2012) und t3 (2013) am Flughafen Frankfurt einen statistisch signifikanten Einfluss (höhere Belastung bei höherem SWI-Indexwert), nicht aber beim Vergleich mit den Belastungswerten im Panel Rhein-Main in Erhebungswelle t1 (2011). Der Befragungsmodus allein sowie die Interaktion Befragungsmodus * Alter stellen weitere statistisch signifikanter Confounder dar, nach denen die Expositions-Wirkungsbeziehungen zur Fluglärmelastung und zum HA-Anteil durch Fluglärm adjustiert sind.

Die Regressionskoeffizienten zeigen weiterhin, dass sich die Flughafenstandorte im Einflussgewicht auf die Fluglärmelastung unterscheiden und Unterschiede in der Steigung der Expositions-Wirkungsbeziehung (Interaktion der Standorte mit dem $L_{pAeq,24h}$) aufweisen. Die Unterschiede lassen die Aufstellung flughafenspezifischer Regressionsmodelle als sinnvoll erscheinen (vgl. Tabelle 9-39). Wie die bivariaten Korrelationen zwischen $L_{pAeq,24h}$ und Fluglärmelastung bereits zeigen (Tabelle 9-15, S. 229), ist die aus den standardisierten Regressionskoeffizienten ableitbare Stärke der Pegel-Belastungs-Beziehung am Flughafen Köln/Bonn (CGN) am niedrigsten, am Flughafen Stuttgart (STR) am höchsten, die Beziehung an den Flughäfen Frankfurt (FRA) und Berlin-Brandenburg (BER) liegt jeweils dazwischen.

Weitere Unterschiede bestehen in den Einflüssen insbesondere

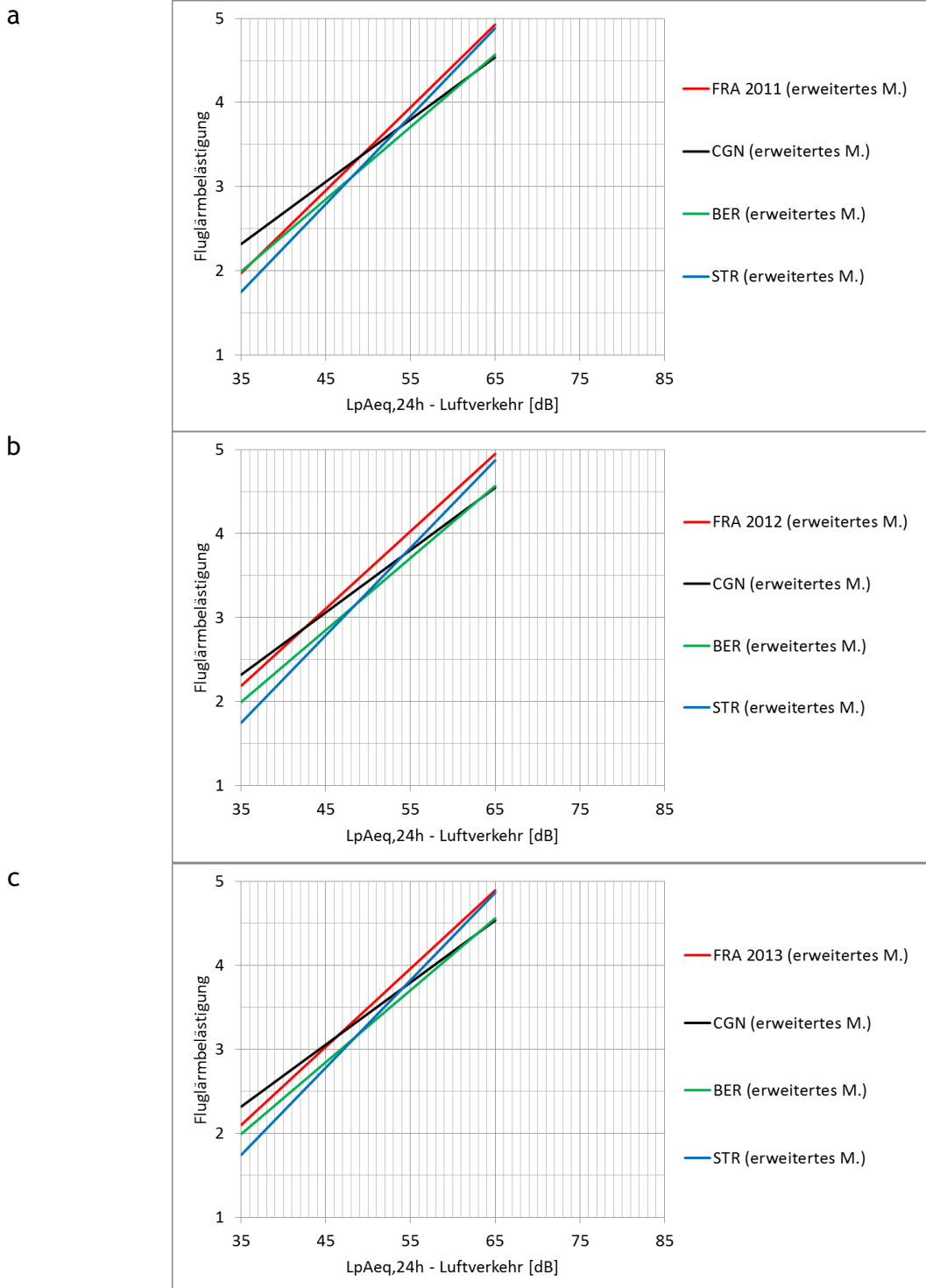
- des Befragungsmodus: Statistisch signifikant am Flughafen FRA in 2011, in 2012 und 2013 in Interaktion mit dem Alter, sowie an den Flughäfen CGN und STR;
- des Geschlechts: Statistisch signifikant an allen Vergleichsflughäfen CGN, STR und BER;
- der Wohndauer: Statistisch signifikant an den Flughäfen BER und CGN;
- SWI: Statistisch signifikant in den Folgewellen am Flughafen FRA;
- Migration: Statistisch signifikant in 2011 und 2012 am Flughafen FRA, sowie am Flughafen BER.
- $L_{pAeq,24h}$ für Schienenverkehr: Statistisch signifikant in FRA und BER (leicht negativ, d. h. abnehmende Fluglärmelastung bei zunehmender Exposition durch Schienenverkehrsgeräusche; leicht positiv, d. h. zunehmende Fluglärmelastung bei zunehmender Exposition durch Schienenverkehrsgeräusche).

Diese weiteren Einflussunterschiede betreffen solche Einflussvariablen, die einen standardisierten Regressionskoeffizienten (Beta-Gewichte) $< 0,10$ und in der Terminologie von Cohen (1988) in der Effektstärke unterhalb eines "kleinen Effekts" liegen (vgl. auch Peterson & Brown, 2005). Die Co-Determinanten Lärmempfindlichkeit, Bewertung des Luftverkehrs als nützlich und als umweltschädigend weisen, neben dem $L_{pAeq,24h}$, über alle Flughafenstandorte Beta-Gewichte $> 0,10$ auf und können als stabile, flughafenübergreifende Einflussgrößen der Fluglärmelastung verstanden werden.

Die nachfolgenden Abbildungen haben zum Inhalt:

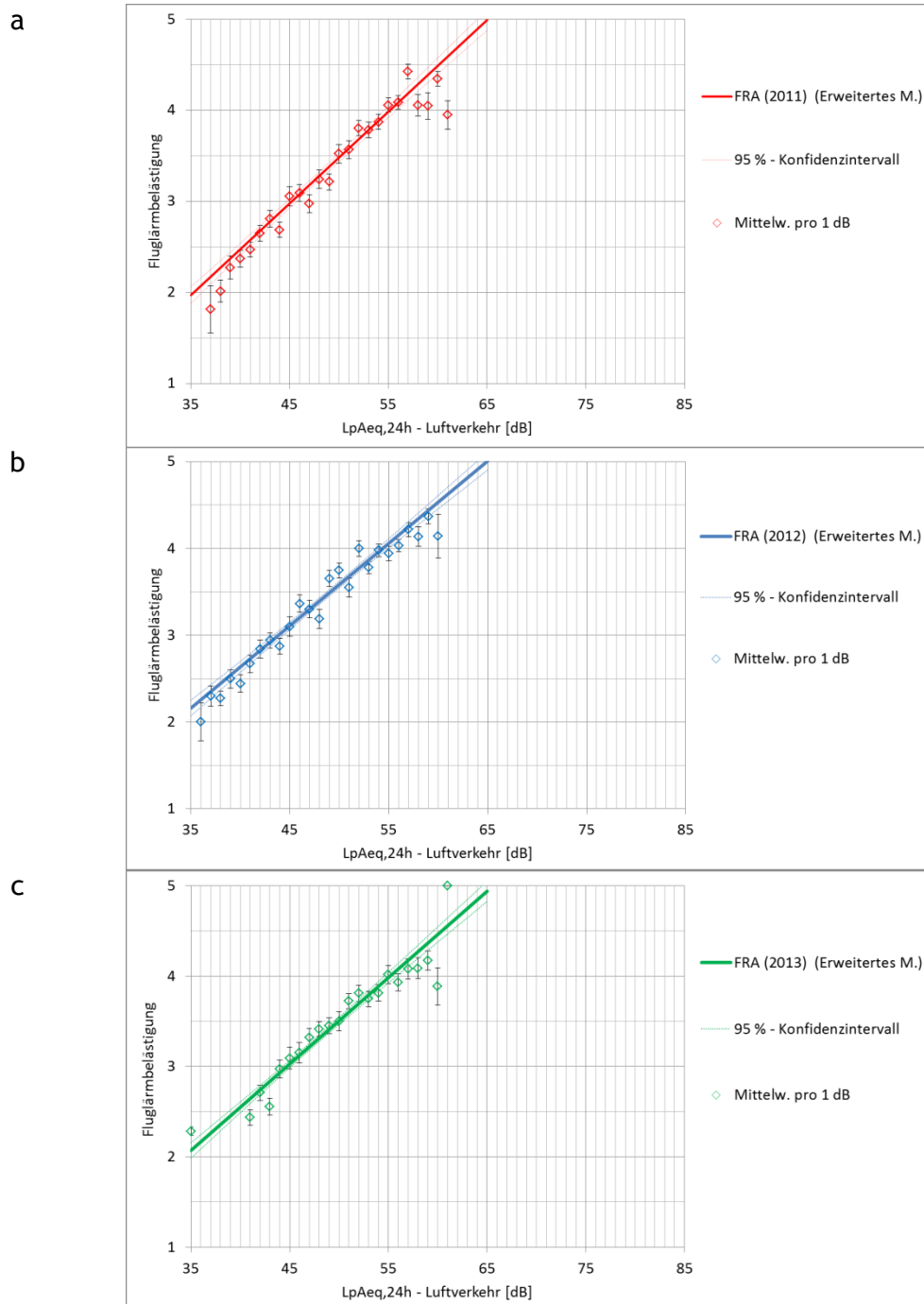
- Diagramme a - c der Abbildung 9-13: Vergleich der Expositions-Wirkungsbeziehungen zum Grad der Fluglärmelast erhoben an den Flughäfen BER, CGN, STR gegenüber den Ergebnissen am Flughafen Frankfurt in den Jahren 2011, 2012 und 2013. Die Expositions-Wirkungsbeziehungen wurden aus den Schätzparametern der erweiterten Gesamtmodelle Nr. 4 - 6 abgeleitet (Tabelle 9-36, Tabelle 9-37).
- Diagramme a - c jeweils in Abbildung 9-14 und Abbildung 9-15: Flughafenspezifische Expositions-Wirkungsbeziehungen für den Flughafen FRA 2011 bis 2013 (Abbildung 9-14) und die Flughäfen BER, CGN und STR (Abbildung 9-15) inklusive des jeweiligen 95 %-Konfidenzintervalls, abgeleitet aus den flughafenspezifischen Modellen Nr. 7 bis 12. Die entsprechenden Regressionsergebnisse dazu sind in Tabelle 9-38 und in den Tabellen im Anhang 6 aufgeführt.

Die zur Adjustierung verwendeten zentrierten Co-Determinanten wurden hierbei jeweils auf Null gesetzt (z-standardisiert), so dass sich die dargestellten Beziehungen zw. den Fluglärmelasturteilen und dem 24-Stunden-Mittelungspegel $L_{pAeq,24h}$ auf den Stichprobendurchschnitt beziehen.



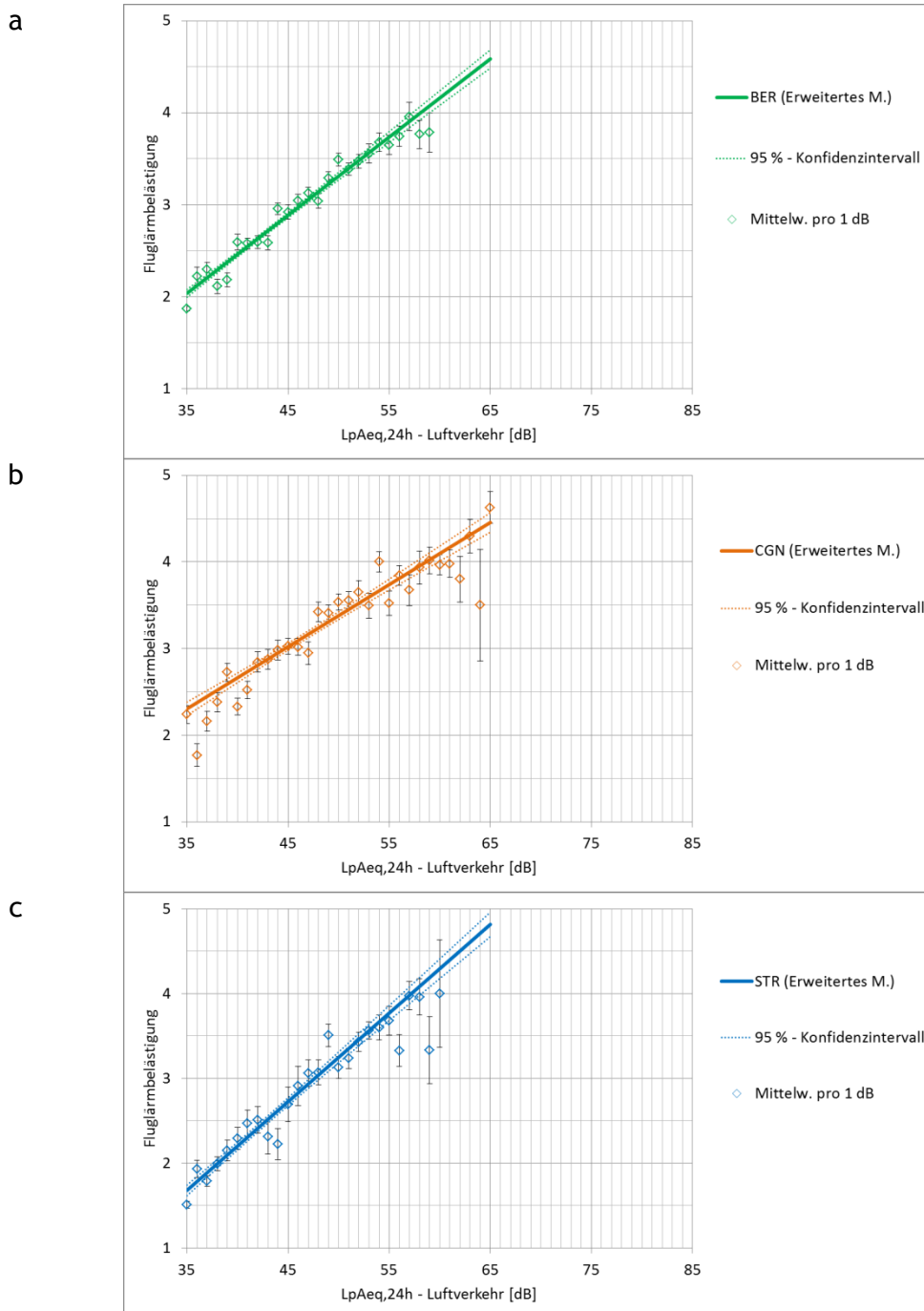
Anmerkung. Modelle adjustiert nach Befragungsmodus, Geschlecht, Alter, Wohndauer, Hauseigentum, SWI, Migration, Lärmempfindlichkeit, Bewertung Luftverkehr als nützlich, bequem, umweltschädigend, $L_{pAeq,24h}$ - Straßenverkehr, $L_{pAeq,24h}$ - Schienenverkehr, Interaktion Modus * Alter. Der Übersicht halber sind Konfidenzintervalle nicht eingezeichnet. Stichproben: BER: $n = 5.548$, CGN: $n = 2.955$, STR: $n = 1.979$.

Abbildung 9-13. Expositions-Wirkungsbeziehungen zur Fluglärmbelästigung im Vergleich: Flughäfen Berlin-Brandenburg (BER), Köln/Bonn (CGN), Stuttgart (STR) vs. Frankfurt 2011, 2012, 2013 (FRA).



Anmerkung. Modelle adjustiert nach Befragungsmodus, Geschlecht, Alter, Wohndauer, Hauseigentum, SWI, Migration, Lärmempfindlichkeit, Bewertung von Luftverkehr als nützlich, bequem, umweltschädigend, $L_{pAeq,24h}$ - Straßenverkehr, $L_{pAeq,24h}$ - Schienenverkehr, Interaktion Modus * Alter, Mittelw. = arithmetischer Mittelwert, Teilnehmende aller Erhebungswellen ($N = 3.508$).

Abbildung 9-14. Expositions-Wirkungsbeziehungen zur Fluglärmbelästigung am Flughafen Frankfurt (FRA): (a) 2011, (b) 2012, (c) 2013.



Anmerkung. Modelle adjustiert nach Befragungsmodus, Geschlecht, Alter, Wohndauer, Hauseigentum, SWI, Migration, Lärmempfindlichkeit, Bewertung von Luftverkehr als nützlich, bequem, umweltschädigend, $L_{pAeq,24h}$ jew. für Straßenverkehr und Schienenverkehr, Interaktion Modus * Alter. Stichproben: BER: $N = 5.548$, CGN: $N = 2.955$, STR: $N = 1.979$.

Abbildung 9-15. Expositions-Wirkungsbeziehungen zur Fluglärmbelästigung an den Flughäfen Berlin-Brandenburg (a; BER), Köln/Bonn (b; CGN), Stuttgart (c; STR).

Aus den Abbildung 9-13 bis Abbildung 9-15 gehen die verschiedenen Steigungen der Expositions-Wirkungslinien zur Fluglärmbelästigung an den einzelnen Flughäfen hervor. Die Regressionslinie bezogen auf den Flughafen STR ist am steilsten, entsprechend ist die

Stärke des $L_{pAeq,24h}$ - Belästigungs-Zusammenhang am höchsten, die Gerade bezogen auf den Flughafen CGN ist am flachesten und beschreibt die niedrigste Zusammenhangsstärke zwischen dem $L_{pAeq,24h}$ und der Fluglärmbelastung. Oberhalb von ca. $50 \text{ dB} < L_{pAeq,24h} < 55 \text{ dB}$ kreuzen sich die Regressionsgeraden. In dem Diagramm mit der Expositions-Wirkungs-Geraden vom Flughafen FRA in 2011 ist die Fluglärmbelastung oberhalb von 55 dB bei gleichem $L_{pAeq,24h}$ an den Flughäfen FRA und STR höher als an den Flughäfen BER und CGN, die oberhalb von $L_{pAeq,24h} = 55 \text{ dB}$ zusammenlaufen. Unterhalb von $L_{pAeq,24h} \approx 50 \text{ dB}$ ist bei gleichem Pegel die Fluglärmbelastung am Flughafen CGN höher als am Flughafen STR, die Regressionsgeraden Belästigung an den Flughäfen CGN und FRA laufen zusammen und die Belästigung liegen zwischen der an den anderen beiden Flughäfen. Die Regressionsgeraden zur Fluglärmbelastung am Flughafen FRA in 2012 und 2013 weisen in etwa die gleiche Steigung wie die bezogen auf das Jahr 2011 auf. Die FRA-Gerade bezogen auf 2012 hebt sich bereits ab $L_{pAeq,24h} = 45 \text{ dB}$ von den übrigen Geraden ab, d. h. bei gleichem $L_{pAeq,24h}$ ist die Fluglärmbelastung in FRA nochmals höher als an anderen Flughäfen. Im Jahr 2013 erfolgt wieder eine Annäherung an die Belästigungs-Geraden der übrigen Flughäfen.

Abbildung 9-14 und Abbildung 9-15 zeigen die flughafenspezifischen linearen Expositions-Wirkungs-Beziehungen einschließlich jeweils des 95 %-Konfidenzintervalls zum Grad der Fluglärmbelastung. Zusätzlich sind die Mittelwerte der Fluglärmbelastung pro 1-dB-Stufe angegeben. Zu erkennen ist, dass jeweils die lineare Regressionsgerade zwischen $45 \text{ dB} < L_{pAeq,24h} < 60 \text{ dB}$ eine geringere Abweichung von den mittleren Belästigungswerte pro 1dB-Stufe aufweisen, unterhalb und oberhalb davon weichen die Mittelwerte stärker von der Linie ab. Kurvenanpassungsprüfungen ergaben allerdings für Modelle höheren Polynomgrades keine Verbesserung der Modellgüte.

Die Mittelwerte beruhen auf Zellenbesetzungen (Anzahl Personen pro 1-dB-Stufe) zwischen 15 und 289 Personen am Flughafen FRA, 14 und 1.224 Personen ($\leq 35 \text{ dB}$) am Flughafen BER, 25 bis 183 Personen am Flughafen CGN und 5 bis 343 Personen am Flughafen STR. Die Zellenbesetzungen nehmen zu den Rändern des gesamten Pegelbereichs (unterhalb von 40 dB, insbesondere aber oberhalb von ca. 58 dB im $L_{pAeq,24h}$) ab. Das Minimum der Zellenbesetzung liegt mit Ausnahme vom Flughafen FRA jeweils in der obersten angegebenen 1-dB-Klasse, am Flughafen FRA in der untersten angegebenen. Insofern ist es plausibel, dass Mittelwerte auf Basis geringerer Zellenbesetzungen höhere Streuungen und eine stärkere Abweichung von der Regressionslinie aufweisen können. Dass die Abweichungen oberhalb von 55 bzw. 60 dB nach unten abweichen ist ein typisches Bild. Eine systematische Untersuchung der Ursache für dieses Bild ist nicht bekannt. Es wird vermutet, dass in oberen Pegelklassen häufiger "robuste" Menschen leben, die gelernt haben, mit der Geräuschexposition zu leben. Dies müsste sich allerdings in den Daten, z.B. einer niedrigeren Lärmempfindlichkeit oder einem höheren Lärmbewältigungsvermögen in den höheren Pegelklassen bemerkbar machen, was nicht der Fall ist.

9.7.3 Expositions-Wirkungsbeziehungen zum Prozentanteil hoch durch Fluglärm belästigter Personen (HA-Anteil)

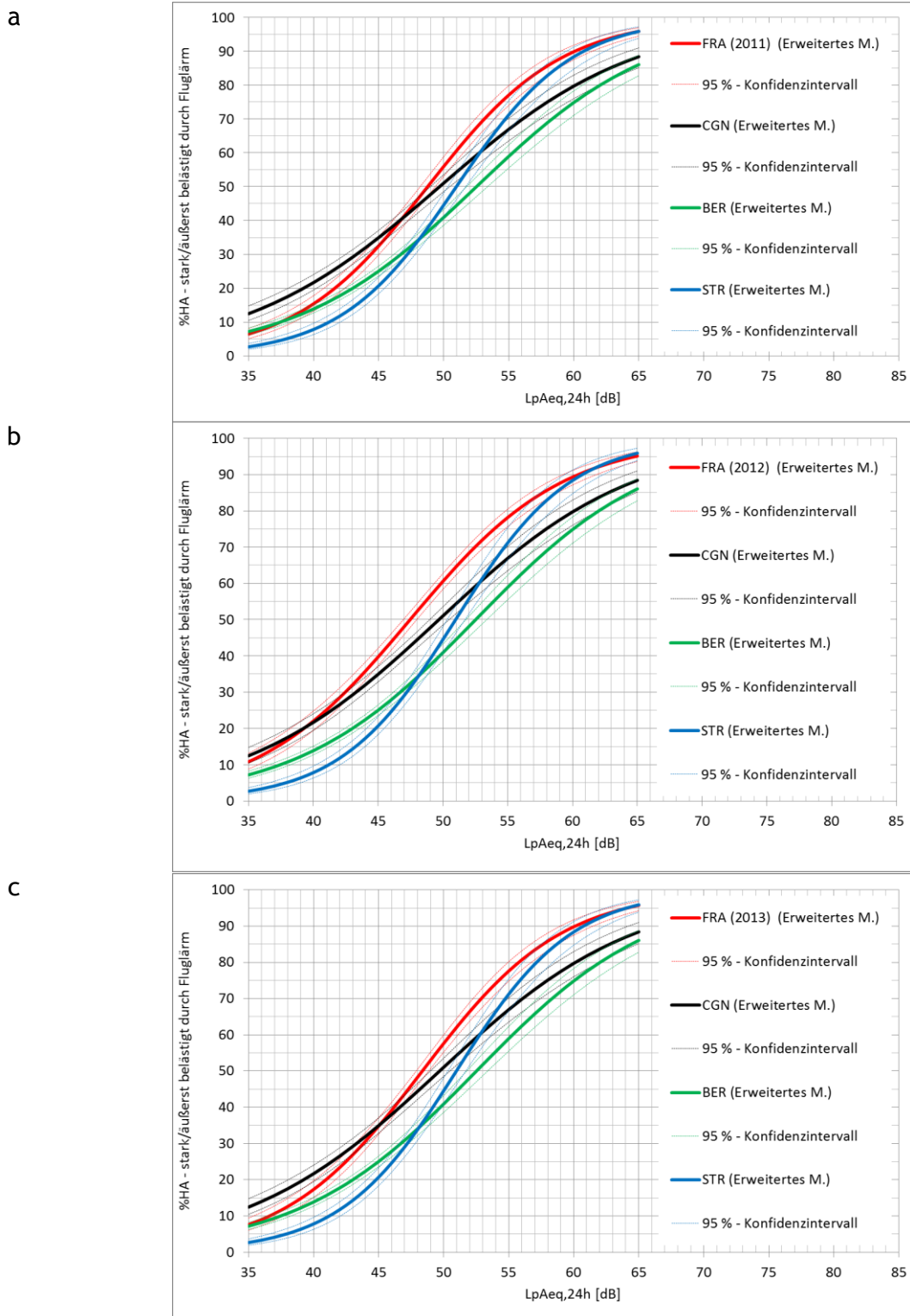
Folgende Abbildungen zeigen die Ergebnisse der Modellberechnungen zum Anteil der hoch fluglärm-belästigten Personen (%HA - *highly annoyed*):

- *Diagramme a - c der Abbildung 9-16:* Expositions-Wirkungsbeziehungen zum HA-Anteil für alle untersuchten Flughäfen im Vergleich zu den Ergebnissen am Flughafen Frankfurt in den Jahren 2011, 2012 und 2013 - übersichtshalber ohne Konfidenzintervalle dargestellt.
- *Diagramme a - c jeweils in Abbildung 9-17 und Abbildung 9-18:* Flughafen-spezifische Expositions-Wirkungsbeziehungen zum HA-Anteil für den Flughafen FRA 2011 bis 2013 (Abbildung 9-17) und die Flughäfen BER, CGN und STR (Abbildung 9-18) inklusive des jeweiligen 95 %-Konfidenzintervalls, abgeleitet aus den flughafenspezifischen Modellen Nr. 13 bis 18. Die entsprechenden Regressionsergebnisse dazu sind in den Tabellen im Anhang 6 aufgeführt.

Die zur Adjustierung verwendeten zentrierten Co-Determinanten wurden hierbei jeweils auf Null gesetzt (z-standardisiert), so dass sich die dargestellten Beziehungen zw. den Fluglärm-belästigungsurteilen und dem 24-Stunden-Mittelungspegel $L_{pAeq,24h}$ auf den Stichprobendurchschnitt beziehen.

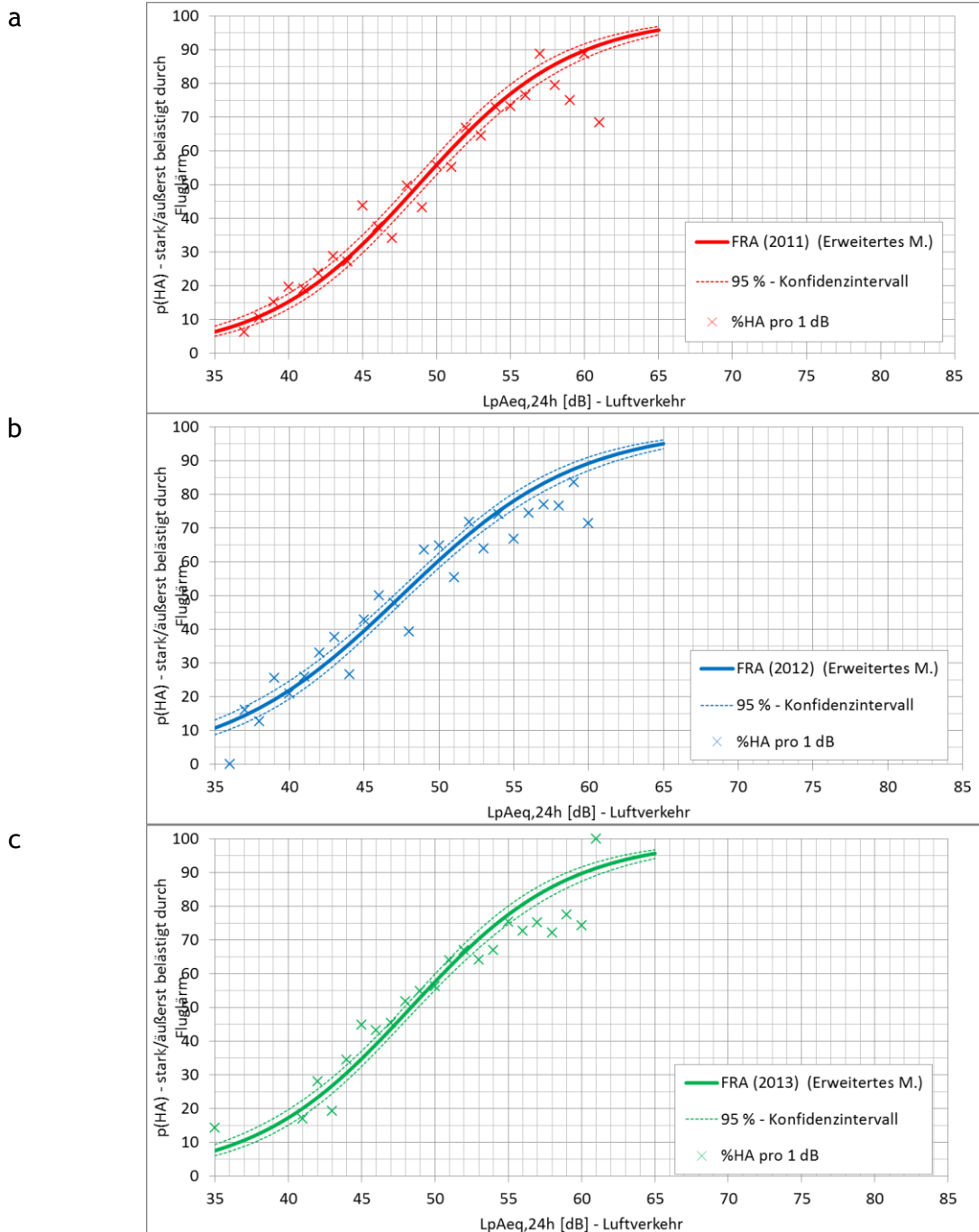
Abbildung 9-16: Die im vorangegangenen Abschnitt vorgenommenen Darlegungen zur verschiedenen Steilheit der Expositions-Wirkungsbeziehungen zur Fluglärm-belästigung und zu den Belästigungsunterschieden an den untersuchten Flughäfen spiegelt sich auch in den Expositions-Wirkungskurven zum HA-Anteil wieder. Die %HA-Kurve am Flughafen Frankfurt 2012 hebt sich oberhalb von $L_{pAeq,24h} = 40$ dB von den Kurven der übrigen Flughäfen ab, d. h. zwischen $40 \text{ dB} < L_{pAeq,24h} < 60 \text{ dB}$ ist bei gleichem Mittelungspegel der HA-Anteil am Flughafen Frankfurt insbesondere in 2012 höher als an den anderen Flughäfen. Die Kurven der Flughäfen FRA und STR laufen oberhalb von 60 dB wieder zusammen. Die Expositions-Wirkungskurve von FRA 2013 nähert sich den Kurven an den übrigen Flughäfen wieder an.

Abbildung 9-17 / Abbildung 9-18: Die Diagramme zu den flughafenspezifischen %HA-Kurven beinhalten zusätzlich den empirischen Prozentanteil der hoch belästigten Personen pro 1-dB-Stufe im $L_{pAeq,24h}$. Hier gilt Ähnliches wie bei den Regressionsgeraden zum Grad der Fluglärm-belästigung: Zwischen $40 \text{ dB} < L_{pAeq,24h} < 55 \text{ dB}$ passt sich die Kurve jeweils gut an die empirischen %HA-Werte an, oberhalb davon weichen die %HA-Werte stärker ab. Dies kann an der geringeren Zellenbesetzung in den oberen 1-dB-Stufen liegen. Kurvenanpassungsprüfungen haben ergeben, dass Regressionen höheren Polynomgrades bzw. anderer Transformationen als die logistische Regression zu keiner besseren Modellgüte führen.



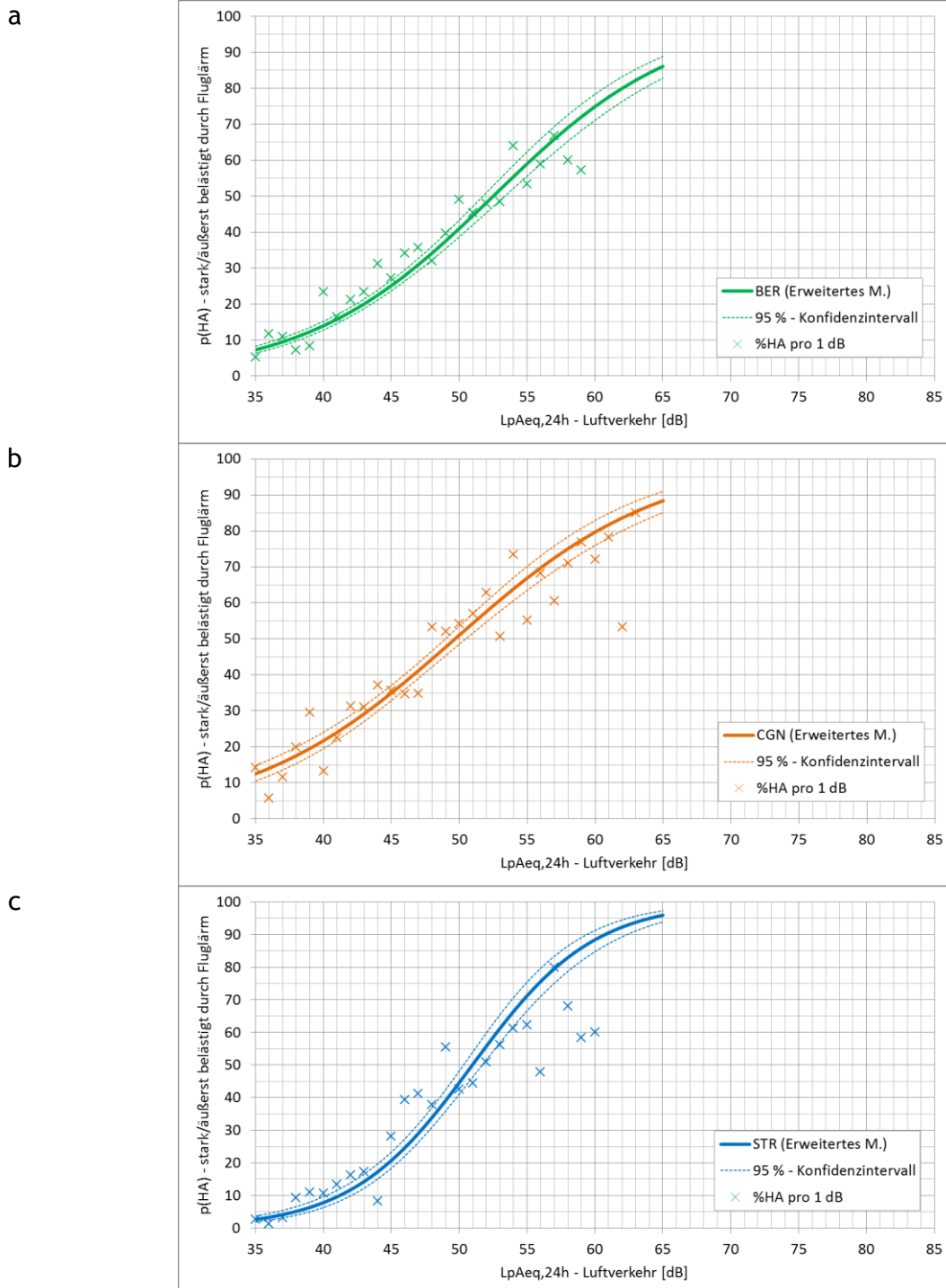
Anmerkung. Modelle adjustiert nach Befragungsmodus, Geschlecht, Alter, Wohndauer, Hauseigentum, SWI, Migration, Lärmempfindlichkeit, Luftverkehr bewertet als nützlich, bequem, umweltschädigend, $L_{pAeq,24h}$ - Straßenverkehr und Schienenverkehr, Interaktion Modus * Alter. Stichproben: Berlin-Brandenburg (BER): $N = 5.548$, Köln/Bonn (CGN): $N = 2.955$, Stuttgart (STR): $N = 1.979$, Frankfurt (FRA): $N = 3.508$ (Teilnehmende aller Wellen).

Abbildung 9-16. Anteil hoch fluglärmbelästigter Personen (%HA), Flughäfen Berlin-Brandenburg, Köln/Bonn, Stuttgart vs. Frankfurt 2011 (a), 2012 (b), 2013 (c).



Anmerkung. Modelle adjustiert nach Befragungsmodus, Geschlecht, Alter, Wohndauer, Hauseigentum, SWI, Migration, Lärmempfindlichkeit, Luftverkehr bewertet als nützlich, bequem, umweltschädigend, $L_{pAeq,24h}$ für Straßenverkehr bzw. Schienenverkehr, Interaktionen Modus * Alter und Modus * Attribut "Luftverkehr = nützlich". Teilnehmende aller Erhebungswellen: $N = 3.508$. Angegeben sind der mittels Regression geschätzte und der empirische %HA-Anteil pro $L_{pAeq,24h}$ -1dB-Stufe, sofern die Zellenbesetzung $n \geq 5$ ist.

Abbildung 9-17. Anteil hoch fluglärm-belästigter Personen (%HA), Flughafen Frankfurt (FRA) 2011-13 (a-c).



Anmerkung. Modelle adjustiert nach Befragungsmodus, Geschlecht, Alter, Wohndauer, Hauseigentum, SWI, Migration, Lärmempfindlichkeit, Luftverkehr bewertet als nützlich, bequem, umweltschädigend, $L_{pAeq,24h}$ - Straßenverkehr und Schienenverkehr, Interaktion Modus * Alter. Stichproben: (a) BER: $N = 5.548$, (b) CGN: $N = 2.955$, (c) STR: $N = 1.979$. Zu dem mittels logistischer Regression geschätzten HA-Anteil ist der empirische %HA-Anteil pro $L_{pAeq,24h}$ -1dB-Stufe angegeben, sofern die Zellenbesetzung $n \geq 5$ ist.

Abbildung 9-18. Anteil hoch fluglärmbelästigter Personen (%HA) an den Vergleichsflughäfen.

9.8 Expositions-Wirkungsmodelle zu berichteten fluglärmbedingten Schlafstörungen

9.8.1 Übersicht über die berechneten Modelle zu berichteten fluglärmbedingten Schlafstörungen

Für die zwischen den Flughäfen vergleichende Betrachtung der Expositions-Wirkungsbeziehung zu den berichteten fluglärmbedingten Schlafstörungen bezogen auf den Nachtmittelungspegel $L_{pAeq,22-06h}$ wurden mehrere Modelle auf Basis des Verallgemeinerten Linearen Modells (*Generalized Linear Model*; GzLM) berechnet. Die Modelle beziehen sich auf den Grad der berichteten, fluglärmbedingten Schlafstörungen im Wertebereich von 1 (überhaupt nicht gestört) bis 5 (äußerst gestört) und den Anteil der hoch durch Fluglärm schlafgestörten Personen (Personen mit Werten auf der Schlafstörungsskala größer gleich 4; *HSD-Anteil*). Für beide Variablen schließen die berechneten Expositions-Wirkungsmodelle die Tabelle 9-39 aufgeführten Einflussgrößen (Determinanten) ein.

Tabelle 9-39. Einflussgrößen im Basis- und erweiterten Modell zu fluglärmbedingten Schlafstörungen

Basismodell	Erweitertes Modell
$L_{pAeq,22-06h}$ - Luftverkehr	$L_{pAeq,22-06h}$ - Luftverkehr
Befragungsmodus	Befragungsmodus
Flughafen (nur im Gesamtmodell über alle Flughäfen)	Flughafen (nur im Gesamtmodell über alle Flughäfen)
Interaktion Flughafen * $L_{pAeq,22-06h}$ (nur im Gesamtmodell über alle Flughäfen)	Interaktion Flughafen * $L_{pAeq,22-06h}$ (nur im Gesamtmodell über alle Flughäfen)
	Geschlecht
	Alter (quadratischer Term)
	Wohndauer
	Hauseigentum
	SWI
	Migration
	Lärmempfindlichkeit
	Luftverkehr = nützlich
	Luftverkehr = bequem
	Luftverkehr = umweltschädigend
	$L_{pAeq,22-06h}$ - Straßenverkehr
	$L_{pAeq,22-06h}$ - Schienenverkehr
	Befragungsmodus * Alter
	Befragungsmodus * Attribut "Luftverkehr" = nützlich

Die Auswahl der Determinanten ist im Abschnitt 9.6.2, S. 268ff. beschrieben. Zusätzlich wurden für den Vergleich der Flughäfen in den Gesamtmodellen der Faktor "Flughafen" sowie die Interaktion Flughafen * $L_{pAeq,22-06h}$ für Luftverkehr eingeführt. Wie auch bei der Fluglärmelastung wird für die berichteten fluglärmbedingten Schlafstörungen angenommen, dass die Steigung der Expositions-Wirkungsbeziehungen an den Flughäfen unterschiedlich ist; dies legen auch die verschiedenen Korrelationskoeffizienten zwischen den berichteten Schlafstörungen und dem Nachtmittelungspegel $L_{pAeq,22-06h}$ an den untersuchten Flughäfen nahe (vgl. Tabelle 9-19, S. 240).

In den über alle Flughäfen gerechneten Regressionsanalysen, wurde - um die Modelle für die verschiedenen Zielvariablen vergleichbar zu halten - den Analysen zur Fluglärmelastung folgend der Flughafen Stuttgart als Referenz festgelegt. In den Ergebnistabellen sind die Regressionskoeffizienten der übrigen Flughafenstandorte im Verhältnis dazu angegeben. Wie auch bei der Fluglärmelastung gilt: Die Wahl der Referenz hat keinen Einfluss auf die Schätzung der Expositions-Wirkungsbeziehung, d. h. durch Auswahl eines anderen Flughafens als Referenz ändern sich die Regressionskoeffizienten der übrigen Flughäfen entsprechend im Verhältnis dazu.

Im Einzelnen sind zu den berichteten fluglärmbedingten Schlafstörungen folgende Modelle berechnet worden (Tabelle 9-40):

Tabelle 9-40. Expositions-Wirkungsmodelle zu fluglärmbedingten Schlafstörungen am Frankfurter Flughafen und an den Vergleichsflughäfen Berlin-Brandenburg (BER), Köln/Bonn (CGN) und Stuttgart (STR)

Nr.	Vergleich	Modelltyp	Abhängige Variable	Modellvariante	AIC
<i>Gesamt über alle Flughäfen (inklusive Determinante "Flughafen")</i>					
1 - 3	FRA 2011 vs. BER, CGN, STR	Multiple lineare Regression	Fluglärmbedingte Schlafstörungen 5-stufige Skala analog ICBEN/ISO-Skala	Basis	41.913,51
	FRA 2012 vs. BER, CGN, STR				41.385,39
	FRA 2013 vs. BER, CGN, STR				41.222,18
4 - 6	FRA 2011 vs. BER, CGN, STR	Multiple lineare Regression	Fluglärmbedingte Schlafstörungen 5-stufige Skala analog ICBEN/ISO-Skala	Erweitert	35.944,94
	FRA 2012 vs. BER, CGN, STR				35.347,30
	FRA 2013 vs. BER, CGN, STR				35.139,64
<i>Pro Flughafen</i>					
7 - 12	FRA 2011, FRA 2012, FRA 2013, BER, CGN, STR	Multiple lineare Regression	Fluglärmbedingte Schlafstörungen 5-stufige Skala analog ICBEN/ISO-Skala	Erweitert	s. Anhang 6
13 - 18	FRA 2011, FRA 2012, FRA 2013, BER, CGN, STR	Multiple logistische Regression	Anteil hoch schlafgestörter Personen (%HSD)	Erweitert	s. Anhang 6

Die in Tabelle 9-40 aufgeführten erweiterten Modelle weisen eine bessere Modellgüte auf als die Basismodelle wie die AIC-Werte zeigen. Durch die Hinzunahme von weiteren Co-Determinanten zusätzlich zu den beiden Variablen Nachtmittelungspegel $L_{pAeq,22-06h}$ und Befragungsmodus wird demnach mehr Varianz in den berichteten fluglärmbedingten Schlafstörungen aufgeklärt.

9.8.2 Expositions-Wirkungsbeziehungen zum Grad der fluglärmbedingten Schlafstörungen

Im Folgenden werden die Regressionskoeffizienten der erweiterten Gesamtmodelle über alle Flughäfen vorgestellt (Tabelle 9-41). Insgesamt werden die Ergebnisse von drei Modellen präsentiert, in denen die Modellierung der berichteten fluglärmbedingten Schlafstörungen an den Vergleichsflughäfen im Vergleich zu der am Flughafen Frankfurt getrennt für die drei Erhebungswellen 2011, 2012 und 2013 im Panel Rhein-Main erfolgt.

Die gleichen Ergebnisse finden sich auch in Tabellen im Anhang 6, allerdings dort ergänzt um die Ergebnisse des Bootstrapping, das zu jedem erweiterten Modell durchgeführt wurde. Im gleichen Anhangsabschnitt 6 werden auch die Ergebnisse der Basismodelle vorgestellt. Der Tabelle 9-41 folgt Tabelle 9-42, die auszugsweise Ergebnisse der flughafenspezifischen Regressionsmodelle zu den fluglärmbedingten Schlafstörungen zeigt. Angegeben sind der standardisierte Regressionskoeffizient und der p-Wert zum Regressionskoeffizienten. Die vollständigen Tabellen zu den flughafenspezifischen Regressionsmodellen zum Grad der berichteten fluglärmbedingten Schlafstörungen als auch zum HSD-Anteil inklusive der Bootstrapping-Ergebnisse befinden sich im Anhang 6. Die daraus abgeleiteten Expositions-Wirkungskurven sind weiter unten in diesem Kapitel in Abbildung 9-19, bis Abbildung 9-21, S. 301ff. dargestellt.

Tabelle 9-41. Ergebnisse der Regressionsanalysen im Rahmen des GzLM (erweiterte Modelle) zu berichteten fluglärmbedingten Schlafstörungen am Flughafen Frankfurt (FRA; Teilnehmende aller Wellen t1 bis t3) im Vergleich zu den Flughäfen Berlin-Brandenburg (BER), Köln/Bonn (CGN) und Stuttgart (STR)

AV = berichtete fluglärmbedingte Schlafstörungen	Erweiterte Modelle: Vergleichsflughäfen vs.											
	FRA 2011				FRA 2012				FRA 2013			
Parameter	B	SE	p	β	B	SE	p	β	B	SE	p	β
Konstanter Term	-1,56	0,17	**	0,01	-1,56	0,17	**	0,02	-1,57	0,17	**	0,01
$L_{pAeq,22-06h}$ - Luft	0,08	0,00	**	0,42	0,08	0,00	**	0,41	0,08	0,00	**	0,41
Befragungsmodus	-0,08	0,01	**	-0,06	-0,08	0,01	**	-0,07	-0,07	0,01	**	-0,06
FRA ^a	0,30	0,22	0,17	0,12	0,88	0,22	**	0,11	0,78	0,22	**	0,10
BER ^a	-0,01	0,20	0,96	0,03	0,00	0,20	0,99	0,03	0,00	0,21	0,99	0,03
CGN ^a	0,89	0,22	**	0,04	0,88	0,22	**	0,04	0,88	0,22	**	0,04
FRA * $L_{pAeq,22-06h}$ - Luft ^b	0,00	0,01	0,85	0,00	-0,01	0,01	0,01	-0,03	-0,01	0,01	0,03	-0,03
BER * $L_{pAeq,22-06h}$ - Luft ^b	0,00	0,01	0,74	0,00	0,00	0,01	0,77	0,00	0,00	0,01	0,77	0,00
CGN * $L_{pAeq,22-06h}$ - Luft ^b	-0,02	0,01	**	-0,04	-0,02	0,01	**	-0,04	-0,02	0,01	**	-0,04
Geschlecht	-0,03	0,01	**	-0,02	-0,03	0,01	**	-0,03	-0,03	0,01	**	-0,03
Alter	-0,07	0,01	**	-0,05	-0,08	0,01	**	-0,07	-0,09	0,01	**	-0,07
Alter ²	-0,13	0,01	**	-0,10	-0,12	0,01	**	-0,10	-0,13	0,01	**	-0,11
Wohndauer	0,00	0,01	0,71	0,00	0,00	0,01	0,74	0,00	0,01	0,01	0,50	0,01
Hauseigentum	0,05	0,01	**	0,04	0,05	0,01	**	0,04	0,05	0,01	**	0,04
SWI	0,02	0,01	0,02	0,02	0,03	0,01	0,01	0,02	0,03	0,01	0,01	0,02
Migration	-0,03	0,01	**	-0,02	-0,03	0,01	**	-0,02	-0,02	0,01	0,01	-0,02
Lärmempfindlichkeit	0,27	0,01	**	0,22	0,25	0,01	**	0,21	0,25	0,01	**	0,22
Luftverk. = nützlich	-0,14	0,01	**	-0,11	-0,15	0,01	**	-0,13	-0,14	0,01	**	-0,12
Luftverk. = bequem	-0,04	0,01	**	-0,03	-0,04	0,01	**	-0,03	-0,04	0,01	**	-0,04
Luftverk. = umweltsch. ^c	-0,15	0,01	**	-0,12	-0,14	0,01	**	-0,12	-0,15	0,01	**	-0,12
$L_{pAeq,22-06h}$ - Straße	-0,04	0,01	**	-0,03	-0,04	0,01	**	-0,03	-0,04	0,01	**	-0,03
$L_{pAeq,22-06h}$ - Schiene	-0,03	0,01	**	-0,02	-0,02	0,01	0,04	-0,02	-0,02	0,01	0,05	-0,02
B.-Modus * Alter	-0,03	0,01	**	-0,02	-0,02	0,01	0,03	-0,02	-0,03	0,01	**	-0,02
B.-Modus * Luftverk. = "nützlich"	0,03	0,01	**	0,02	0,03	0,01	**	0,03	0,03	0,01	**	0,02
AIC	35.944,94				35.347,30				35.139,64			

Anmerkung. B = Regressionskoeffizient; SE = Standardfehler; p = Überschreitungswahrscheinlichkeit; p-Werte in roter Schrift weisen auf einen statistisch nicht signifikanten Regressionskoeffizienten hin ($p > 0,05$); β = Standardisierter Regressionskoeffizient; AIC = Akaike Informationskriterium, ^a Referenz: Flughafen STR, ^b Referenz = STR * $L_{pAeq,22-06h}$; ^c umweltschädigend: Bewertungsskala umkodiert, d. h. hohe Werte = positive Bewertung, ** $p < 0,01$.

Tabelle 9-42. Auszug der Ergebnisse der flughafenspezifischen Regressionsanalysen im Rahmen des GzLM (erweitertes Modell) zu berichteten fluglärmbedingten Schlafstörungen an den Flughäfen Frankfurt (FRA; Teilnehmende aller Welle t1 bis t3), Berlin-Brandenburg (BER), Köln/Bonn (CGN) und Stuttgart (STR)

AV = berichtete fluglärmbedingte Schlafstörungen	FRA						BER		CGN		STR	
	2011		2012		2013		2012		2013		2013	
Parameter	β	p	β	p	β	p	β	p	β	p	β	p
Konstanter Term	-0,01	**	0,00	**	-0,01	**	0,00	**	0,00	**	0,01	**
$L_{pAeq,22-06h}$ - Luft	0,40	**	0,34	**	0,35	**	0,40	**	0,34	**	0,41	**
Befragungsmodus	-0,06	**	-0,07	**	-0,04	0,08	-0,08	**	-0,07	**	-0,03	0,10
Geschlecht	0,03	0,09	0,03	0,11	0,02	0,18	-0,05	**	-0,03	0,04	-0,05	0,03
Alter	0,00	0,94	-0,06	**	-0,07	**	-0,10	**	-0,04	0,04	-0,12	**
Alter ²	-0,08	**	-0,08	**	-0,09	**	-0,09	**	-0,15	**	-0,09	**
Wohndauer	-0,01	0,48	-0,01	0,60	0,00	0,93	0,00	0,73	0,01	0,53	0,05	0,05
Hauseigentum	0,06	**	0,06	**	0,05	**	0,04	**	0,03	0,09	0,07	**
SWI	0,03	0,04	0,05	**	0,04	0,01	-0,01	0,62	0,04	0,02	0,01	0,67
Migration	-0,03	0,03	-0,03	0,09	-0,02	0,23	-0,01	0,17	-0,03	0,11	0,00	0,92
Lärmempfindlichkeit	0,23	**	0,18	**	0,21	**	0,22	**	0,25	**	0,22	**
Luftverk. = nützlich	-0,11	**	-0,18	**	-0,15	**	-0,10	**	-0,14	**	-0,07	**
Luftverk. = bequem	-0,05	**	-0,04	0,02	-0,06	**	-0,03	0,02	-0,02	0,20	-0,03	0,13
Luftverk. = umweltsch. ^a	-0,16	**	-0,16	**	-0,16	**	-0,10	**	-0,14	**	-0,11	**
$L_{pAeq,22-06h}$ - Straße	-0,03	0,02	-0,04	**	-0,05	**	-0,05	**	-0,01	0,53	-0,04	0,05
$L_{pAeq,22-06h}$ - Schiene	-0,04	0,02	-0,02	0,26	-0,02	0,33	-0,02	0,12	0,00	0,78	-0,02	0,35
B.-Modus * Alter	-0,06	**	-0,04	0,10	-0,05	0,01	-0,02	0,14	-0,02	0,15	0,03	0,19
B.-Modus * Luftverk. = "nützlich"	0,02	0,20	0,05	0,01	0,03	0,24	0,02	0,16	0,04	0,01	0,00	0,82
AIC	9.065,27		8.526,70		8.335,23		13.416,33		8.536,07		4.426,99	

Anmerkung. B = Regressionskoeffizient; SE = Standardfehler; p = Überschreitungswahrscheinlichkeit; p -Werte in roter Schrift weisen auf einen statistisch nicht signifikanten Regressionskoeffizienten hin ($p > 0,05$); β = Standardisierter Regressionskoeffizient; AIC = Akaike Informationskriterium. Flughäfen: FRA = Frankfurt ($n = 3.508$; Teilnehmende aller Wellen); BER = Berlin-Brandenburg ($n = 5.548$); CGN = Köln/Bonn ($n = 2.955$); STR = Stuttgart ($n = 1.979$). ^a: umweltschädigend: Bewertungsskala umkodiert, d. h. hohe Werte = positive Bewertung, ** $p < 0,01$.

Aus Tabelle 9-41 geht hervor, dass über alle Flughäfen neben dem Mittelungspegel $L_{pAeq,22-06h}$ weitere Einflussgrößen zur Erklärung der fluglärmbedingten Schlafstörungen beitragen. Hierzu zählen vor allem die Lärmempfindlichkeit, Bewertung des Flugverkehrs als als umweltschädigend (beide störungserhöhend) und nützlich (störungsmindernd) sowie in nicht-linearer Beziehung (umgekehrt u-förmig) das Alter.

Die Regressionskoeffizienten zeigen weiterhin, dass insbesondere die Flughäfen FRA und CGN sich im Ausmaß der Schlafstörungen als auch der Steilheit der Expositions-Wirkungsbeziehungen mit dem $L_{pAeq,22-06h}$ von der Referenz Flughafen STR unterscheiden.

Wie die Regressionskoeffizienten für den $L_{pAeq,22-06h}$ in den flughafenspezifischen Modellen zeigen, ist die Einflussstärke des Nachtmittelungspegels auf die berichteten fluglärmbedingten Schlafstörungen am Flughafen am geringsten ($\beta = 0,34$) und am Flughafen STR am höchsten ($\beta = 0,41$) - vgl. Tabelle 9-44. Die β -Gewichte der Flughäfen BER, STR und FRA im Jahr 2011 unterscheiden sich dabei kaum ($\beta = 0,40 - 0,41$). In den Jahren 2012 und 2013 sind die β -Gewichte des $L_{pAeq,22-06h}$ am Flughafen FRA niedriger als in 2011 und liegen auf Höhe des β -Gewichts am Flughafen CGN.

An allen Flughäfen beeinflussen neben dem Nachtmittelungspegel nicht-akustische Co-Determinanten die fluglärmbedingten Schlafstörungen, vor allem die Lärmempfindlichkeit, und die Bewertung des Luftverkehrs als nützlich und umweltschädigend. An den Flughäfen STR und BER sind dabei die Regressionskoeffizienten für die Bewertung des Luftverkehrs geringer als an den übrigen Flughäfen, am Flughafen FRA am höchsten. Die Lärmempfindlichkeit hat am Flughafen CGN das stärkste und am Flughafen FRA in 2012 und 2013 das geringste Gewicht auf die berichteten Schlafstörungen, die Regressionskoeffizienten sind aber allesamt (nach dem Gewicht des $L_{pAeq,22-06h}$) höher als die der übrigen Co-Determinanten. An allen Flughäfen übt in deutlich geringerer Effektstärke das Alter als quadratischer Term einen statistisch signifikanten Einfluss auf die Schlafstörungen aus, ebenso - in einem linearen Zusammenhang, das Hauseigentum (Eigentümer schlafgestörter als Mieter). Keinen Einfluss haben an (nahezu) allen Flughäfen der Migrationshintergrund, die Wohndauer, das Wohneigentum und der nächtliche Mittelungspegel für Schienenverkehr.

Unterschiede zwischen den Flughäfen bezüglich der Effekte der Co-Determinanten beziehen sich auf

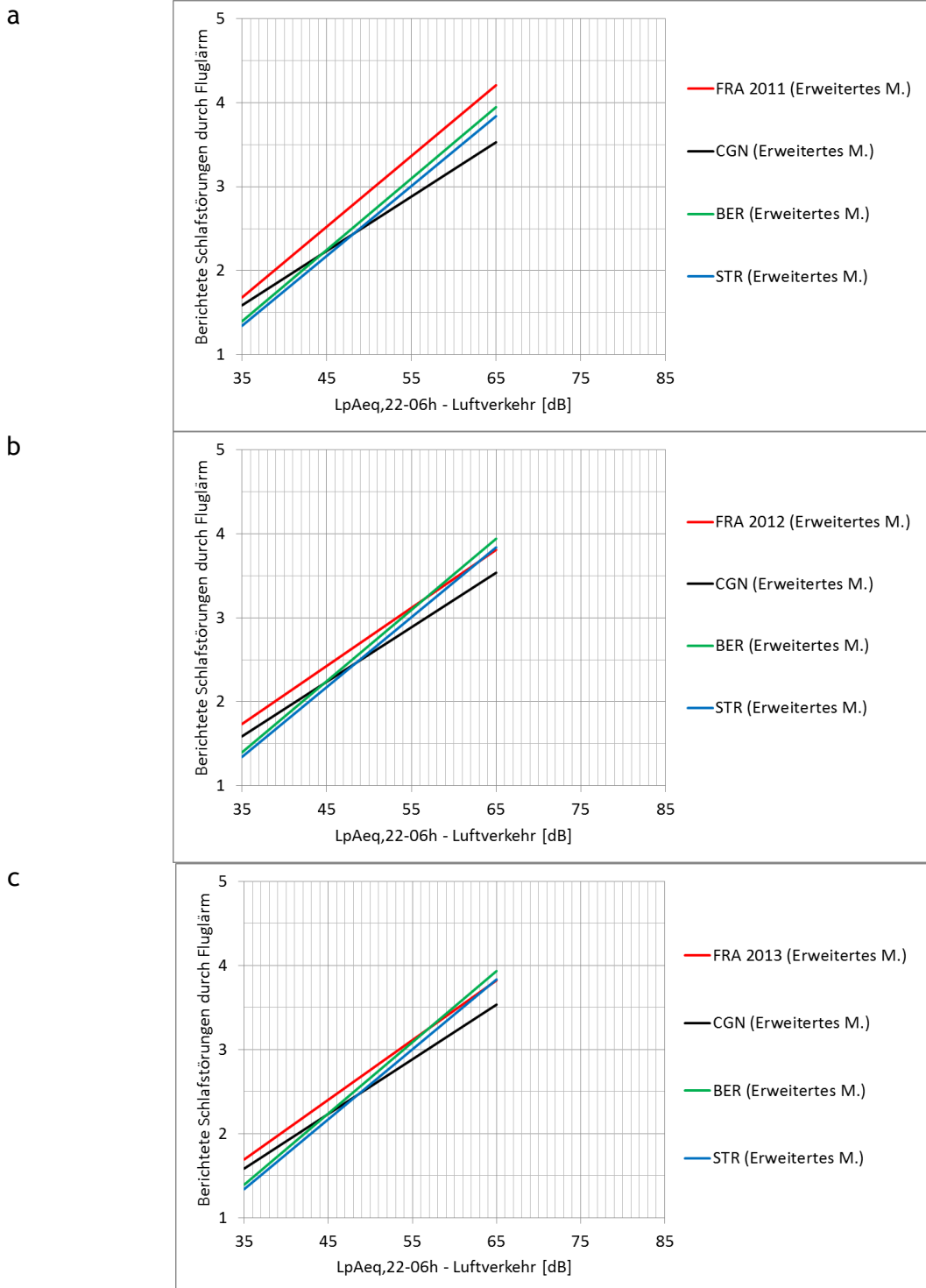
- das Geschlechts: Statistisch signifikanter Einfluss an allen Vergleichsflughäfen CGN, STR und BER, nicht aber am Flughafen FRA.
- Sozialstatus SWI: Statistisch signifikant am Flughafen FRA, aber nicht an den Vergleichsflughäfen BER, CGN, STR;
- Migration: Statistisch signifikant in 2011 und 2012 am Flughafen FRA, sowie am Flughafen BER.
- Bewertung des Luftverkehrs als nützlich: Statistisch signifikant an den Flughäfen FRA und BER aber nicht an den Flughäfen CGN und STR.
- $L_{pAeq,22-06h}$ für Schienenverkehr: Statistisch signifikant in FRA und BER (leicht negativ, d. h. abnehmende Fluglärmbelästigung bei zunehmender Exposition durch Schienenverkehrsgeräusche; leicht positiv, d. h. zunehmende Fluglärmbelästigung bei zunehmender Exposition durch Schienenverkehrsgeräusche).

Diese Einflussunterschiede von Co-Determinanten an den verschiedenen Flughäfen betreffen solche Variablen, die einen standardisierten Regressionskoeffizienten (Beta-Gewichte) $< 0,10$ aufweisen und in der Terminologie von Cohen (1988) in der Effektstärke unterhalb eines "kleinen Effekts" liegen (vgl. auch Peterson & Brown, 2005).

Aus den erweiterten Modellen zu den berichteten fluglärmbedingten Schlafstörungen sind Expositions-Wirkungsbeziehungen mit dem Nachtmittelungspegel $L_{pAeq,22-06h}$ abgeleitet, die in den nachfolgenden Abbildungen dargestellt sind.

- *Diagramme a-c der Abbildung 9-19:* Vergleich der Expositions-Wirkungsbeziehungen zum Grad der berichteten fluglärmbedingten Schlafstörungen erhoben an den Flughäfen BER, CGN, STR gegenüber den Ergebnissen am Flughafen Frankfurt in den Jahren 2011, 2012 und 2013. Die Expositions-Wirkungsbeziehungen wurden aus den Schätzparametern der erweiterten Gesamtmodelle Nr. 4 - 6 abgeleitet (Tabelle 9-40, Tabelle 9-41).
- *Diagramme a-c jeweils in Abbildung 9-20 und Abbildung 9-21:* Flughafenspezifische Expositions-Wirkungsbeziehungen für den Flughafen FRA 2011 bis 2013 (Abbildung 9-20) und die Flughäfen BER, CGN und STR (Abbildung 9-21) inklusive des jeweiligen 95 %-Konfidenzintervalls, abgeleitet aus den flughafenspezifischen Modellen Nr. 7 bis 12. Die entsprechenden Regressionsergebnisse dazu sind in den Tabellen im Anhang 6 aufgeführt.

Die zur Adjustierung verwendeten zentrierten Co-Determinanten wurden hierbei jeweils auf Null gesetzt (z-standardisiert), so dass sich die dargestellten Beziehungen zw. den Schlafstörungen und dem Nachtpegel $L_{pAeq,22-06h}$ auf den Stichprobendurchschnitt beziehen.



Anmerkung. Modelle adjustiert nach Befragungsmodus, Geschlecht, Alter, Wohndauer, Hauseigentum, SWI, Migration, Lärmempfindlichkeit, Bewertung Luftverkehr als nützlich, bequem, umweltschädigend, $L_{pAeq,22-06h}$ jew. für Straßen- und Schienenverkehr, Interaktionen Modus*Alter, Modus*Attribut "Luftverkehr= nützlich". Übersichtshalber sind Konfidenzintervalle nicht eingezeichnet. BER: $N = 5.548$, CGN: $N = 2.955$, STR: $N = 1.979$.

Abbildung 9-19. Expositions-Wirkungsbeziehungen zu Schlafstörungen durch Fluglärm: Flughäfen Berlin-Brandenburg (BER), Köln/Bonn (CGN), Stuttgart (STR) im Vergleich zu Frankfurt (FRA) 2011 (a), 2012 (b) und 2013 (c).

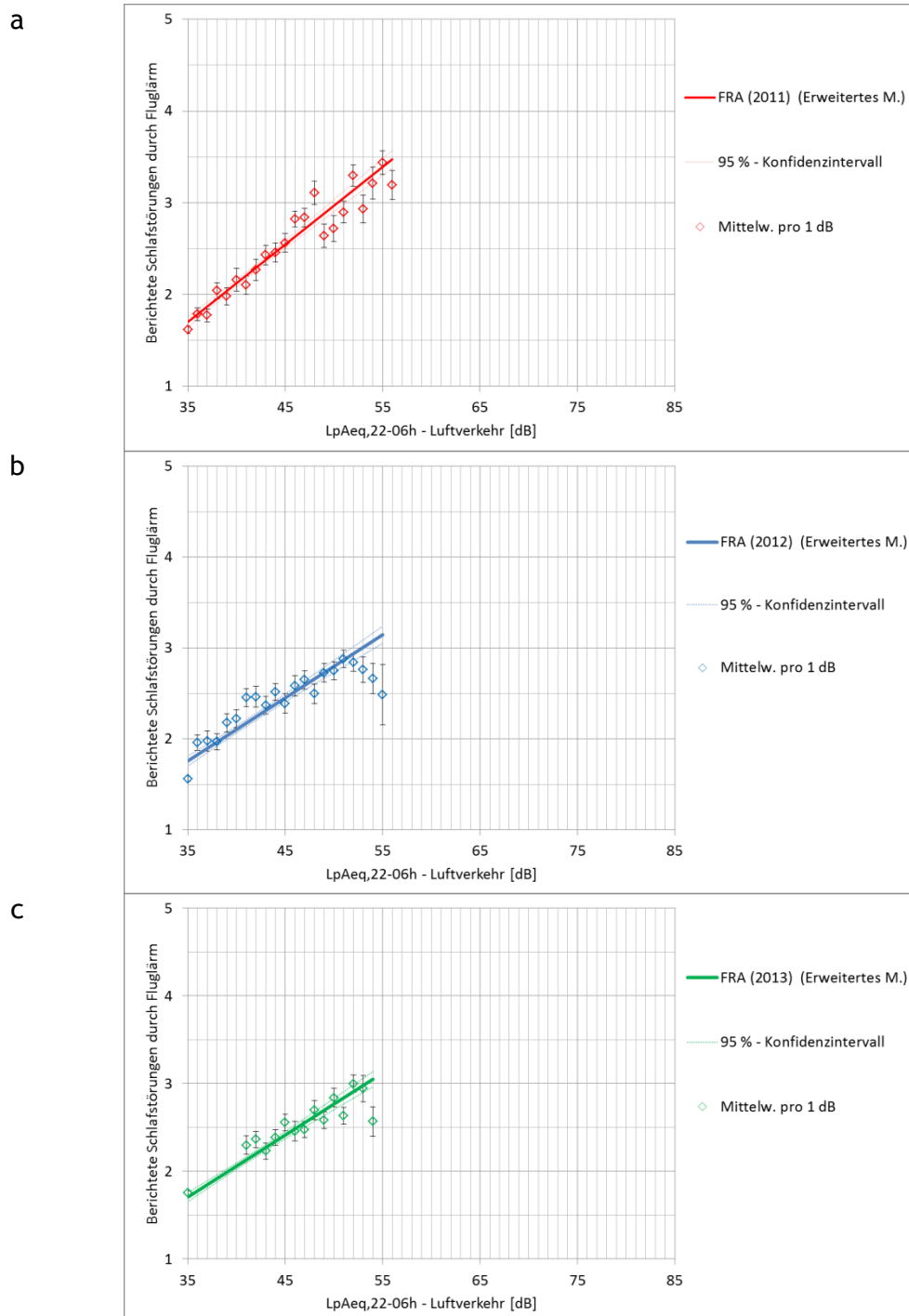
Aus den Abbildung 9-19 bis Abbildung 9-21 gehen die verschiedenen Steigungen der Expositions-Wirkungslinien zu den berichteten fluglärmbedingten Schlafstörungen an den einzelnen Flughäfen hervor.

Wie bereits bei der Fluglärmelastung zu beobachten liegt verläuft die Regressionsgerade zu den Schlafstörungen am Flughafen CGN am flachesten und beschreibt die niedrigste Zusammenhangsstärke zwischen dem $L_{pAeq,22-06h}$ und den berichteten Schlafstörungen. Anders als bei der Fluglärmelastung unterscheiden sich die Regressionsgeraden zu den Schlafstörungen an den Flughäfen FRA im Jahr 2011, STR und BER kaum (vergleichbar hohe β -Gewichte; Tabelle 9-44). Sie unterscheiden sich aber in der Höhe, d. h. bei gleichem $L_{pAeq,22-06h}$ sind die berichteten fluglärmbedingten Schlafstörungen am Flughafen FRA höher als an den anderen Flughäfen. Oberhalb von $L_{pAeq,22-06h} = 45$ dB sind die berichteten Schlafstörungen am Flughafen CGN bei gleichem Nachtmittelungspegel niedriger als an den anderen Flughäfen.

Die auf die Jahre 2012 und 2013 bezogenen Geraden der Schlafstörungen am Flughafen FRA nähern sich in der Höhe denen der übrigen Flughäfen an. Im Grad der Steigung entsprechen die Geraden der Schlafstörungen am Flughafen FRA in 2012 und 2013 der zu den Schlafstörungen am Flughafen CGN. Dies zeigte sich bereits anhand der Annäherung der standardisierten Regressionskoeffizienten (β -Gewichte) des $L_{pAeq,22-06h}$ am Flughafen FRA 2012 und 2013 an den für den Flughafenstandort CGN berechneten Koeffizienten (vgl. Tabelle 9-44).

Abbildung 9-20 und Abbildung 9-21 zeigen die flughafenspezifischen linearen Expositions-Wirkungs-Beziehungen einschließlich jeweils des 95 %-Konfidenzintervalls zum Grad der fluglärmbedingten Schlafstörungen. Zusätzlich sind die Mittelwerte der berichteten Schlafstörungen pro 1-dB-Stufe angegeben.

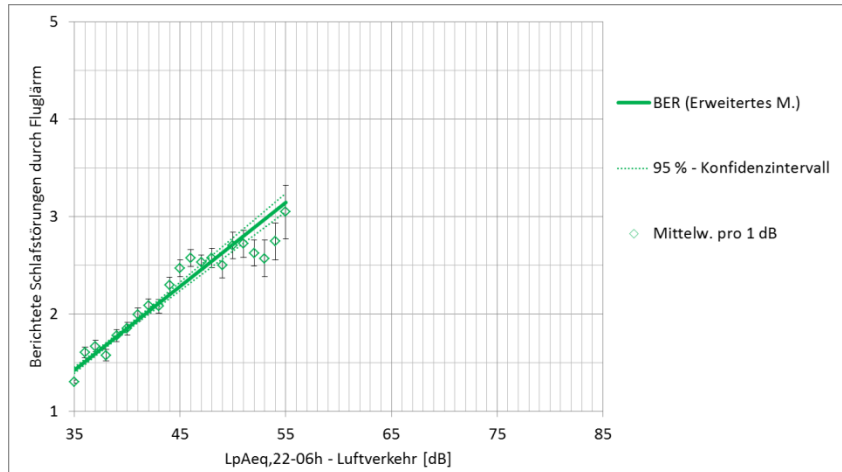
Zu erkennen ist, dass jeweils die lineare Regressionsgerade bis zu etwa 55 dB im $L_{pAeq,22-06h}$ eine geringere Abweichung von den mittleren Belastungswerte pro 1dB-Stufe aufweisen, oberhalb davon weichen die Mittelwerte stärker von der Linie ab, einhergehend mit einer Zunahme der Streuungen bedingt durch geringere Zellenbesetzungen pro 1-dB-Stufen als in 1-dB-Pegelklassen unterhalb von 55 dB.



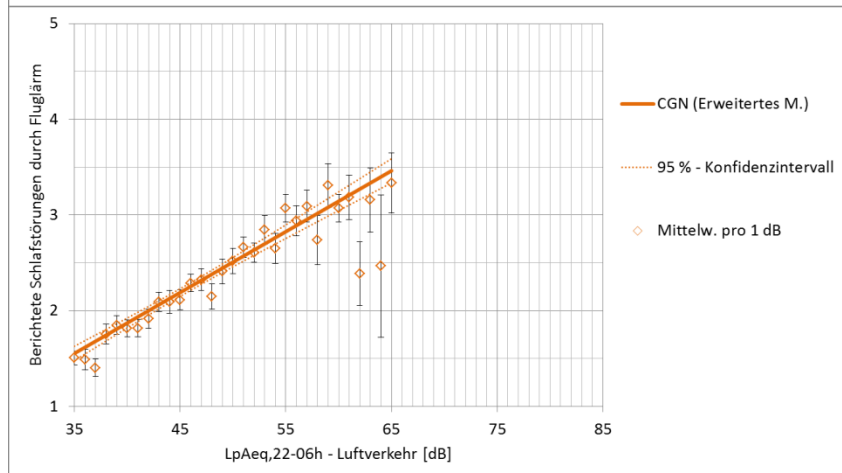
Anmerkung. Modelle adjustiert nach Befragungsmodus, Geschlecht, Alter, Wohndauer, Hauseigentum, SWI, Migration, Lärmempfindlichkeit, Luftverkehr bewertet als nützlich, bequem, umweltschädigend, $L_{pAeq,22-06h}$ jeweils für Straßenverkehr und Schienenverkehr, Interaktionen Modus * Alter und Modus * Attribut "Luftverkehr = nützlich". Teilnehmende aller Erhebungswellen ($N = 3.508$).

Abbildung 9-20. Expositions-Wirkungsbeziehungen zu berichteten fluglärmbedingten Schlafstörungen am Flughafen Frankfurt (FRA): (a) 2011, (b) 2012, (c) 2013.

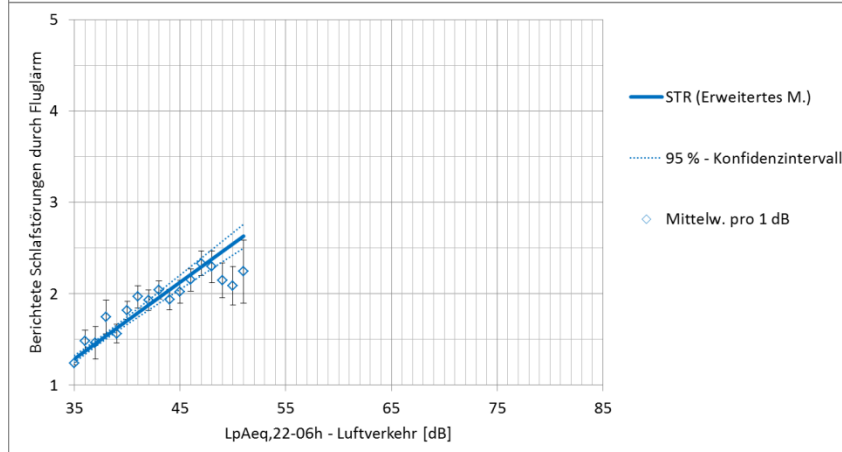
a



b



c



Anmerkung. Modelle adjustiert nach Befragungsmodus, Geschlecht, Alter, Wohndauer, Hauseigentum, SWI, Migration, Lärmempfindlichkeit, Luftverkehr bewertet als nützlich, bequem, umweltschädigend, $L_{pAeq,22-06h}$ jeweils für Straßenverkehr und Schienenverkehr, Interaktionen Modus * Alter und Modus * Attribut "Luftverkehr = nützlich". Flughäfen: BER: $N = 5.548$, CGN: $N = 2.955$, STR: $N = 1.979$.

Abbildung 9-21. Expositions-Wirkungsbeziehungen zu Schlafstörungen durch Fluglärm an den Flughäfen Berlin-Brandenburg (a; BER), Köln/Bonn (b; CGN), Stuttgart (c; STR).

9.8.3 Expositions-Wirkungsbeziehungen zum Prozentanteil hoch durch Fluglärm schlafgestörter Personen (HSD-Anteil)

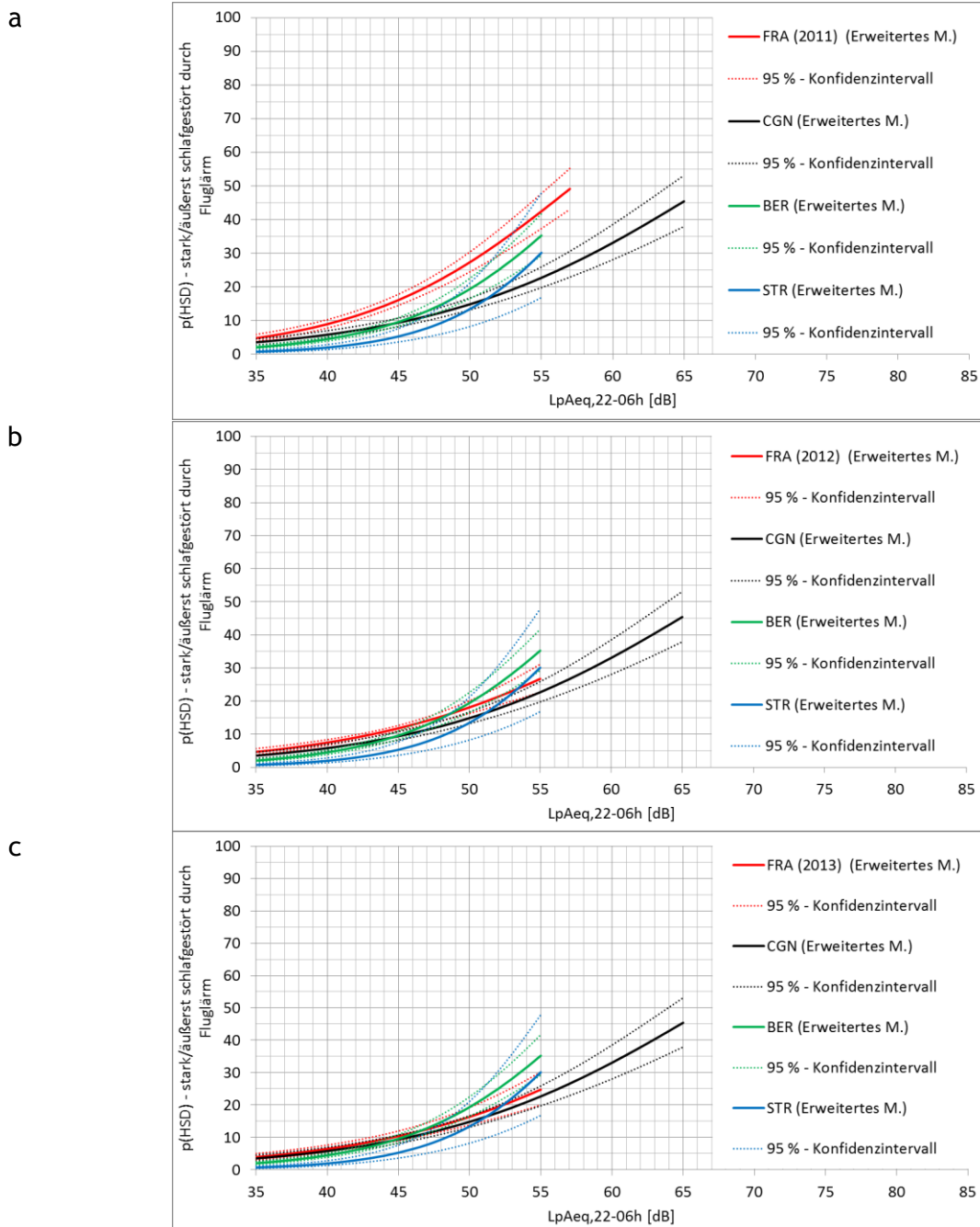
Die Ergebnisse der Modellberechnungen zum Prozentanteil der hoch durch Fluglärm schlafgestörter Personen (HSD - *highly sleep disturbed*) sind tabellarisch im Anhang 6 aufgeführt. Der Inhalt der nachfolgenden Abbildungen lautet:

- *Diagramme a-c der Abbildung 9-22:* Expositions-Wirkungsbeziehungen zum HSD-Anteil für alle untersuchten Flughäfen im Vergleich zu den Ergebnissen am Flughafen Frankfurt in den Jahren 2011, 2012 und 2013 - übersichtshalber ohne Konfidenzintervalle dargestellt.
- *Diagramme a-c in Abbildung 9-23 bzw. Abbildung 9-24:* Flughafenspezifische Expositions-Wirkungsbeziehungen zum HSD-Anteil für den Flughafen FRA 2011 bis 2013 (Abbildung 9-23) und die Flughäfen BER, CGN und STR (Abbildung 9-24) inklusive des jeweiligen 95 %-Konfidenzintervalls, abgeleitet aus den flughafenspezifischen Modellen Nr. 13 bis 18. Die entsprechenden Regressionsergebnisse dazu sind in den Tabellen im Anhang 6 aufgeführt

Für die Diagramme wurden die Expositions-Wirkungsbeziehungen aus den Schätzparametern der flughafenspezifischen Modelle Nr. 13 - 18 abgeleitet. Die zur Adjustierung verwendeten zentrierten Co-Determinanten wurden hierbei jeweils auf Null gesetzt (z-standardisiert), so dass sich die dargestellten Beziehungen zw. den Schlafstörungen und dem Nachtpegel $L_{pAeq,22-06h}$ auf den Stichprobendurchschnitt beziehen.

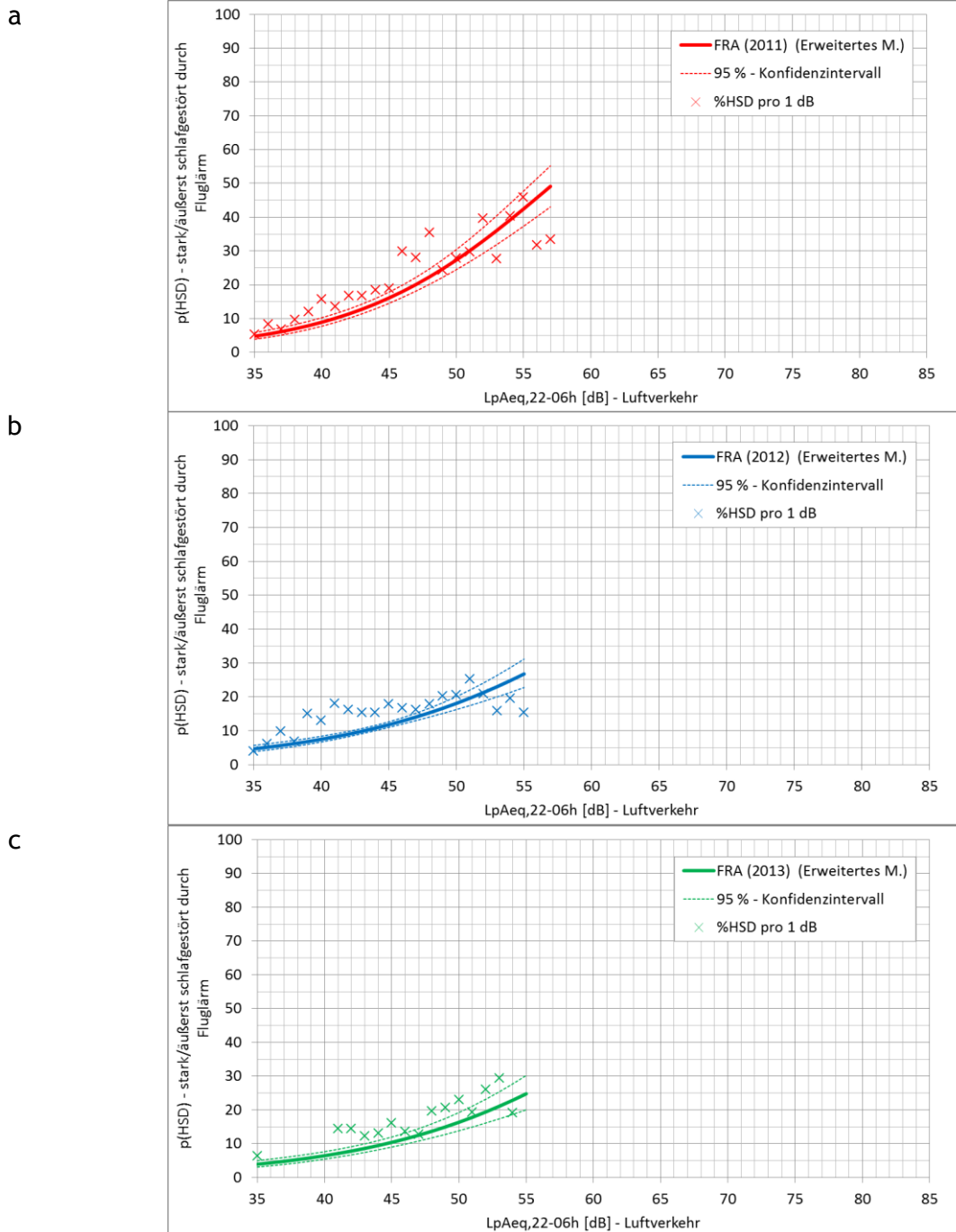
Abbildung 9-22a-c: Analog zu den linearen Regressionsmodellen zum Grad der berichteten fluglärmbedingten Schlafstörungen zeigen die Modellen zum Anteil hoch durch Fluglärm schlafgestörter Personen (HSD-Anteil) am Flughafen FRA in 2011 einen höheren HSD-Anteil bei gleichem Nachtmittelungspegel $L_{pAeq,22-06h}$ als an den übrigen Flughäfen. Die HSD-Kurve für den Flughafen CGN hat insgesamt einen flacheren Anstieg als die übrigen Kurven. Die HSD-Kurven für die Flughäfen BER und STR verlaufen annähernd parallel, unterhalb von ca. 46 - 50 dB im $L_{pAeq,22-06h}$ liegen Sie unterhalb der HSD-Kurve für den Flughafen CGN, oberhalb von 46 - 50 dB im $L_{pAeq,22-06h}$ darüber. Die HSD-Kurven für den Flughafen FRA in den Jahren 2012 und 2013 nähern sich den für die übrigen Flughäfen ermittelten HSD-Kurven an. Die HSD-Kurve für Flughafen FRA 2013 ist nahezu deckungsgleich mit der HSD-Kurve für den Flughafen CGN.

Abbildung 9-23/Abbildung 9-24: Die flughafenspezifischen Diagramme beinhalten zusätzlich zur modellierten Expositions-Wirkungskurve zum HSD-Anteil den empirischen HSD-Prozentanteil pro 1-dB-Stufe de $L_{pAeq,22-06h}$. Insgesamt streuen die empirischen %HSD-Werte stärker um die Kurve als die %HA-Werte zur Fluglärmbelästigung. Die absolute Zahl der hoch Schlafgestörten ist entsprechend auch niedriger: Die Zahl der hoch Schlafgestörten oberhalb von $L_{pAeq,22-06h} = 35$ dB beträgt in in FRA 1- 72 Personen in 2011, $n = 1-43$ in 2012, in $n = 1-33$ in 2013 pro 1-dB-Stufe. An den Vergleichsflughäfen sind es $n = 6 - 50$ (BER), $n = 3-39$ (CGN) und $n = 1-10$ STR.



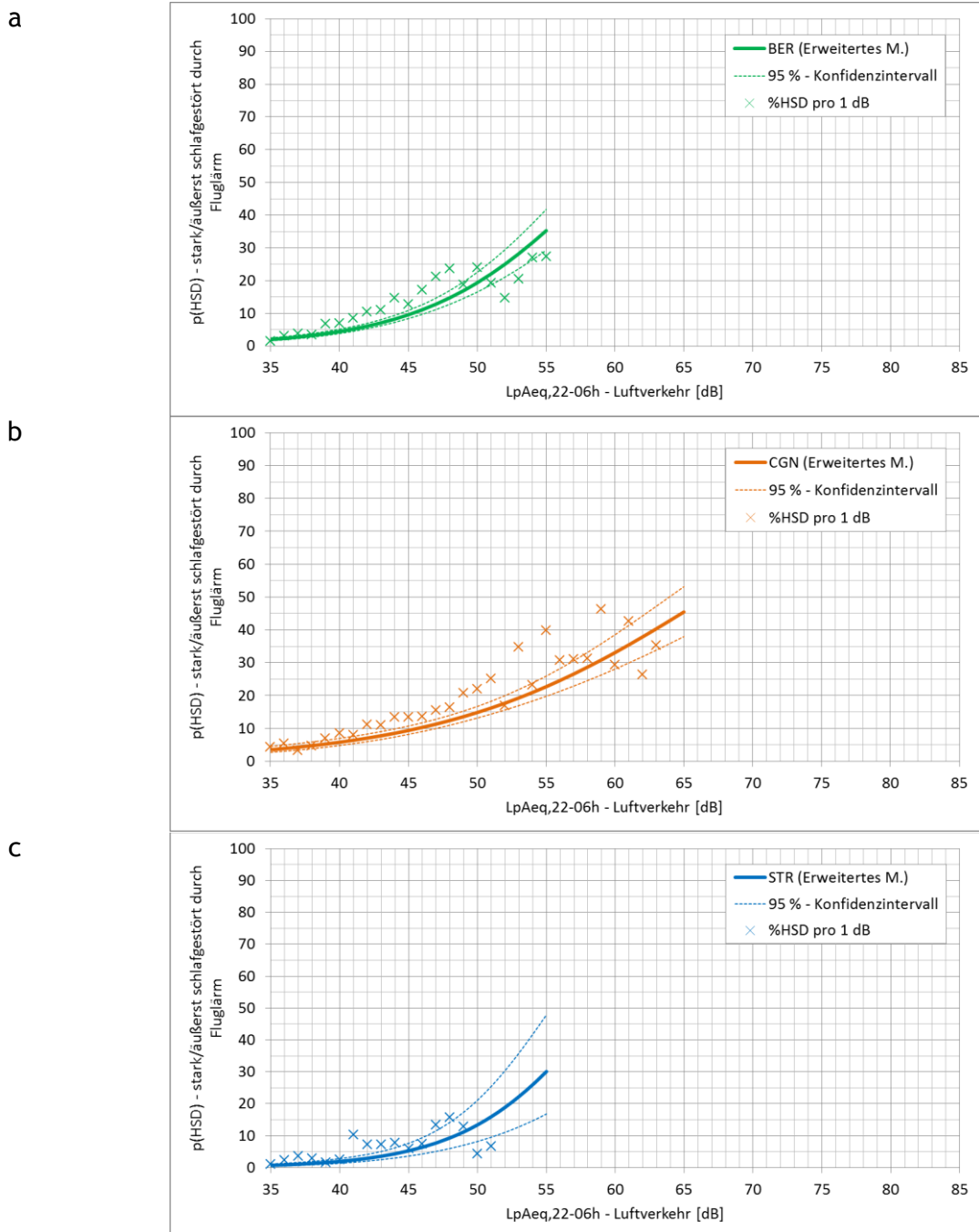
Anmerkung. Modelle adjustiert nach Befragungsmodus, Geschlecht, Alter, Wohndauer, Hauseigentum, SWI, Migration, Lärmempfindlichkeit, Luftverkehr bewertet als nützlich, bequem, umweltschädigend, $L_{pAeq,22-06h}$ - Straßenverkehr und Schienenverkehr, Interaktionen Modus * Alter, Attribut "Luftverkehr = nützlich". Stichproben: Berlin-Brandenburg (BER): $N = 5.548$, Köln/Bonn (CGN): $N = 2.955$, Stuttgart (STR): $N = 1.979$, Frankfurt (FRA): $N = 3.508$ (Teilnehmende aller Wellen).

Abbildung 9-22. Anteil hoch durch Fluglärm schlafgestörter Personen (%HSD), Flughäfen Berlin-Brandenburg, Köln/Bonn, Stuttgart vs. Frankfurt 2011 (a), 2012 (b), 2013 (c).



Anmerkung. Modelle adjustiert nach Befragungsmodus, Geschlecht, Alter, Wohndauer, Hauseigentum, SWI, Migration, Lärmempfindlichkeit, Luftverkehr bewertet als nützlich, bequem, umweltschädigend, $L_{pAeq,22-06h}$ jeweils für Straßenverkehr und Schienenverkehr, Interaktionen Modus * Alter und Modus * Attribut "Luftverkehr = nützlich". Teilnehmende aller Erhebungswellen ($N = 3.508$). Angegeben sind der mittels Regression geschätzte HSD-Anteil und der empirische %HSD-Anteil pro $L_{pAeq,22-06h}$ -1dB-Stufe, sofern die Zellenbesetzung $n \geq 5$ ist.

Abbildung 9-23. Anteil hoch durch Fluglärm schlafgestörter Personen (%HSD), Frankfurt (FRA): 2011-13.



Anmerkung. Modelle adjustiert nach Befragungsmodus, Geschlecht, Alter, Wohndauer, Hauseigentum, SWI, Migration, Lärmempfindlichkeit, Luftverkehr bewertet als nützlich, bequem, umweltschädigend, $L_{pAeq,22-06h}$ jeweils für Straßenverkehr und Schienenverkehr, Interaktionen Modus * Alter und Modus * Attribut "Luftverkehr = nützlich". (a) BER: $N = 5.548$, (b) CGN: $N = 2.955$, (c) STR: $N = 1.979$. Angegeben sind der mittels Regression geschätzte und der empirische %HSD-Anteil pro $L_{pAeq,22-06h}$ -1dB-Stufe, sofern die Zellenbesetzung $n \geq 5$ ist.

Abbildung 9-24. Anteil hoch durch Fluglärm schlafgestörter Personen (%HSD) an den Vergleichsflughäfen.

9.9 Expositions-Wirkungsmodelle zur gesundheitsbezogenen Lebensqualität (SF8-Scores MCS, PCS)

Für die gesundheitsbezogenen Lebensqualität wurden mehrere Modelle auf Basis des Verallgemeinerten Linearen Modells (GzLM) zur Expositions-Wirkungsbeziehung bezogen auf den Mittelungspegel $L_{pAeq,24h}$ für Luftverkehr berechnet. Die Modelle umfassen den Vergleich der Wirkung von Luftverkehrsgeräuschen auf den Grad

- der berichteten, gesundheitsbezogenen psychischen Lebensqualität (SF8-Score MCS) und
- der berichteten, gesundheitsbezogenen körperlichen Lebensqualität (SF8-Score PCS) berechnet.

Für beide Variablen wurden ein Basis- und drei erweiterte Modelle gerechnet, welche die folgenden Einflussgrößen (Determinanten) einschließt:

Tabelle 9-43. Einflussgrößen im Basis- und erweiterten Modell zur gesundheitsbezogenen Lebensqualität (SF8-Scores MCS, PCS)

Basismodell	Erweitertes Modell I	Erweitertes Modell II	Annoyance-Modell
$L_{pAeq,24h}$ - Luft	$L_{pAeq,24h}$ - Luft	$L_{pAeq,24h}$ - Luft	--
Befragungsmodus	Befragungsmodus	Befragungsmodus	Befragungsmodus
Flughafen (<i>nur im Gesamtmodell über alle Flughäfen</i>)	Flughafen (<i>nur im Gesamtmodell über alle Flughäfen</i>)	Flughafen (<i>nur im Gesamtmodell über alle Flughäfen</i>)	Flughafen (<i>nur im Gesamtmodell über alle Flughäfen</i>)
Interaktion Flughafen * $L_{pAeq,24h}$	Interaktion Flughafen * $L_{pAeq,24h}$	Interaktion Flughafen * $L_{pAeq,24h}$	Interaktion Flughafen * $L_{pAeq,24h}$
	Geschlecht	Geschlecht	Geschlecht
	Alter (linear)	Alter (linear)	Alter (linear)
	Wohndauer	Wohndauer	Wohndauer
	Std. außer Haus (werktgs.)	Std. außer Haus (werktgs.)	Std. außer Haus (werktgs.)
	Hauseigentum	Hauseigentum	Hauseigentum
	SWI	SWI	SWI
	Migrationshintergrund	Migrationshintergrund	Migrationshintergrund
	Lärmempfindlichkeit	Lärmempfindlichkeit	Lärmempfindlichkeit
	BMI	BMI	BMI
	Sport (Dauer pro Wo.)	Sport (Dauer pro Wo.)	Sport (Dauer pro Wo.)
	$L_{pAeq,24h}$ Straße	$L_{pAeq,24h}$ Straße	$L_{pAeq,24h}$ Straße
	$L_{pAeq,24h}$ Schiene	$L_{pAeq,24h}$ Schiene	$L_{pAeq,24h}$ Schiene
		Fluglärmbelästigung	Fluglärmbelästigung

Im Einzelnen sind folgende Modelle berechnet worden (Tabelle 9-44). Die Koeffizienten der Modellrechnungen sind tabellarisch im Anhang 6 aufgeführt.

Tabelle 9-44. Expositions-Wirkungsmodelle zur gesundheitsbezogenen psychischen und körperlichen Lebensqualität am Frankfurter Flughafen und an den Vergleichsflughäfen Berlin-Brandenburg (BER), Köln/Bonn (CGN) und Stuttgart (STR)

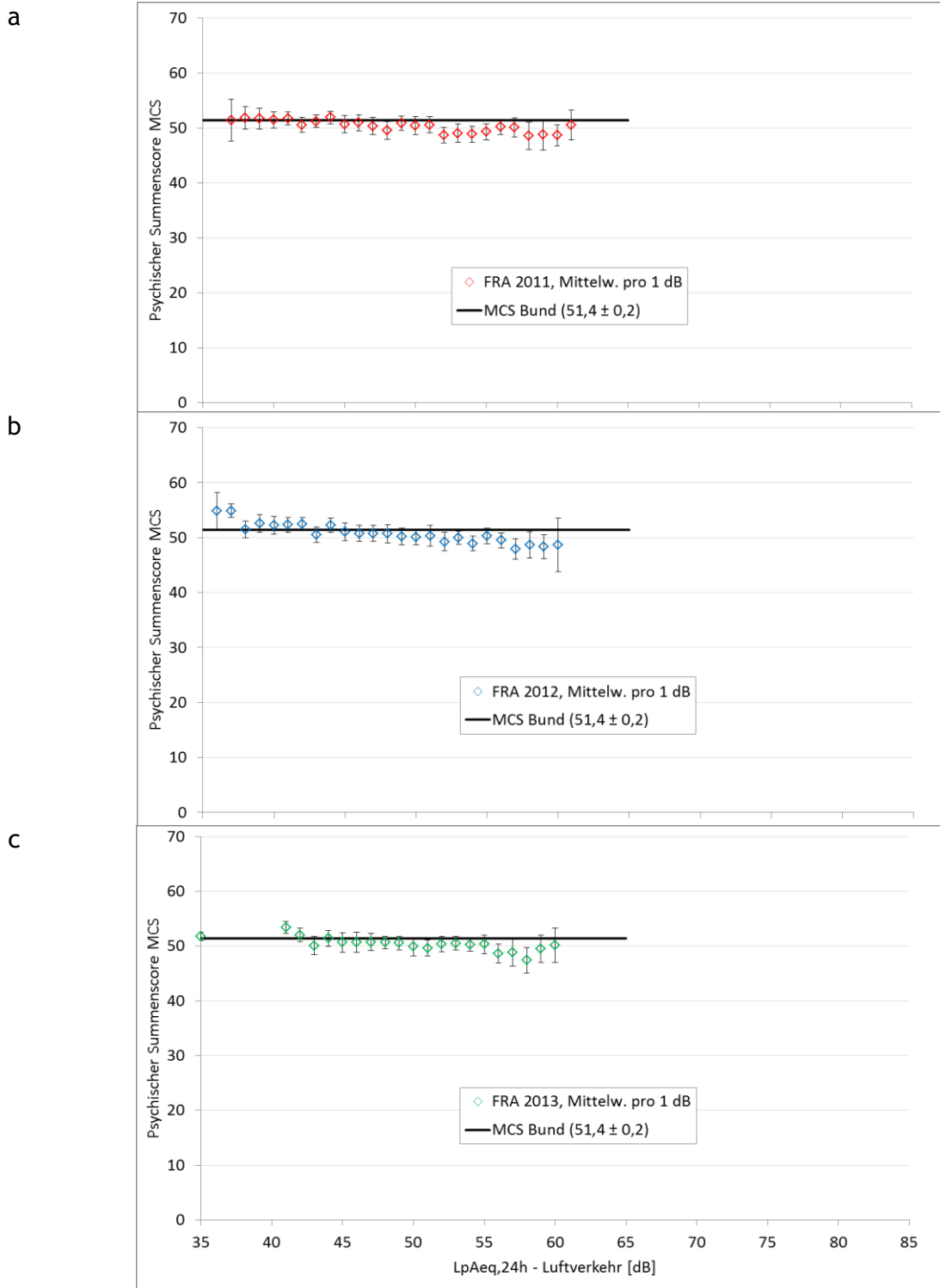
Nr.	Vergleich	Modell- typ	Abhängige Variable	Modellvariante	Modellgüte: AIC
<i>Gesamt über alle Flughäfen (inklusive Determinante "Flughafen")</i>					
1 - 3	FRA 2011 vs. BER, CGN, STR	Multiple lineare Regression	Psychischer Summenscore MCS	Basis	101.755,62
	FRA 2012 vs. BER, CGN, STR				101.795,46
	FRA 2013 vs. BER, CGN, STR				101.645,68
4 - 6	FRA 2011 vs. BER, CGN, STR			Erweitert I	86.148,67
	FRA 2012 vs. BER, CGN, STR				86.865,81
	FRA 2013 vs. BER, CGN, STR				86.801,53
7 - 9	FRA 2011 vs. BER, CGN, STR		Erweitert II	85.883,29	
	FRA 2012 vs. BER, CGN, STR			86.531,42	
	FRA 2013 vs. BER, CGN, STR			86.485,76	
10 - 12	FRA 2011 vs. BER, CGN, STR		Ergänzend: A-Modell	85.864,90	
	FRA 2012 vs. BER, CGN, STR			86.507,40	
	FRA 2013 vs. BER, CGN, STR			86.467,65	
13 - 15	FRA 2011 vs. BER, CGN, STR		Körperlicher Summenscore PCS	Basis	103.428,12
	FRA 2012 vs. BER, CGN, STR				103.371,99
	FRA 2013 vs. BER, CGN, STR				103.514,44
16 - 18	FRA 2011 vs. BER, CGN, STR			Erweitert I	86.344,08
	FRA 2012 vs. BER, CGN, STR				86.941,53
	FRA 2013 vs. BER, CGN, STR				87.133,55
19 - 21	FRA 2011 vs. BER, CGN, STR		Erweitert II	86.237,88	
	FRA 2012 vs. BER, CGN, STR			86.824,66	
	FRA 2013 vs. BER, CGN, STR			87.014,62	
22 - 24	FRA 2011 vs. BER, CGN, STR		Ergänzend: A-Modell	86.241,79	
	FRA 2012 vs. BER, CGN, STR			86.828,55	
	FRA 2013 vs. BER, CGN, STR			87.020,13	
<i>Pro Flughafen</i>					
25 - 31	FRA 2011, FRA 2012, FRA 2013, BER, CGN, STR	Multiple lineare Re- gression	Psychischer Summenscore MCS	Erweitert II	
32 - 35	FRA 2011, FRA 2012, FRA 2013, BER, CGN, STR		Körperlicher Summenscore PCS		Erweitert II

Anmerkung. AIC = Akaike Informationskriterium.

9.9.1 Ergebnisse zur psychischen Lebensqualität (SF-8 psychischer Summenscore MCS)

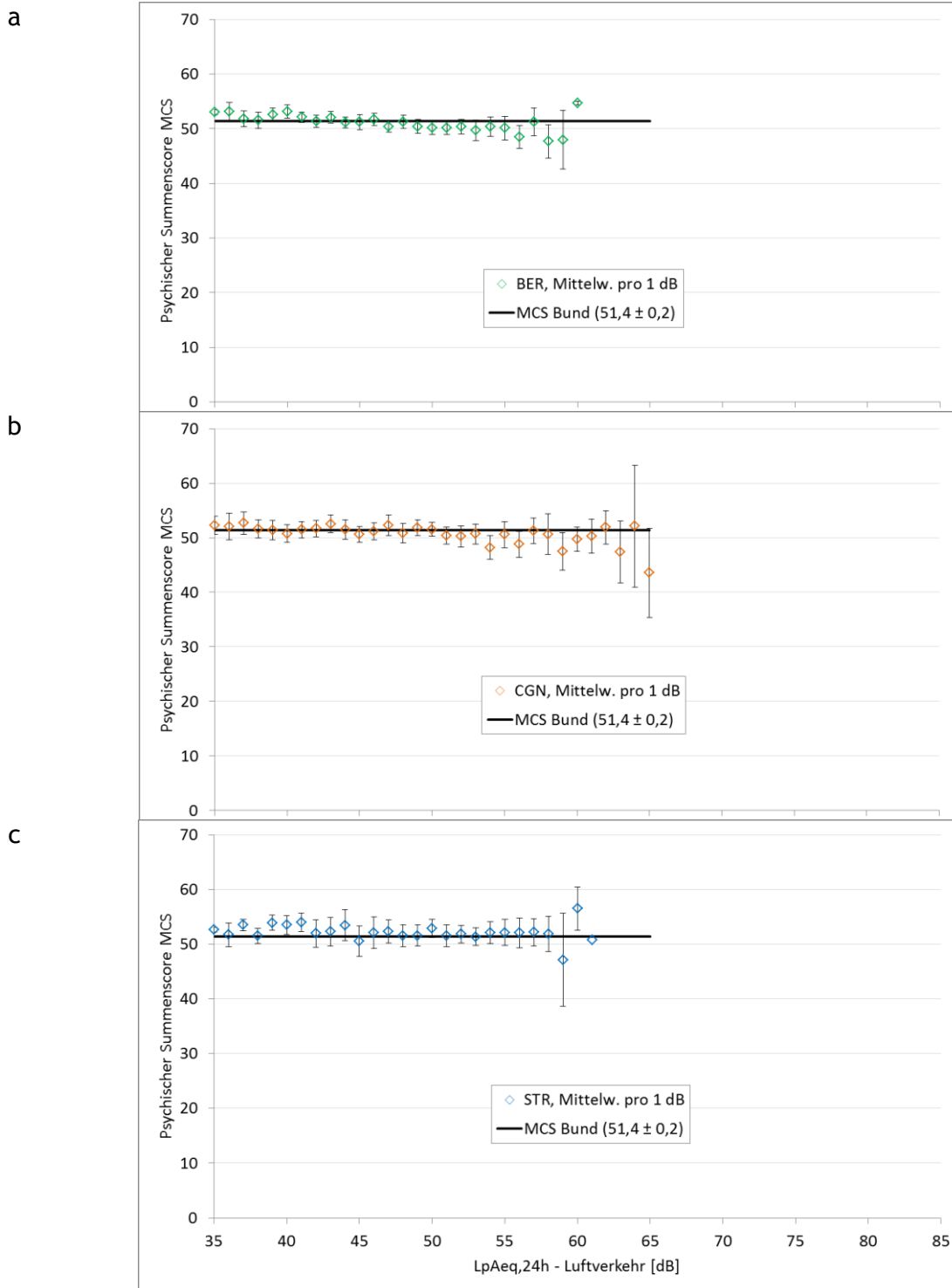
Die Diagramme Abbildung 9-25 und Abbildung 9-26 zeigen die Mittelwerte der MCS-Scores pro 1-dB-Stufe im $L_{pAeq,24h}$ für den Flughafen Frankfurt und die Vergleichsflughäfen. Eine Regressionslinie ist nicht eingezeichnet, da die Modellschätzungen in den erweiterten Modellen keinen statistisch signifikanten direkten Einfluss des $L_{pAeq,24h}$ anzeigen.

Die dargestellten Mittelwerte verdeutlichen eine leichte Minderung in der psychischen Lebensqualität mit zunehmendem $L_{pAeq,24h}$ und Zunahme der Streuung. Die Modellrechnungen dazu offenbaren hierbei einen indirekten über das Fluglärmbelästigungserleben vermittelten Effekt. Entsprechend zeigt Abbildung 9-27 die MCS-Scores in Abhängigkeit von Stufen der Fluglärmbelästigung. Tabelle 9-45 zeigt dazu Post-hoc-Analysen wonach die MCS-Scores in nahezu allen Belästigungsstufen sich statistisch signifikant voneinander unterscheiden.



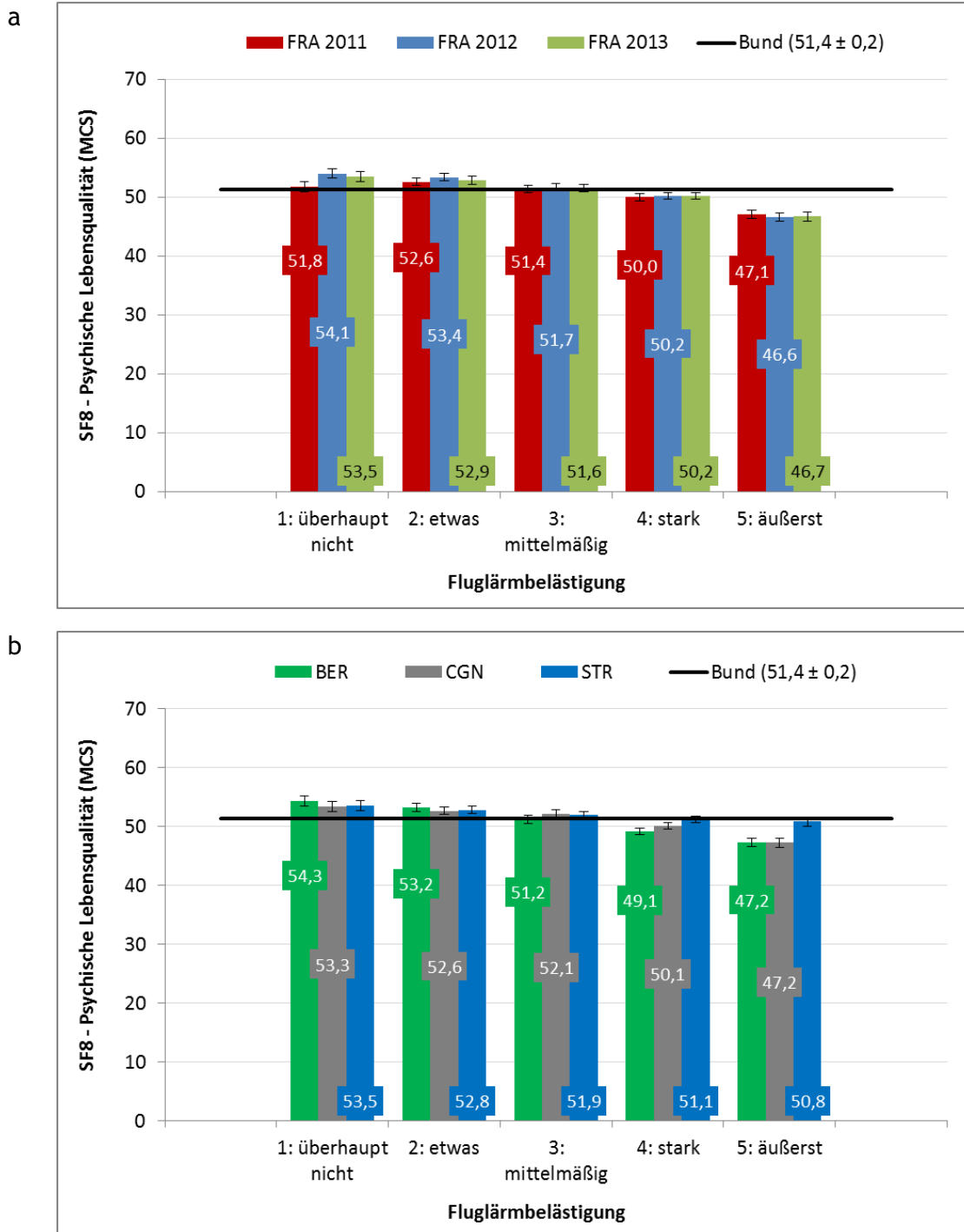
Anmerkung. SF8-Score MCS: Mittelwert und 95 %-Konfidenzintervall (mit Zellenbesetzung ≥ 5); Bund = Normdaten (Mittelwert \pm 95 %-Konfidenzintervall) des telefonischen Gesundheitssurveys 2003 (GSTel03) des Robert-Koch-Instituts (vgl. Ellert et al., 2005). Teilnehmende aller Erhebungswellen ($N = 3.508$).

Abbildung 9-25. Mittelwert in der psychischen Lebensqualität (MCS) pro 1-dB-Geräuschpegelklasse $L_{pAeq,24h}$ - Luftverkehr am Flughafen Frankfurt (FRA): (a) 2011, (b) 2012, (c) 2013.



Anmerkung. SF8-Score MCS: Mittelwert und 95 %-Konfidenzintervall (mit Zellenbesetzung ≥ 5); Bund = Normdaten (Mittelwert \pm 95 %-Konfidenzintervall) des telefonischen Gesundheitssurveys 2003 (GSTel03) des Robert-Koch-Instituts (vgl. Ellert et al., 2005). Teilnehmende an den Flughäfen: BER: $N = 5.548$, CGN: $N = 2.955$, STR: $N = 1.979$.

Abbildung 9-26. Mittelwert in der psychischen Lebensqualität (MCS) pro $1\text{dB-}L_{p\text{Aeq},24\text{h}}$ -Stufe für Luftverkehr. Flughäfen: Berlin-Brandenburg (a; BER), Köln/Bonn (b; CGN), Stuttgart (c; STR).



Anmerkung. SF8-Score MCS: Mittelwert und 95 %-Konfidenzintervall; Bund = Normdaten (Mittelwert ± 95 %-Konfidenzintervall) des telefonischen Gesundheitssurveys 2003 (GSTel03) des Robert-Koch-Instituts (vgl. Ellert et al., 2005). Flughäfen: (a) Frankfurt (FRA) 2011 - 2013, (b) Berlin-Brandenburg (BER), Köln/Bonn (CGN), Stuttgart (STR).

Abbildung 9-27. Psychische Lebensqualität (MCS) gruppiert nach Fluglärmelastigkeit (a) in der Rhein-Main-Region und (b) an den Vergleichsflughäfen.

Tabelle 9-45. Signifikanzniveaus aus Post-hoc-Analysen (Paarvergleich) zum Vergleich von MCS-Mittelwertsdifferenzen zwischen Kategorien der Fluglärmbelastigung

Unabhängige Variable (UV) = Fluglärmbelastigung		Abhängige Variable (AV) = Psychische Lebensqualität (MCS)					
		Flughäfen					
		FRA		BER		CGN	STR
		2011	2012	2013	p von Post-hoc Tests mit sequentieller Bonferroni Anpassung (Holm, 1979)		
1,00	2,00	0,167	0,352	0,344	0,020	0,367	0,627
	3,00	0,495	0,025	0,025	< 0,001	0,235	0,042
	4,00	0,167	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	0,002
	5,00	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	0,008
2,00	1,00	0,167	0,352	0,344	0,020	0,367	0,627
	3,00	0,005	0,067	0,107	< 0,001	0,671	0,640
	4,00	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	0,002	0,105
	5,00	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	0,129
3,00	1,00	0,495	0,025	0,025	< 0,001	0,235	0,042
	2,00	0,005	0,067	0,107	< 0,001	0,671	0,640
	4,00	0,188	0,002	0,023	0,001	0,004	0,640
	5,00	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	0,640
4,00	1,00	0,167	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	0,002
	2,00	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	0,002	0,105
	3,00	0,188	0,002	0,023	0,001	0,004	0,640
	5,00	< 0,001	< 0,001	< 0,001	0,004	< 0,001	0,731
5,00	1,00	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	0,008
	2,00	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	0,129
	3,00	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	0,640
	4,00	< 0,001	< 0,001	< 0,001	0,004	< 0,001	0,731

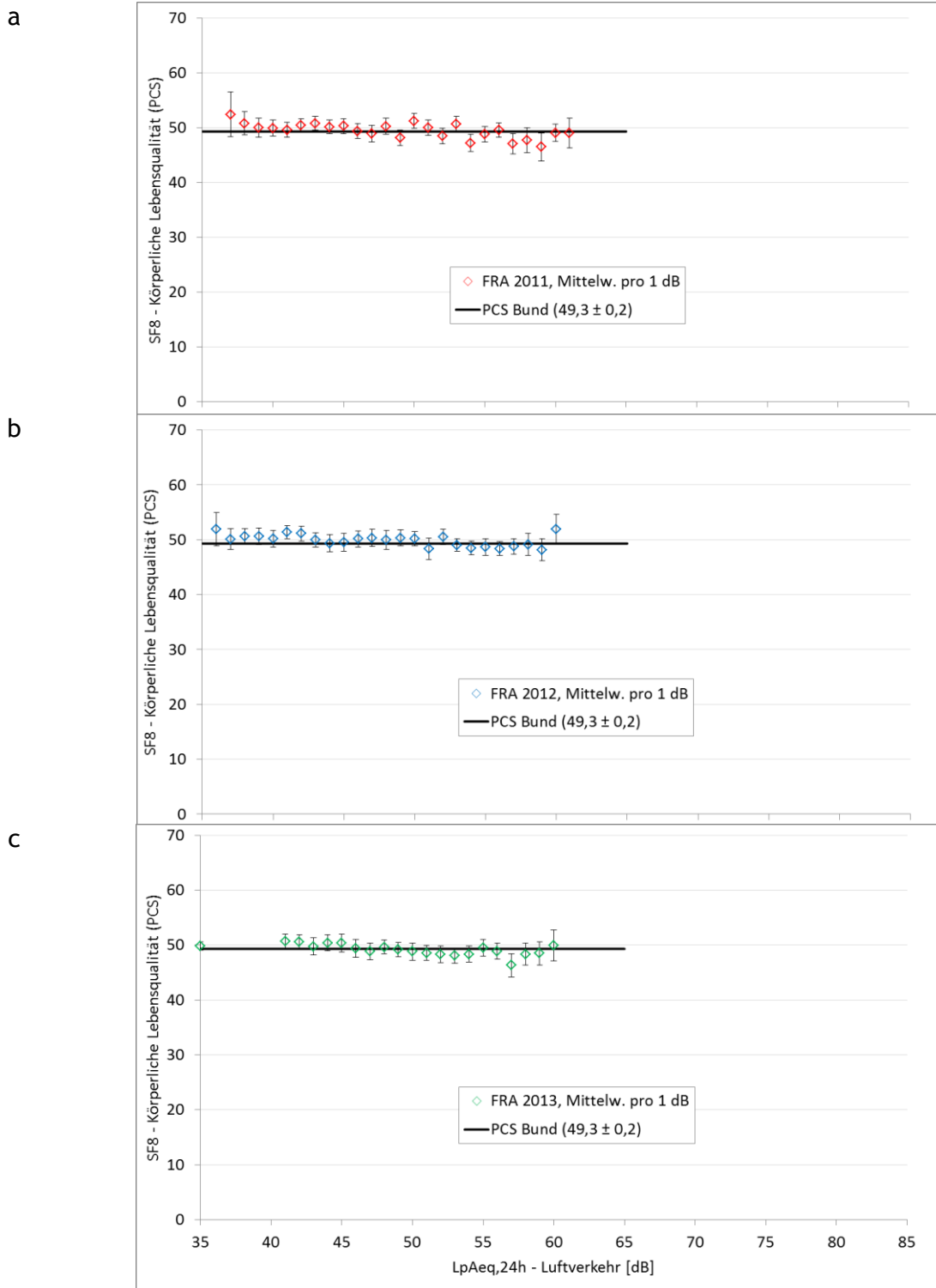
Anmerkung. p = Überschreitungswahrscheinlichkeit; grüne Hervorhebung = Mittelwertsdifferenz auf Signifikanzniveau $p < 0,05$ statistisch signifikant. Mittelwertsvergleiche adjustiert nach Befragungsmodus, Geschlecht, Alter, Wohndauer, Stunden außer Haus, Hauseigentum, SWI, Migrationshintergrund, Lärmempfindlichkeit, BMI, Dauer Sport pro Woche, $L_{pAeq,24h}$ für Straßenverkehr, $L_{pAeq,24h}$ für Schienenverkehr; AV = abhängige Variable; UV = unabhängige Variable; MCS = mental component score (Score der psychischen Lebensqualität).

9.9.2 Ergebnisse zur körperlichen Lebensqualität (SF-8 körperlicher Summenscore PCS)

Die Diagramme Abbildung 9-28 und Abbildung 9-29 zeigen die Mittelwerte der PCS-Scores pro 1-dB-Stufe im $L_{pAeq,24h}$ für den Flughafen Frankfurt und die Vergleichsflughäfen. Eine Regressionslinie ist nicht eingezeichnet, da die Modellschätzungen in den erweiterten Modellen keinen statistisch signifikanten direkten Einfluss des $L_{pAeq,24h}$ anzeigen.

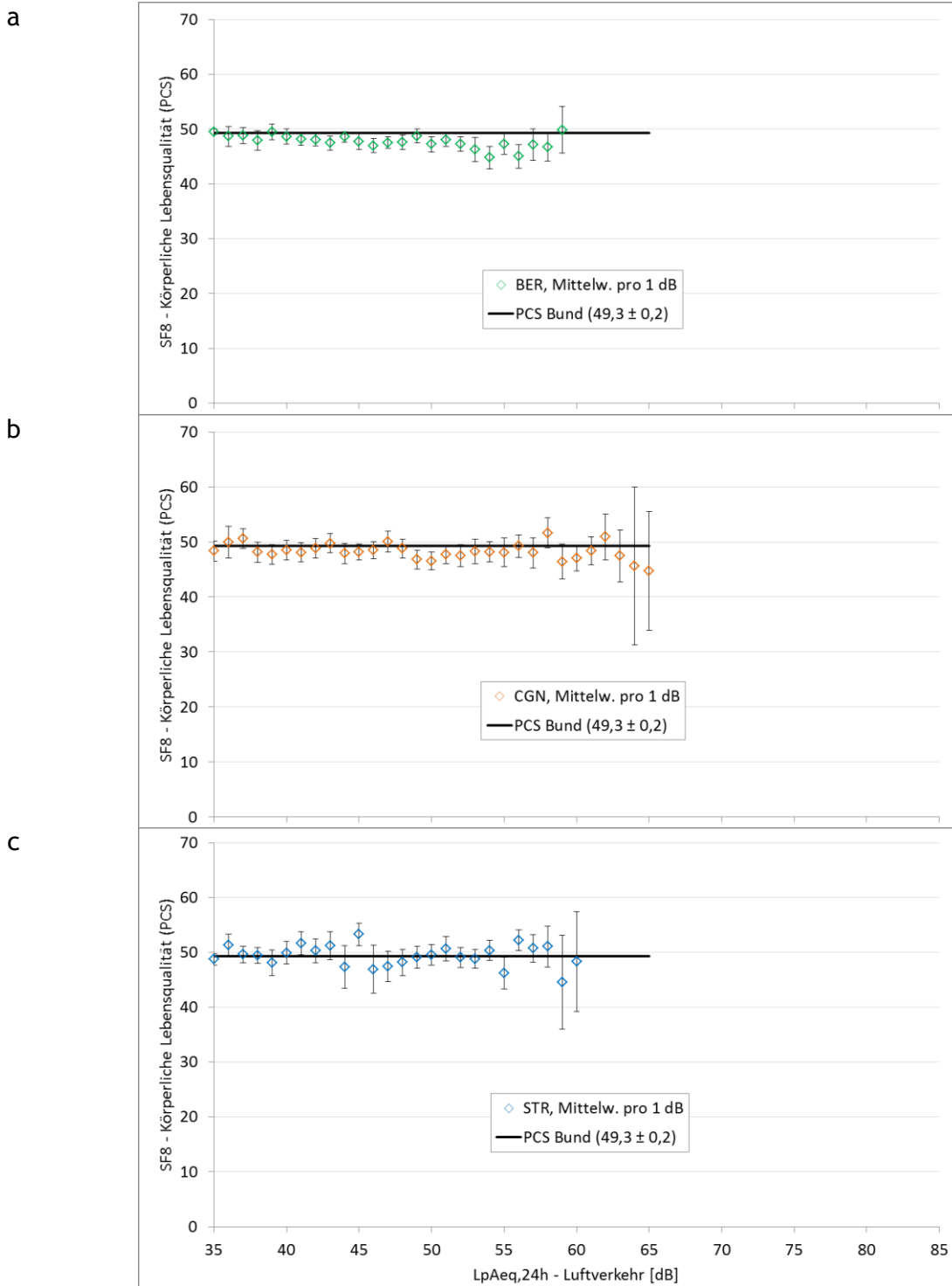
Die dargestellten Mittelwerte verdeutlichen eine leichte Minderung in der körperlichen Lebensqualität mit zunehmendem $L_{pAeq,24h}$. Die Modellrechnungen dazu verweisen auf einen indirekten über das Fluglärmbelästigungserleben vermittelten Effekt.

Entsprechend zeigt Abbildung 9-30 die PCS-Scores in Abhängigkeit von Stufen der Fluglärmbelästigung. Tabelle 9-46 zeigt Post-hoc-Analysen, wonach sich die PCS-Scores in nahezu allen Belästigungsstufen statistisch signifikant von einander unterscheiden.



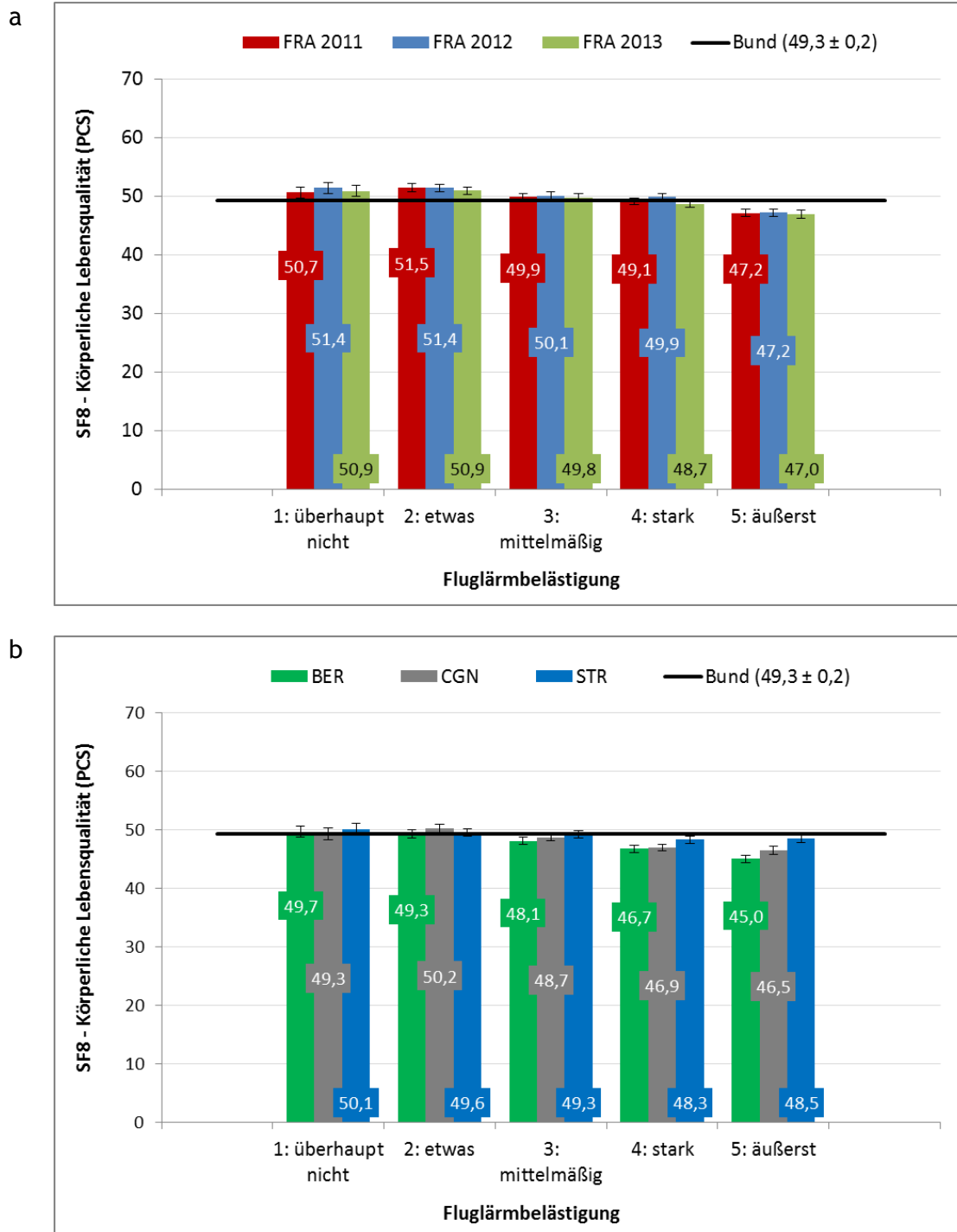
Anmerkung. SF8-Score PCS: Mittelwert und 95 %-Konfidenzintervall (mit Zellenbesetzung ≥ 5); Bund = Normdaten (Mittelwert \pm 95 %-Konfidenzintervall) des telefonischen Gesundheitssurveys 2003 (GSTel03) des Robert-Koch-Instituts (vgl. Ellert et al., 2005). Teilnehmende aller Erhebungswellen ($N = 3.508$).

Abbildung 9-28. Mittelwert in der körperlichen Lebensqualität (PCS) pro 1-dB-Geräuschpegelklasse $L_{pAeq,24h}$ - Luftverkehr am Flughafen Frankfurt (FRA): (a) 2011, (b) 2012, (c) 2013.



Anmerkung. SF8-Score PCS: Mittelwert und 95 %-Konfidenzintervall (mit Zellenbesetzung ≥ 5); Bund = Normdaten (Mittelwert \pm 95 %-Konfidenzintervall) des telefonischen Gesundheitssurveys 2003 (GSTel03) des Robert-Koch-Instituts (vgl. Ellert et al., 2005). Teilnehmende an den Flughäfen: BER: $N = 5.548$, CGN: $N = 2.955$, STR: $N = 1.979$.

Abbildung 9-29. Mittelwert in der körperlichen Lebensqualität (PCS) pro 1-dB- $L_{pAeq,24h}$ -Klasse für Luftverkehr, Flughäfen: Berlin-Brandenburg (a; BER), Köln/Bonn (b; CGN), Stuttgart (c; STR).



Anmerkung. SF8-Score PCS: Mittelwert und 95 %-Konfidenzintervall; Bund = Normdaten (Mittelwert ± 95 %-Konfidenzintervall) des telefonischen Gesundheitssurveys 2003 (GSTel03) des Robert-Koch-Instituts (vgl. Ellert et al., 2005). Flughäfen: (a) Frankfurt (FRA) 2011 - 2013, (b) Berlin-Brandenburg (BER), Köln/Bonn (CGN), Stuttgart (STR).

Abbildung 9-30. Körperliche Lebensqualität (PCS) gruppiert nach Fluglärmelastigung (a) in der Rhein-Main-Region und (b) an den Vergleichsflughäfen.

Tabelle 9-46. Signifikanzniveaus aus Post-hoc-Analysen (Paarvergleich) zum Vergleich von PCS-Mittelwertsdifferenzen zwischen Kategorien der Fluglärmbelastigung

Unabhängige Variable (UV) = Fluglärmbelastigung		Abhängige Variable (AV) = Körperliche Lebensqualität (PCS)					
		Flughäfen					
		FRA		BER		CGN	STR
		2011	2012	2013	p von Post-hoc Tests mit sequentieller Bonferroni Anpassung (Holm, 1979)		
1,00	2,00	0,391	0,830	0,956	0,255	0,636	0,376
	3,00	0,605	0,693	0,474	0,021	1,000	0,876
	4,00	0,349	0,311	0,030	< 0,001	0,020	0,033
	5,00	0,006	< 0,001	< 0,001	< 0,001	0,020	0,062
2,00	1,00	0,391	0,830	0,956	0,255	0,636	0,376
	3,00	0,064	0,311	0,474	0,124	0,202	1,000
	4,00	< 0,001	0,051	0,005	< 0,001	< 0,001	0,876
	5,00	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	0,876
3,00	1,00	0,605	0,693	0,474	0,021	1,000	0,876
	2,00	0,064	0,311	0,474	0,124	0,202	1,000
	4,00	0,391	0,778	0,201	0,021	0,019	0,876
	5,00	0,003	< 0,001	< 0,001	< 0,001	0,019	0,876
4,00	1,00	0,349	0,311	0,030	< 0,001	0,020	0,033
	2,00	< 0,001	0,051	0,005	< 0,001	< 0,001	0,876
	3,00	0,391	0,778	0,201	0,021	0,019	0,876
	5,00	0,119	< 0,001	0,021	0,124	1,000	1,000
5,00	1,00	0,006	< 0,001	< 0,001	< 0,001	0,020	0,062
	2,00	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	0,876
	3,00	0,003	< 0,001	< 0,001	< 0,001	0,019	0,876
	4,00	0,119	< 0,001	0,021	0,124	1,000	1,000

Anmerkung. p = Überschreitungswahrscheinlichkeit; grüne Hervorhebung = Mittelwertsdifferenz auf Signifikanzniveau $p < 0,05$ statistisch signifikant. Mittelwertsvergleiche adjustiert nach Befragungsmodus, Geschlecht, Alter, Wohndauer, Stunden außer Haus, Hauseigentum, SWI, Migrationshintergrund, Lärmempfindlichkeit, BMI, Dauer Sport pro Woche, $L_{pAeq,24h}$ für Straßenverkehr, $L_{pAeq,24h}$ für Schienenverkehr; AV = abhängige Variable; UV = unabhängige Variable; PCS = physical component score (Score der körperlichen Lebensqualität).

9.10 Wahrnehmung und Bewertung von Schallschutzmaßnahmen am Flughafen Frankfurt

Im Zuge des Ausbaus des Frankfurter Flughafens ist am Flughafen ein Maßnahmenpaket zum aktiven Schallschutz aufgelegt worden. Damit wird das Ziel verfolgt, durch lärmärmere Flugzeuge und verbesserte An- und Abflugverfahren die Fluglärmbeeinträchtigung in der Bevölkerung zu verringern.

Dazu wurden die Teilnehmenden in allen Erhebungswellen gefragt, welche Maßnahmen den Befragten aus diesem Paket bekannt seien und inwieweit sie glauben, dass sich diese Maßnahme(n) positiv auf Ihre eigene Wohnsituation auswirkt.

Die Antworten wurden nach dem Schema der Erläuterungen der Gemeinnützige Umwelthaus GmbH (Vgl. Tabelle 9-47) kategorisiert. Für nicht klar kategorisierbare Äußerungen sowie Nennungen, die sich nicht auf den aktiven Schallschutz beziehen, wurden weitere Kategorien eingeführt (Passive Schallschutzmaßnahmen, CASA-Programm, Allgemeine Routennennungen, Allgemeine Höhennennungen, An-/Abflugverfahren, Sonstige). Eine Übersicht über die Kategorien und deren Einordnung in Aktive Schallschutzmaßnahmen bietet Abbildung 9-31.

Zur Kategorie "Passive Schallschutzmaßnahmen" zählen Nennungen wie beispielsweise der Einbau von Schallschutzfenstern. Die Kategorie "CASA-Programm" beinhaltet Antworten, die sich auf den Kauf von Häusern durch die Fraport AG beziehen. In die Kategorie "Allgemeine Routennennungen" wurde Nennungen gezählt, die unspezifisch Routen betreffen, wie "Routenveränderung". Bei der Kategorie "Allgemeine Höhennennungen" wurde im Bereich Höhe ebenso verfahren. In die Kategorie "An-/Abflugverfahren" wurden Nennungen eingeteilt, bei denen beispielsweise nur "Anflugverfahren" genannt wurde. Die Kategorie "Sonstige" umfasst alle Nennungen, die keiner der genannten Kategorien zugeordnet werden konnten, wie beispielsweise, dass sich Landegebühren für Flugzeuge nach der Höhe der Lärmverursachung bemessen sollen.

Tabelle 9-47. Spezifische Aktive Schallschutzmaßnahmen

Abk./Schlagwort	Bezeichnung	Erläuterung
1. CDA	Continous Descent Approach	Optimierung kontinuierlicher Sinkflug Anflüge zu einem Flughafen, die mit einem kontinuierlichen Sinkflug einhergehen, auf horizontale Flugsegmente weitestgehend verzichten und bei denen die Triebwerke im "Leerlauf", d. h. ohne oder nur mit geringem Schub arbeiten, fallen unter die Kategorie CDA. Sie enden, wenn der Anflug mithilfe des Instrumenten-Landesystems beginnt. Durch den CDA wird sowohl Treibstoff eingespart als auch Lärm reduziert.
2. DROps (Lärmpausen)	Dedicated Runways Operations	bevorzugte Bahnnutzung (Lärmpausen) Im Zuge dieser Maßnahme werden Starts bzw. Abflüge so auf bestimmte Startbahnen bzw. Abflugrouten gebündelt, dass insgesamt die geringste Belastung erzeugt wird. Da es sich um eine lärmverteilende Maßnahme handelt, ist besonderes Augenmerk auf etwaige örtliche Zusatzbelastungen zu richten
3. Segmented RNAV (GPS)	Segmented RNAV (GPS) Approach	Satellitengestütztes Anflugverfahren Bei dieser Maßnahme wurden für beide Betriebsrichtungen (West- und Ostbetrieb) satellitengestützte Anflugverfahren definiert. Danach werden die Luftfahrzeuge zunächst südlich der Anfluggrundlinie geführt und schwenken erst bei ca. 5 nm (ca. 9,3 km) vor dem Aufsetzpunkt auf die Anfluggrundlinie Richtung Landebahnkurs ein. Damit können jeweils Siedlungszentren im Endanflugbereich (Mainz, Offenbach, Hanau) umflogen werden.
4. Anhebung Anflugwinkel	Anhebung des Anfluggleitwinkels	Anhebung des Anfluggleitwinkels Standardmäßig erfolgen Anflüge in einem Winkel von 3,0 Grad. Wenn man diesen Winkel anhebt, also etwas steiler anfliegt, erhöht sich der Abstand, mit dem Siedlungsgebiete überflogen werden. Dadurch lässt sich die Lärmbelastung der Betroffenen mindern. Aufgrund von Simulationsergebnissen geht man auch davon aus, dass durch den leicht geänderten Winkel weitere Reduktionen beim Lärm entstehen
5. Boeing-737	Umrüstung der Boeing-737-Flotte der Lufthansa	Umrüstung der Boeing-737-Flotte der Lufthansa Seit 1999 hat die Lufthansa zusammen mit dem Deutschen Zentrum für Luft- und Raumfahrt (DLR) zahlreiche Forschungs- und Entwicklungsprojekte durchgeführt. Ziele waren unter anderem die Identifikation von Lärmquellen am Flugzeug durch Überflugmessungen, die Erprobung lärmarmen Modifikationen am Flugzeug sowie die Zusammenarbeit mit Herstellern, um Nachrüstlösungen zu entwickeln.
6. Rückenwind	Rückenwindkomponente	Optimierung beim Betriebsrichtungswechsel je nach Rückenwind Die Start- und Landerichtung (Betriebsrichtung) wird im Grundsatz durch die Windrichtung bestimmt, da üblicherweise gegen den Wind gestartet und gelandet wird. Da insbesondere bei wechselhaften bzw. "drehenden" Winden nicht permanent auch die Betriebsrichtung gewechselt werden kann, sind Landungen bis zu einem gewissen Grad auch mit Rückenwindkomponente möglich.
7. Abflug	Vertikale Optimierung von Abflugverfahren	Vertikale Optimierung von Abflugverfahren Durch die Optimierung von Abflugverfahren wird das Ziel verfolgt, schneller höhere Abstände zu den Wohngebieten zu gewinnen. Die Maßnahme hat gleichzeitig den Vorteil, dass die Abflugrouten genauer eingehalten werden können. Vertikal optimierte Abflugprofile wurden für alle Flugstrecken dahingehend geprüft, ob es aus Lärmgründen angesichts der Siedlungsstruktur vorteilhaft wäre, sie hier anzuwenden, da diese Maßnahme auch lärmverteilende Wirkung hat.

Anmerkung. Quelle: Gemeinnützige Umwelthaus GmbH, (Quelle: <http://www.forum-flughafen-region.de/themen/aktiver-schallschutz/erstes-massnahmenpaket-aktiver-schallschutz/>, 03.07.2015).

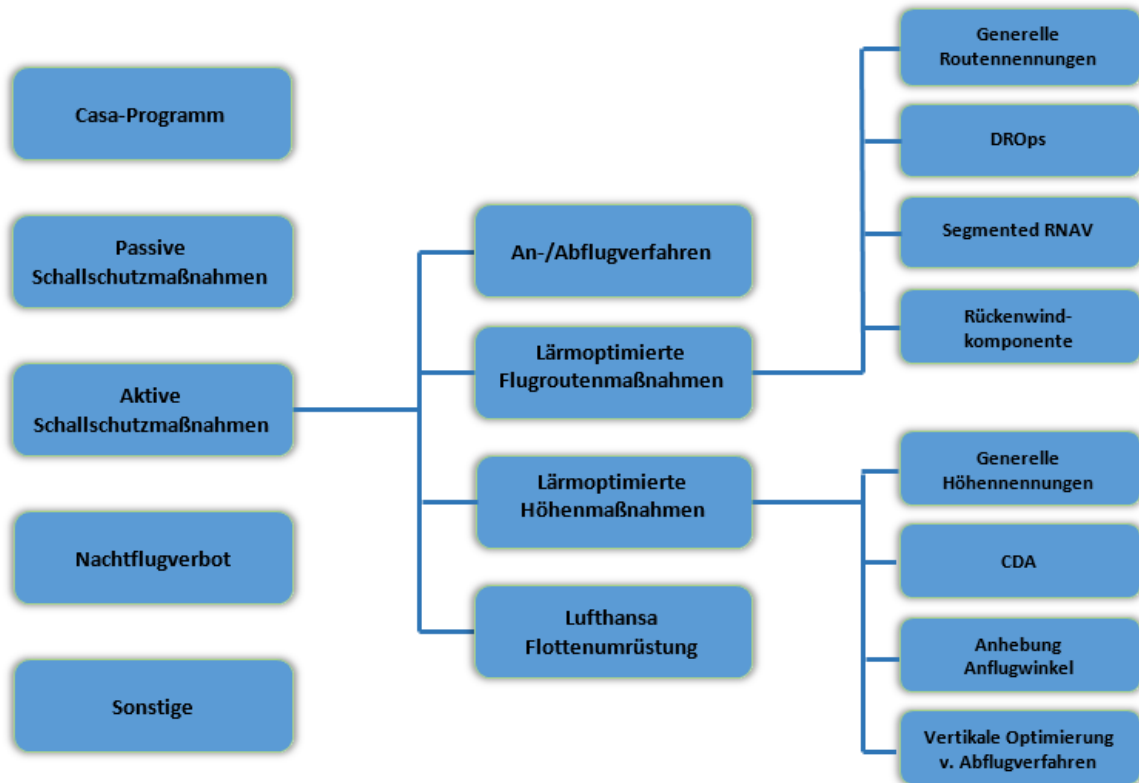


Abbildung 9-31. Übersicht der Schallschutzkategorien.

9.10.1 Häufigkeiten der Antworten/Nennungen

Die Teilnehmenden wurden nach aktiven Schallschutzmaßnahmen gefragt, die ihnen bekannt sind. In Erhebungswelle t1 (2011) gaben von 9.244 befragten Personen 3.456 Personen 5.575 Antworten (Mehrfachnennungen möglich) (vgl. Tabelle 9-48). Am häufigsten wurden Passive Schallschutzmaßnahmen genannt (26,0 %), gefolgt von "Lärmoptimierten Flugroutenmaßnahmen" (21,7 %) und "Lärmoptimierte Höhenmaßnahmen" (16,7 %). Das "CASA-Programm" wurde am seltensten genannt (1,1 %). Außerdem wurden das "Nachtflugverbot" (4,5 %) sowie die "An-/Abflugverfahren" (4,7 %) ebenfalls selten genannt.

Tabelle 9-48. Häufigkeiten der Nennungen nach Antwortkategorien und Erhebungswelle (Mehrfachnennungen möglich)

Nennungen	FRAP 2011 (t1)		FRAP 2012 (t2)		FRAP 2013 (t3)	
	N	%	N	%	N	%
Nachtflugverbot	250	4,5 %	120	2,8 %	59	1,7 %
Passive Schallschutzmaßnahmen	1.451	26,0 %	625	14,5 %	528	15,6 %
CASA-Programm	61	1,1 %	148	3,4 %	86	2,5 %
Lärmoptimierte Flugroutenmaßnahmen	1.210	21,7 %	866	20,1 %	642	18,9 %
Lärmoptimierte Höhenmaßnahmen	930	16,7 %	913	21,2 %	928	27,30 %
An-/Abflugverfahren generell	264	4,7 %	326	7,6 %	265	7,8 %
Lufthansa Flottenumrüstung	861	15,4 %	819	19,0 %	567	16,7 %
Sonstige	548	9,8 %	491	11,4 %	320	9,4 %
Gesamt	5.575	100,0 %	4.308	100,0 %	3.395	100,0 %

Von den 38,4 % der Nennungen zu "Lärmoptimierten Flugroutenmaßnahmen" sowie "Lärmoptimierten Höhenmaßnahmen" entfielen 17,4 % auf "Allgemeine Flugroutennennungen", 5,3 % auf "Vertikale Optimierung von Abflugverfahren" und 5,1 % auf die "Anhebung des Flugwinkels" (vgl. Tabelle 9-49). Wenig genannt wurden die Maßnahmen "Rückwindkomponente" (1,3 %), "Segmented RNAV" (1,4 %) und "DROps" (1,6 %).

In Erhebungswelle t2 (2012) wurden 4.867 Personen befragt, wovon 2.483 Personen insgesamt 4.308 Antworten (Mehrfachnennungen möglich) gaben (vgl. Tabelle 9-48). Am häufigsten genannt wurden "Lärmoptimierte Höhenmaßnahmen" (21,2 %), "Lärmoptimierte Flugroutenmaßnahmen" (20,1 %) sowie die "Lufthansa Flottenumrüstung" (19,0 %). Das "Nachtflugverbot" wurde selten genannt (2,8 %) gefolgt von "CASA-Programm" (3,4 %) und "An-/Abflugverfahren generell" (7,6 %).

Von den "Lärmoptimierten Flugroutenmaßnahmen" und "Höhenmaßnahmen", auf die 41,3 % der Antworten entfielen, wurden im speziellen "Allgemeine Flugroutennennungen" (16,4 %), "Anhebung des Anflugwinkels" (9,0 %) und die "Vertikale Optimierung von Abflugverfahren" (4,9 %) am häufigsten genannt (vgl. Tabelle 9-49). Eher selten wurden die Maßnahmen "Segmented RNAV" (0,8 %), "Rückenwindkomponente" (1,2 %) sowie "DROps" (1,7 %) erwähnt.

In Erhebungswelle t3 (2013) gaben 1.923 Personen von 3.508 befragten Personen 3.395 Antworten (Mehrfachnennungen möglich). "Lärmoptimierte Höhenmaßnahmen" wurden am häufigsten genannt (27,3 %) (vgl. Tabelle 9-48). Weiterhin entfielen 18,9 % der Nennungen

auf "Lärmoptimierte Flugroutenmaßnahmen" und 16,7 % der Nennungen auf "Lufthansa Flottenumrüstung". Selten genannt wurden hingegen das "Nachtflugverbot" (1,7 %), das "CASA-Programm" (2,5 %) sowie die "An-/Abflugverfahren" (7,8 %).

Tabelle 9-49. Häufigkeiten der Nennungen der Lärmoptimierten Flugrouten- und Höhenmaßnahmen (Mehrfachnennungen möglich)

	FRAP 2011 (t1)		FRAP 2012 (t2)		FRAP 2013 (t3)	
	N	%	N	%	N	%
Allgemeine Routennennungen	970	17,4 %	706	16,4 %	546	16,1 %
DROps	89	1,6 %	72	1,7 %	46	1,4 %
Segmented RNAV	77	1,4 %	36	,8 %	26	,8 %
Rückenwindkomponente	74	1,3 %	52	1,2 %	24	,7 %
Allgemeine Höhennennungen	255	4,6 %	175	4,1 %	150	4,4 %
CDA	96	1,7 %	139	3,2 %	48	1,4 %
Anhebung Anflugwinkel	285	5,1 %	388	9,0 %	441	13,0 %
Vertikale Optimierung v. Abflugverfahren	294	5,3 %	211	4,9 %	289	8,5 %
Gesamt	2.140	38,40 %	1.779	41,3 %	1.570	46,2 %

Werden die Unterkategorien der "Lärmoptimierten Flugroutenmaßnahmen" und "Höhenmaßnahmen" beleuchtet, so zeigt sich, dass die drei meist genannten Maßnahmen "Allgemeine Routennennungen" (16,1 %), "Anhebung des Anflugwinkels" (13,0 %) und "Vertikale Optimierung von Abflugverfahren" (8,5 %) sind (vgl. Tabelle 9-49). Tendenziell wenig genannt werden die Maßnahmen "Rückenwindkomponente" (0,7 %), "Segmented RNAV" (0,8 %) und "DROps" sowie "CDA" (jeweils 1,4 %).

Es zeigt sich, dass über die Erhebungswellen t1 - t3 hinweg "Passive Schallschutzmaßnahmen" häufig genannt werden. Der Anteil der Nennungen, die auf "Passive Schallschutzmaßnahmen" entfallen, sinkt jedoch über die Erhebungswellen hinweg (vgl. 2011: 26,0 %; 2013: 15,6 %). Auffällig ist, dass bei der Frage nach aktiven Schallschutzmaßnahmen relativ häufig nicht-aktive Maßnahmen genannt werden.

"Lärmoptimierte Höhenmaßnahmen" werden von Welle zu Welle häufiger genannt (vgl. 16,7 % in 2011; 27,3 % in 2013). Im Einklang dazu werden von Erhebungswelle zu Erhebungswelle mehr spezielle Maßnahmen genannt. Dabei steigt die Nennung der Maßnahme "Anhebung des Anflugwinkels" von 5,1 % in 2011 auf 13 % im Jahr 2013. Eine ähnliche Entwicklung ist bei der Maßnahme "Vertikale Optimierung von Abflugverfahren" zu beobachten: die Nennungen steigen von 5,3 % in 2011 auf 8,5 % in 2013. Dies lässt sich vermutlich auf die zunehmende Bekanntheit der Maßnahmen sowie eine vermehrte Berichterstattung zurückführen.

Im Bereich der spezifischen Lärmoptimierten Flugrouten sowie Lärmoptimierten Höhenmaßnahmen werden über die Wellen hinweg die drei gleichen Maßnahmen am häufigsten/am seltensten genannt. Es variiert jedoch die Häufigkeit der Nennungen.

9.10.2 Häufigkeiten der Nennungen nach Klassen des 24-Stunden-Mittelungspegels

In Tabelle 9-50, Tabelle 9-51 und Tabelle 9-52 sind die Häufigkeiten der Nennungen der Maßnahmen in Abhängigkeit der $L_{pAeq,24h}$ -Pegelklassen dargestellt. Die Pegelklassen sind hierbei in 5 dB-Schritte eingeteilt; von einer Exposition von $L_{pAeq,24h} \leq 40$ dB bis zu einer Exposition von $L_{pAeq,24h} > 55$ dB.

Die häufigsten Maßnahmennennungen entfallen über Erhebungswelle t1 bis t3 hinweg auf "Passive Schallschutzmaßnahmen", "Allgemeine Routennennungen" sowie die "Lufthansa Flottenumrüstung".

Auffällig ist, dass Nennungen zum Passiven Schallschutz in den Erhebungswellen t1 bis t3 häufiger von Personen aus niedrig exponierten Wohngebieten geäußert werden als in stärker exponierten Wohngebieten. In Erhebungswelle t1 ist dies nicht zu beobachten. Über die Wellen hinweg nehmen die Nennungen zum Passiven Schallschutz ab.

Die Nennungen des Nachtflugverbots nehmen über alle Erhebungswellen hinweg mit zunehmender Nähe zum Flughafen, also erhöhter Exponiertheit im Luftverkehrsgeräuschpegel, ab. Zudem nimmt die Häufigkeit der Nennungen über die Erhebungsjahre hinweg ab (vgl. 2011: $L_{pAeq,24h} \leq 40$: 7,0 %; 2013: selbe Pegelklasse: 3,0 %).

Die Maßnahme "Lufthansa Flottenumrüstung" wird in Erhebungswelle t2 häufiger genannt im Vergleich zu Erhebungswelle t1 und t3.

Die Nennung spezifischer Aktiver Schallschutzmaßnahmen nimmt vor allem im Bereich der "Lärmoptimierten Höhenmaßnahmen" zu. So wird die "Vertikale Optimierung von Abflugverfahren" in Welle t3 deutlich häufiger genannt als in den vorhergegangenen Erhebungswellen. Die Häufigkeit der Nennung der Maßnahme "Anhebung des Anflugwinkels" nimmt von Welle t1 bis t3 immer weiter zu; außerdem ist auch mit Zunahme der Lärmexposition, also der Nähe zum Flughafen, eine vermehrte Nennung zu verzeichnen.

Tabelle 9-50. Häufigkeit der Nennungen in Erhebungswelle t1 (2011) (Mehrfachnennungen möglich)

	Mittelungspegel $L_{pAeq,24h}$ Luftverkehr in dB					Gesamt
	≤ 40	40,1 - 45,0	45,1 - 50,0	50,1 - 55,0	> 55	
Nachtflugverbot	7,0 %	5,8 %	4,5 %	3,5 %	3,2 %	250
Passive Schallschutzmaßnahmen	28,3 %	25,2 %	24,8 %	28,0 %	24,4 %	1.451
CASA-Programm	1,0 %	0,5 %	0,6 %	1,6 %	1,6 %	61
An-/Abflugverfahren allgemein	3,7 %	5,3 %	4,5 %	5,1 %	4,5 %	264
Allgemeine Routennennungen	16,4 %	16,1 %	16,3 %	18,9 %	18,4 %	970
DROps	1,2 %	1,9 %	1,3 %	1,5 %	1,9 %	89
Segmented RNAV	0,6 %	1,5 %	1,5 %	1,4 %	1,6 %	77
Rückenwindkomponente	0,8 %	0,8 %	1,2 %	0,8 %	2,9 %	74
Allgemeine Höhennennungen	5,3 %	5,3 %	5,1 %	3,5 %	4,5 %	255
CDA	1,2 %	1,4 %	2,5 %	1,7 %	1,6 %	96
Anhebung Anflugwinkel	4,3 %	4,9 %	4,5 %	5,1 %	6,4 %	285
Vertikale Optimierung v. Abflugverfahren	4,3 %	4,9 %	6,1 %	5,4 %	5,1 %	294
Lufthansa Flottenumrüstung	13,8 %	16,0 %	17,3 %	14,6 %	14,9 %	861
Sonstige	12,3 %	10,5 %	9,9 %	8,9 %	9,2 %	548
Gesamtzahl der Nennungen	513	1.236	1.142	1.541	1.143	5.575

Tabelle 9-51. Häufigkeiten der Nennungen in Erhebungswelle t2 (2012) (Mehrfachnennungen möglich)

	Mittelungspegel $L_{pAeq,24h}$ Luftverkehr in dB					Gesamt
	≤ 40	40,1 - 45,0	45,1 - 50,0	50,1 - 55,0	> 55	
Nachtflugverbot	5,6 %	3,0 %	2,1 %	2,5 %	1,8 %	120
Passive Schallschutzmaßnahmen	18,9 %	15,9 %	14,2 %	13,3 %	12,7 %	625
CASA-Programm	4,7 %	3,2 %	3,4 %	4,0 %	2,2 %	148
An-/Abflugverfahren allgemein	8,0 %	7,4 %	8,4 %	8,0 %	6,1 %	326
Allgemeine Routennennungen	12,9 %	16,3 %	14,1 %	18,2 %	18,0 %	706
DROps	1,1 %	1,1 %	1,8 %	2,0 %	2,0 %	72
Segmented RNAV	0,2 %	0,7 %	1,1 %	0,9 %	1,0 %	36
Rückenwindkomponente	0,5 %	0,8 %	0,8 %	1,0 %	2,6 %	52
Allgemeine Höhennennungen	4,4 %	5,1 %	6,0 %	2,7 %	3,1 %	175
CDA	1,6 %	2,5 %	4,0 %	3,4 %	3,9 %	139
Anhebung Anflugwinkel	8,2 %	7,8 %	8,4 %	8,7 %	11,4 %	388
Vertikale Optimierung v. Abflugverfahren	5,3 %	5,4 %	4,9 %	4,2 %	5,3 %	211
Lufthansa Flottenumrüstung	16,4 %	20,0 %	19,1 %	19,5 %	19,1 %	819
Sonstige	12,0 %	10,9 %	11,8 %	11,5 %	10,9 %	491
Gesamtzahl der Nennungen	549	760	797	1.273	929	4.308

Tabelle 9-52. Häufigkeiten der Nennungen in Erhebungswelle t3 (Mehrfachnennungen möglich)

	Mittelungspegel $L_{pAeq,24h}$ Luftverkehr in dB					Gesamt
	≤ 40	40,1 - 45,0	45,1 - 50,0	50,1 - 55,0	> 55	
Nachtflugverbot	3,0 %	3,6 %	1,1 %	1,3 %	,2 %	59
Passive Schallschutzmaßnahmen	19,7 %	20,2 %	14,1 %	13,4 %	12,4 %	528
CASA-Programm	2,6 %	3,0 %	2,8 %	2,3 %	1,9 %	86
An-/Abflugverfahren allgemein	5,6 %	8,2 %	7,9 %	9,0 %	7,1 %	265
Allgemeine Routennennungen	14,1 %	14,9 %	15,6 %	16,5 %	19,3 %	546
DROps	1,9 %	1,1 %	1,1 %	1,6 %	1,2 %	46
Segmented RNAV	,6 %	0,2 %	1,5 %	0,5 %	1,0 %	26
Rückenwindkomponente	,6 %	0,5 %	0,7 %	0,4 %	1,5 %	24
Allgemeine Höhennennungen	4,3 %	5,2 %	3,9 %	5,0 %	3,3 %	150
CDA	1,3 %	1,4 %	1,6 %	1,5 %	1,2 %	48
Anhebung Anflugwinkel	11,8 %	10,0 %	14,9 %	13,4 %	14,1 %	441
Vertikale Optimierung v. Abflugverfahren	7,7 %	7,7 %	9,3 %	8,3 %	9,5 %	289
Lufthansa Flottenumrüstung	16,5 %	15,8 %	16,5 %	17,3 %	17,2 %	567
Sonstige	10,5 %	8,3 %	9,0 %	9,6 %	10,2 %	320
Gesamtzahl der Nennungen	468	638	814	957	518	3.395

9.10.3 Bewertung der Wirksamkeit auf die eigene Wohnsituation

Auf einer fünfstufigen Skala sollten die Befragten beurteilen, ob sich die genannten Maßnahmen positiv auf die eigene Wohnsituation auswirken (1 = nicht; 5 = sehr). Die Entwicklung des Antwortverhaltens über die Erhebungswellen hinweg zeigt einen absteigenden Trend (vgl. Tabelle 9-53). Von Erhebungswelle zu Erhebungswelle sinkt die Einschätzung der positiven Wirkung der Maßnahmen. Eine Ausnahme bildet die Maßnahme "Segmented RNAV", die in Erhebungswelle t2 deutlich schlechter bewertet wird als in Erhebungswelle t1. In Erhebungswelle t3 steigt die Einschätzung der positiven Wirkung der Maßnahme jedoch wieder.

Tabelle 9-53. Positive Wirksamkeit der Maßnahme(n) auf die Wohnsituation

	FRA 2011 (t1)			FRA 2012 (t2)			FRA 2013 (t3)		
	M	N	SD	M	N	SD	M	N	SD
Nachtflugverbot	2,67	250	1,70	2,54	114	1,44	2,42	59	1,43
Passive Schallschutzmaßnahmen	2,33	1.451	1,79	1,99	577	1,51	1,88	521	1,41
CASA-Programm	1,87	61	1,37	1,71	126	1,41	1,55	84	1,00
An-/Abflugverfahren allgemein	2,59	264	1,65	2,42	317	1,49	2,43	263	1,51
Allgemeine Routennennungen	2,44	970	1,52	2,40	691	1,43	2,28	542	1,28
DROps	2,55	89	1,69	2,20	65	1,58	2,35	46	1,37
Segmented RNAV	2,51	77	1,48	1,70	27	1,03	2,19	26	1,58
Rückenwindkomponente	2,31	74	1,38	2,48	46	1,38	2,25	24	1,36
Allgemeine Höhennennungen	2,66	255	1,69	2,48	172	1,52	2,39	150	1,42
CDA	2,48	96	1,70	2,24	126	1,27	1,98	47	1,03
Anhebung Anflugwinkel	2,59	285	1,53	2,32	364	1,49	2,14	436	1,22
Vertikale Optimierung v. Abflugverfahren	2,59	294	1,62	2,35	202	1,42	2,12	288	1,21
Lufthansa Flottenumrüstung	2,62	861	1,51	2,52	805	1,44	2,35	566	1,21
Sonstige	2,46	548	1,67	2,42	477	1,55	2,25	317	1,39
Gesamt	2,48	5.575	1,59	2,27	4.109	1,43	2,18	3.369	1,32

Anmerkung. (1: nicht bis 5: sehr positiv).

9.11 Zusammenführung der Ergebnisse zur Wirkung von Fluglärm

In diesem Kapitel 9 sind die Ergebnisse der Querschnittsanalysen zur Wirkung von Fluglärm im Rhein-Main-Gebiet im Umfeld des Flughafens Frankfurt sowie an den Flughafenstandorten Berlin-Brandenburg, Köln/Bonn und Stuttgart auf die Zielvariablen

- Fluglärmelastigung
- berichtete fluglärmbedingte Schlafstörungen
- gesundheitsbezogene, psychische und körperliche Lebensqualität

dargestellt worden. Untersucht wurden die Wirkungen der Luftverkehrsgeräuschbelastung am Flughafen Frankfurt im Jahr 2011, vor Inbetriebnahme der NW-Landebahn, sowie jeweils im ersten (2012) und zweiten Jahr (2013) nach der Inbetriebnahme. Der Flughafen Frankfurt (FRA) gilt wegen der Ausbaurarbeiten, die den Bau und die Inbetriebnahme der vierten Flugpiste, der Landebahn Nordwest, einschließt, als "Änderungsflughafen". Als

NORAH

Noise-related annoyance, cognition, and health

zweiter Änderungsflughafen ist der ausgebaut Regionalflughafen Berlin-Schönefeld anzusehen, der ursprünglich in 2012 als Flughafen Berlin-Brandenburg (BER) eröffnet werden sollte. Eine Eröffnung ist während der Studienlaufzeit nicht erfolgt, sodass am Flughafen Berlin-Brandenburg nur die Vorhersituation erfasst wurde. Die beiden anderen Flughäfen Köln/Bonn (CGN) und Stuttgart (STR) sind demgegenüber "Bestandsflughäfen", allerdings mit unterschiedlichem Nachtflugverkehr: am Flughafen Stuttgart mit Kernruhezeit von 0:00 bis 6:00 Uhr (Nachtflugverkehrsanteil: 7 %), am Flughafen Köln/Bonn ohne Nachtflugeinschränkung (Nachtflugverkehrsanteil: 30 %).

Am Flughafen FRA sowie an den übrigen Flughäfen korreliert die Luftverkehrsgeräuschexposition - dargestellt durch den Mittelungspegel für 24 Stunden $L_{pAeq,24h}$ bzw. den Nachtmittelungspegel $L_{pAeq,22-06h}$ bezogen auf die berichteten Schlafstörungen - positiv mit der von den Befragten angegebenen Fluglärmbelästigung und den berichteten fluglärmbedingten Schlafstörungen. Wie in den Hypothesen H1 (S. 76) und H4 (S. 77) vermutet, liegen die Korrelationskoeffizienten oberhalb von $r = 0,30$. Bezogen auf die Fluglärmbelästigung liegen die Korrelationen im Bereich $0,42 \leq r \leq 0,59$. Sie liegen damit in einer für Fluglärmwirkungsstudien typischen Größenordnung, wie die nachfolgende Tabelle aus einer von den Autoren bearbeiteten Metaanalyse verdeutlicht:

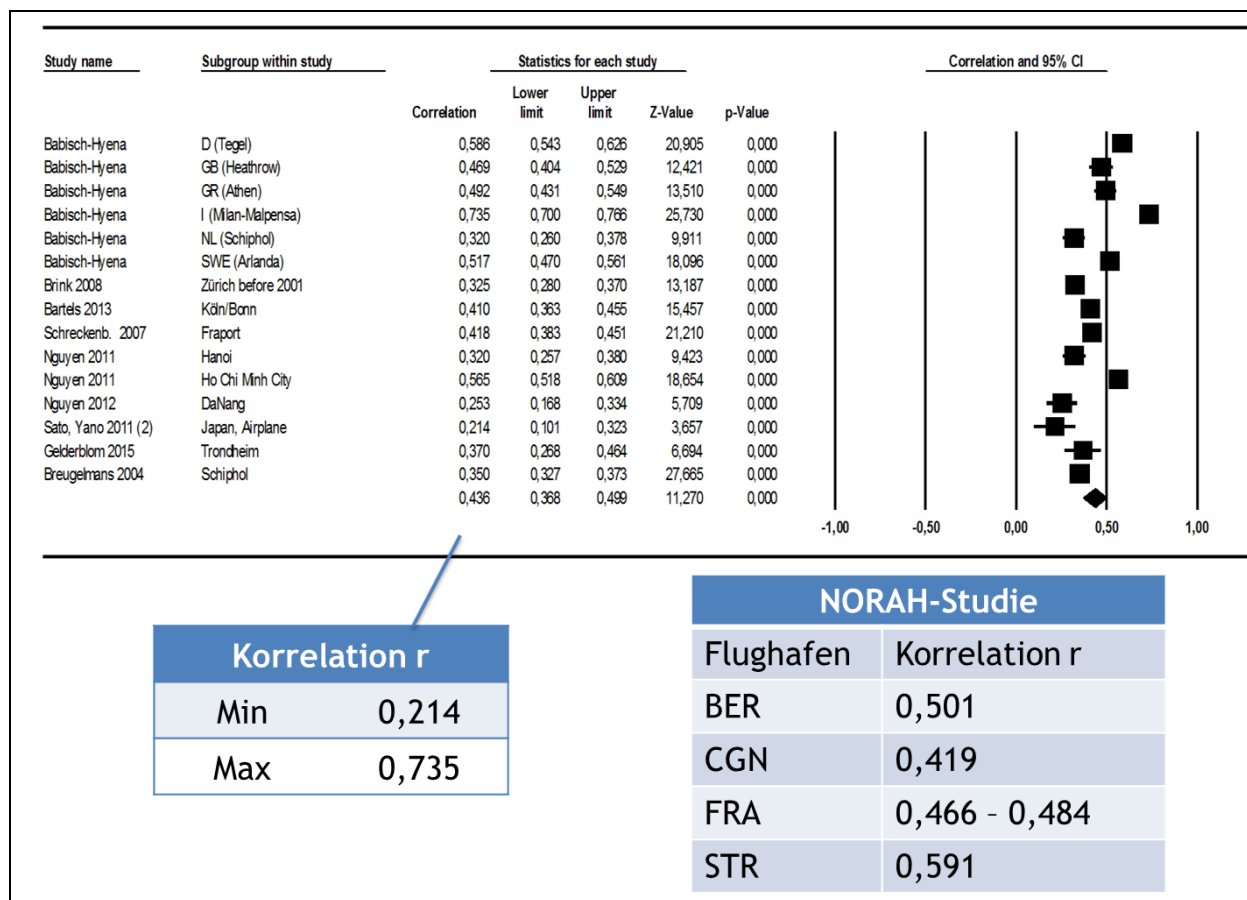


Abbildung 9-32. Produkt-Moment-Korrelation zwischen individuellem Mittelungspegel (L_{den} , L_{dn} , $L_{pAeq,24h}$) und der Fluglärmbelästigung in 15 Fluglärmwirkungsstudien und in der NORAH-Studie (Mittelungspegel hier: $L_{pAeq,24h}$).

Auch die Korrelationen der Fluglärmbelästigung bzw. den Schlafstörungen mit den Maximalpegeln und den Fluglärmbewegungen oberhalb des Maximalpegels von $L_{pAmax} = 55$ dB, NAT_{55} , liegen im Bereich von $r > 0,30$. Im Vergleich zur Fluglärmbelästigung korrelierten die berichteten Schlafstörungen mit den Mittelungspegeln insgesamt allerdings im geringeren Maße; teilweise korrelieren die berichteten Schlafstörungen etwas stärker mit dem Tages- als dem Nachtpegel (Frankfurt 2013, Berlin-Brandenburg, Stuttgart bezogen auf Luftverkehrsgeräusche). Beides lässt vermuten, dass es für Befragte schwierig ist, retrospektiv ein integratives Urteil über konkrete Störungen während der Schlafenszeiten (beim Einschlafen, Durchschlafen, Ausschlafen) vorzunehmen. In den meisten Fällen haben ergänzende Analysen (vgl. Anhang 3.1) gezeigt, dass die berichteten Schlafstörungen mit dem nächtlichen Maximalpegel mindestens genauso, teils etwas höher korrelieren als mit dem Mittelungspegel. Für die Lärmelastung gilt dies nicht. Dies kann ein Hinweis darauf sein, dass nächtliche Störungen durch einzelne Geräuschereignisse mit höheren Pegeln besser erinnert werden können und hierauf bezogene Urteile leichter fallen. Die Korrelationen mit der Zahl von Flugbewegungen fällt durchweg bei der Lärmelastung und den Schlafstörungen niedriger aus, so dass anzunehmen ist, dass zumindest für die berichteten Schlafstörungen in dieser Studie die Höhe der Geräuschpegel relevanter ist als deren Häufigkeit.

Hinsichtlich der zeitlichen Änderung der Fluglärmelastung am Flughafen Frankfurt im ersten (2012) und zweiten (2013) Jahr nach Inbetriebnahme der Nordwest-Landebahn gegenüber der Situation vorher (2011) zeigt sich eine geringfügige Verschiebung der Expositions-Wirkungsbeziehung für die 5-stufig erfasste Fluglärmelastung sowie für den Anteil hoch fluglärmelastigter Personen (%HA-Anteil) in 2012, insbesondere in unteren/mittleren Mittelungspegelbereichen bis 50 - 55 dB $L_{pAeq,24h}$. Als "hoch belästigt" ("highly annoyed", HA) werden im NORAH-Projekt jene Personen definiert, die eine der beiden obersten Stufen der 5-Stufen-Belästigungsskala gewählt haben. Die Expositions-Wirkungskurve für 2012 liegt höher, d. h. bei gleichem 24-Stunden-Mittelungspegel $L_{pAeq,24h}$ als auch Tagesmittelungspegel $L_{pAeq,06-22h}$ ist der Anteil hoch belästigter Personen höher als im Jahr 2011. In den Pegelbereichen von 40 bis 45 dB beträgt der Unterschied 5 %, bei ca. 50 dB 3 %, in höheren Pegelbereichen geht der Unterschied gegen 0 %. Ausgedrückt in dB-Einheiten im $L_{pAeq,24h}$ sowie $L_{pAeq,06-22h}$ entspricht der Belästigungsunterschied in 2012 gegenüber 2011 bei 40 dB etwa 2 dB, bei 50 dB sind es ca. 1 dB. Die Expositions-Wirkungskurven zur Fluglärmelastung von 2013 liegen zwischen denen von 2011 und 2012.

Wie in Hypothese H2 (S. 76) formuliert, reagieren Anwohnende, die 2012 gegenüber 2011 eine Abnahme der Luftverkehrsgeräuschbelastung um mehr als 2 dB erfahren, bei adjustiertem Mittelungspegel $L_{pAeq,24h}$ insgesamt in 2012 und 2013 mit etwas geringerer Fluglärmelastung als in 2011. Deutlicher sind die Unterschiede bei Zunahme der Luftverkehrsgeräuschbelastung 2012 gegenüber 2011: Hier ist - bei gleichem Mittelungspegel - die Fluglärmelastung in 2012 höher als in 2011. In der Gruppe, die im $L_{pAeq,24h}$ -Bereich von ± 2 dB eine über die Erhebungswellen stabile Luftverkehrsgeräusch-

belastung haben, zeigt sich 2012 - bei gleichem Mittelungspegel - eine erhöhte Fluglärm-belästigung. Die Belästigungswerte von 2013 nähern sich den Werten von 2011 in allen Änderungsgruppen wieder an und liegen insgesamt - über alle Änderungsgruppen - zwischen den Fluglärm-belästigungswerten von 2012 und 2011. Die Veränderungen in der Fluglärm-belästigung gehen über den Effekt, der sich durch die Geräuschexpositionänderung ergeben würde, hinaus; dies spricht für den in den Hypothesen H2 und H3 postulierten "Change-Effekt". Das genaue Ausmaß des "Change-Effekts" und die hierzu erhobenen erklärenden Einflussgrößen werden im nächsten Kapitel 10 behandelt.

Deutlicher als zwischen den Jahren 2011 bis 2013 ist der Unterschied zu den Ergebnissen der in 2005 am Flughafen Frankfurt durchgeführten RDF-Belästigungsstudie (Schreckenberget al., 2005). Bereits im Jahr 2011, vor Inbetriebnahme der neuen Landebahn, liegt der %HA-Anteil um eine Differenz von 15 - 20 % höher als in der RDF-Belästigungsstudie. Zu berücksichtigen ist dabei, dass einige Flugrouten schon im März 2011 geändert wurden, bevor die NORAH-Untersuchungen beginnen konnten (Anpassung der Gegenanflüge, Verlagerung der Eindrehbereiche sowie Absenkung des Luftraumes). Die Änderung der Geräuschexposition erfolgte demnach nicht abrupt am Tag der Inbetriebnahme der Landebahn Nordwest, sondern impliziert einen sukzessiven Prozess.

Ähnlich wie bei der Fluglärm-belästigung zeigt sich auch bei den fluglärmbedingten Schlafstörungen in der Panelstudie am Flughafen Frankfurt ein "Change-Effekt": Aufgrund der mit Inbetriebnahme der NW-Bahn eingeführten Kernruhezeit von 23 bis 05 Uhr ist bei den meisten Befragten keine Zunahme im Nachtmittelungspegel von 22 bis 06 Uhr erfolgt. Entsprechend sind in den Änderungsgruppen "Fluglärmabnahme" und "Fluglärmstabilität" oberhalb der Nachtmittelungspegelklasse "40,1 - 45,0 dB" die berichteten fluglärmbedingten Schlafstörungen in 2012 und 2013 innerhalb einer gleichen Nachtmittelungspegelklasse geringer als im Jahr 2011. In der Gruppe "Fluglärmzunahme", die in 2012 eine Zunahme der Exposition in den Nachtrandstunden 22 - 23 Uhr und 05 - 06 Uhr erfahren haben, sind in der höchsten $L_{pAeq,22-06h}$ -Pegelklasse "> 50 dB" die Schlafstörungen in 2012 und 2013 niedriger als in 2011, unterhalb der $L_{pAeq,22-06h}$ -Pegelklasse "45,0 - 50,0 dB" allerdings höher.

Betrachtet man die Antworten zu den Einzelfragen, aus denen der Schlafstörungs-Score gebildet wurde, die nach fluglärmbedingten Schlafstörungen beim Ein-, Durch- und Ausschlafen differenzieren, dann zeigt sich, dass ein Rückgang in den berichteten fluglärmbedingten Schlafstörungen bei gleichem Nachtmittelungspegel nur in der Durchschlafphase festzustellen ist. Bezogen auf die Einschlafphase, die bei den meisten Befragten kurz vor bzw. am Anfang der Kernruhezeit beginnt (Zubettgehzeit liegt bei den meisten Befragten im Panel Rhein-Main zwischen 22:30 und 23:30 Uhr), ändern sich die berichteten Schlafstörungen in 2012 und 2013 gegenüber 2011 kaum. Dagegen nehmen die berichteten fluglärmbedingten Schlafstörungen bezogen auf die Ausschlafphase in 2012 und 2013 gegenüber 2011 zu. Die am häufigsten genannten Aufstehzeiten liegen zwischen 06 und 07 Uhr, d. h. der Beginn des morgendlichen Luftverkehrs ab 05 Uhr fällt in die

Aufwachphase. Damit korrespondiert, dass die für die morgendliche Stunde von 05 bis 06 Uhr im Rhein-Main-Gebiet abgefragte Fluglärmelastigung zusammen mit der für die Abendzeit von 18 bis 23 Uhr bei gleichem Mittelungspegel höher liegt als die Belastigung zu anderen Tageszeiten, insbesondere in den Jahren 2012 und 2013 nach Einföhrung der Kernruhezeit von 23 bis 05 Uhr.

Die gesundheitsbezogene psychische und körperliche Lebensqualität ist im Vergleich zur Fluglärmelastigung und den berichteten fluglärmbedingten Schlafstörungen deutlich geringer durch die Luftverkehrsgeräuschexposition beeinflusst, wie in den Hypothesen H1 und H4 bereits angenommen. Dennoch zeigt sich auch hier in höheren Mittelungspegelklassen niedrigere Lebensqualitätswerte (SF8-Werte MCS und PCS) als in niedrigeren Pegelklassen; dies gilt insbesondere für die psychische Lebensqualität (MCS-Score). Am deutlichsten ist dieser Effekt am Flughafen Rhein-Main in der Gruppe derjenigen erkennbar, die in 2012 gegenüber 2011 eine Zunahme der Luftverkehrsgeräuschbelastigung erfahren haben. Die weiteren Expositions-Wirkungsanalysen in denen Adjustierungen nach relevanten personenbezogenen Confoundern vorgenommen wurden zeigen, dass der Einfluss der Luftverkehrsgeräuschbelastigung auf die berichtete gesundheitsbezogene Lebensqualität über die Fluglärmelastigung vermittelt wird. Dies gilt an allen untersuchten Flughäfen.

Der Vergleich der Expositions-Wirkungskurven zur Fluglärmelastigung am Frankfurter Flughafen und den Flughäfen Berlin-Brandenburg, Köln/Bonn und Stuttgart legt allerdings nahe, dass die Änderungssituation am Frankfurter Flughafen allein die zeitlichen Veränderungen nicht erklären kann. Es zeigt sich, dass trotz aller Unterschiede zwischen den untersuchten Flughäfen an allen Flughäfen der Anteil der hoch belästigten Personen höher liegt als in der RDF-Belastigungsstudie. Die in Hypothesen H5 und H6 (S. 77) formulierten Annahmen über die Beeinträchtigungsunterschiede zwischen Änderungsflughäfen (FRA, BER) und Bestandsflughäfen (CGN, STR) treffen nur teilweise zu:

Zwar ist im Durchschnitt in allen Jahren 2011 bis 2013 die Fluglärmelastigung am Flughafen FRA höher als an den anderen Flughäfen, aber für den zweiten "Änderungs"-Flughafen BER trifft das in der Vorhersituation nicht zu. Oberhalb eines $L_{pAeq,24h}$ von 45 dB ist die Fluglärmelastigung am Flughafen FRA höher als die am Flughafen CGN, der Belastigungsunterschied an den Flughäfen FRA und STR wird dagegen mit zunehmendem Mittelungspegel kleiner.

Die unterschiedlichen Steigungen der Expositions-Wirkungskurven an den Flughäfen, verbunden mit einer unterschiedlichen Pegel-Belastigungskorrelation, d. h. dem verschieden engen Zusammenhang zwischen dem 24-Stunden-Mittelungspegel und der Fluglärmelastigung, sind eine Erklärung dafür, dass die Belastigungsdifferenz zwischen Änderungs- und Bestandsflughäfen nicht über den gesamten untersuchten Pegelbereich gleich ausfällt. Der Zusammenhang ist am stärksten am Flughafen Stuttgart (steilere Kurve) und am geringsten am Flughafen Köln/Bonn (flachere Kurve). Beide Flughäfen unterscheiden sich deutlich im Nachtfluganteil (30 % in Köln/Bonn versus 7 % in Stuttgart)

und etwas im Pegelbereich der Exposition ($< 35 - > 65$ dB in Köln/Bonn vs. $< 35 - 60$ dB $L_{pAeq,24h}$ in Stuttgart). Allerdings gilt der höhere Zusammenhang zwischen Fluglärmelast zum Mittelungspegel am Flughafen Stuttgart für alle Tageszeitscheiben sowie auch für den Maximalpegel und für die Zahl der Flugbewegungen.

Die Analysen haben gezeigt, dass neben dem Mittelungspegel auch andere - nicht-akustische - Einflussgrößen die Belästigung beeinflussen. Dazu gehören an allen Flughäfen die individuelle Lärmempfindlichkeit und die Bewertung des Luftverkehrs (als nützlich bzw. als umweltschädigend). Die Ergebnisse am Flughafen Stuttgart unterscheiden sich von den anderen Flughäfen dahingehend, dass weniger nicht-akustische Faktoren und diese insgesamt einen geringeren Einfluss auf die Lärmelast haben. Die Gesamtzahl der Flugbewegungen am Flughafen Stuttgart beträgt mit 111.585 Bewegungen, die den 12 Monaten-Geräuschpegeln zugrunde liegen, etwa ein Viertel der Bewegungszahl am Flughafen Frankfurt (473.231 Bewegungen im selben Zeitraum), kann aber den Unterschied zum Flughafen Köln/Bonn (115.805 Bewegungen, die Grundlage der Berechnungen waren) nicht erklären. Es ist möglich, dass ein unterschiedlicher Verkehrsmix an den Flughäfen einen Grund für die Belastigungsunterschiede darstellt, dies lässt sich allerdings anhand der vorliegenden Daten nicht prüfen.

10 Vertiefende Längsschnittanalysen zur Wirkung von Fluglärm am Flughafen Frankfurt vor und nach Eröffnung der Nordwest-Landebahn (2011 bis 2013)

10.1 Verfahren der Längsschnittanalysen: Latente Wachstumskurvenmodelle

Hauptziel der Längsschnittanalysen war es, die Auswirkungen einer Expositionsveränderung des Fluglärms auf die "Fluglärmelast", "fluglärmbedingte Schlafstörungen" und die "gesundheitsbezogene Lebensqualität (SF8)" in den Jahren 2011, 2012 und 2013 statistisch abzusichern. Hierbei wurde insbesondere auf die Veränderung über die Zeit und den Change-Effekt, der auch als Überschusseffekt (Abschnitt 2.4) beschrieben werden kann, fokussiert (Brown & van Kamp, 2009, a, b; van Kamp & Brown, 2013).

Gültige Messwerte lagen für alle drei Messzeitpunkte (2011, 2012, 2013) von $N = 3.508$ Panelteilnehmenden vor. Bei Aufnahme weiterer Co-Determinanten (adjustierte, erweiterte Modelle) reduzierte sich die Stichprobe auf $N = 2.882$. Die statistische Modellierung erfolgt hypothesengeleitet und schrittweise. Um eine bestmögliche Beschreibung der Veränderung zu ermöglichen, wurde neben einer linearen Veränderung über die Zeit (lineares Modell) auch eine kurvilineare Veränderung (kurvilineares Modell) modelliert. Eine Entscheidung für eines der beiden Modelle erfolgte dabei hinsichtlich der besten Passung des vorhergesagten Modells mit den empirischen Daten (Diskrepanz).

Als Verfahren zur Modellierung der Wirkungen der Luftverkehrsgeräuschexpositionen im Zuge der Eröffnung der NW-Landebahn am Frankfurter Flughafen auf die befragten Anwohnenden wurden latente Wachstumskurvenmodelle (Latent Growth Curve Model, LGCM) geschätzt. Für die Visualisierungen des Change-Effektes wurde auf Ergebnisse von Regressionsmodellen zurückgegriffen. Das genauere Vorgehen bei der Visualisierung wird an der entsprechenden Stelle erläutert. Im Folgenden soll zuerst aber auf das LGCM eingegangen werden.

Bei LGCM wird neben den gemittelten Veränderungen über alle Panelteilnehmenden auch für jeden Panelteilnehmenden eine Wachstumskurve über die Zeit geschätzt. Die Methode verknüpft also die Modellierung von mittleren Veränderungen in der Stichprobe mit der Modellierung von individuellen Veränderungen bei Panelteilnehmenden. Es können daher mit einem LGCM auch Unterschiede zwischen den Panelteilnehmenden statistisch abgesichert werden (Bollen & Curran, 2006). Zudem berücksichtigt das Modell serielle Abhängigkeiten der erhobenen Variablen bei einer Person, z.B. die Abhängigkeit der

Fluglärmelastung in 2013 von der in 2012 und/oder 2011, wodurch einem artifiziellen Überschätzen von Effekten begegnet werden kann.

Das LGCM ist besonders geeignet, um multifaktorielle Veränderungsprozesse abzubilden. Das heißt, neben dem Effekt der Geräuschexposition und ihrer Veränderung im Zeitverlauf können auch andere Einflussgrößen, die in den Querschnittsanalysen identifiziert wurden, in die Modellierung mit aufgenommen werden.

Bei LGCM sind zwei Sachverhalte von Bedeutung: Der Ausgangswert der betrachteten Wirkung bzw. abhängigen Variable in 2011 ("latenter Intercept") und die Faktoren die hierauf einen Einfluss haben (Geräuschexposition, weitere Co-Determinanten) sowie die Veränderung der abhängigen Variablen ("latenter Slope") und auch hier die darauf einwirkenden Einflussgrößen.

Aufgrund differenzierter Expositionsveränderungen (Fluglärm: Zunahme, Stabilität, Reduktion) ergaben sich für die Veränderung der Fluglärmexposition drei unterschiedliche Veränderungsszenarien für den 24-Stunden-Mittelungspegel ($L_{pAeq,24h}$), aber auch drei unterschiedliche Veränderungsszenarien für den Nachtpegel ($L_{pAeq,22-06h}$). Das sind eine Reduktion der Fluglärmexposition, eine relative Stabilität der Fluglärmexposition und die Zunahme der Fluglärmexposition. Alle Panelteilnehmenden wurden daher entsprechend ihres individuellen Fluglärm-Szenarios einer von drei Gruppen zugeordnet. Als Maß der Veränderung des Fluglärms zwischen den Jahren 2011 und 2012 wurden Veränderungen von > 2 dB verwendet und sind exemplarisch für den 24-Stunden-Mittelungspegel aufgeführt:

- Gruppe 1: "Fluglärmreduktion" um mehr als 2 dB $L_{pAeq,24h}$
- Gruppe 2: "Fluglärmstabilität" $< +/- 2$ dB $L_{pAeq,24h}$
- Gruppe 3: "Fluglärmzunahme" um mehr als 2 dB $L_{pAeq,24h}$

In Abbildung 10-1 ist die Veränderung der erhobenen "Fluglärmelastung" im Zeitverlauf (2011, 2012 und 2013) dargestellt. Es wird ersichtlich, dass eine stratifizierte Auswertung angezeigt war, da bei einer reinen Betrachtung des Gesamtpanels sich mögliche Unterschiede in den Zusammenhängen "wegmitteln" würden im Vergleich zu der dargestellten stratifizierten Betrachtung (siehe Tabelle 10-1 sowie Tabelle 10-4). Dadurch könnte die Gefahr bestehen, keine inhaltliche und statistische Validität zu ermöglichen. In Tabelle 10-1 sind die entsprechenden Mittelwerte, Standardabweichungen und Konfidenzintervalle für die "Fluglärmelastung" dargestellt. Aus den genannten Gründen erfolgt daher eine Modellierung der Veränderung getrennt für die drei Veränderungsgruppen. Für die Analysen der "fluglärmbedingten Schlafstörung" und der "gesundheitsbezogenen Lebensqualität SF8" erfolgte die Modellierung ebenfalls für drei Veränderungsgruppen (siehe für die deskriptiven Statistiken Tabelle 10-3 und Tabelle 10-4). Im Rahmen der Prüfungen der "fluglärmbedingten Schlafstörungen" wurden die Nachtpegel ($L_{pAeq,22-06h}$) verwendet, in den anderen Fällen die 24-Stunden-Mittelungspegel ($L_{pAeq,24h}$).

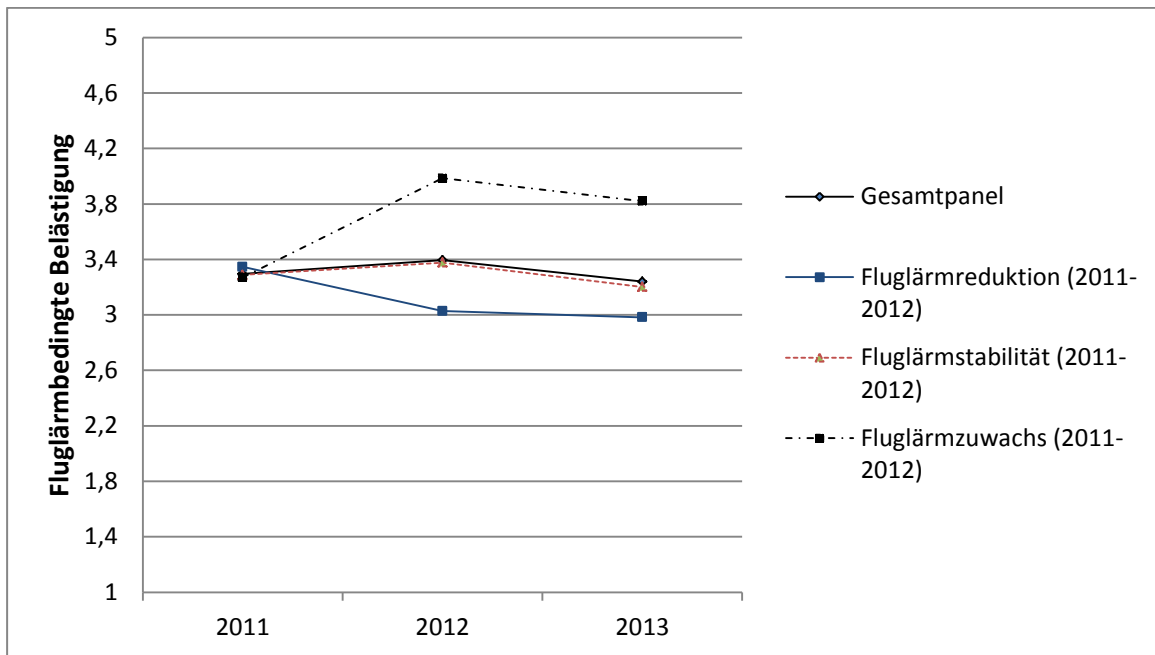


Abbildung 10-1. Veränderung der erhobenen Rohwerte "Fluglärmbelästigung" (2011 bis 2013) in den drei unterschiedlichen Lärmveränderungsgruppen sowie dem Gesamtpanel. Fluglärmbelästigung Skalenstufen: 1 = "überhaupt nicht", 2 = "etwas", 3 = "mittelmäßig", 4 = "stark", 5 = "äußerst".

Tabelle 10-1. Deskriptive Statistiken für "Fluglärmbelastigung" nach Fluglärmänderung ($L_{pAeq,24h}$) stratifizierte Gruppen

Variable	Gesamtpanel			"Fluglärmreduktion"			"Fluglärmstabilität"			"Fluglärmzunahme"		
	M	SD	CI	M	SD	CI	M	SD	CI	M	SD	CI
Annoyance 2011	3,295	1,325	3,249 - 3,339	3,346	1,349	3,230 - 3,463	3,288	1,322	3,236 - 3,339	3,271	1,310	3,141 - 3,406
Annoyance 2012	3,394	1,297	3,350 - 3,436	3,027	1,229	2,932 - 3,126	3,377	1,292	3,329 - 3,422	3,985	1,211	3,854 - 4,106
Annoyance 2013	3,240	1,317	3,194 - 3,282	2,983	1,249	2,888 - 3,078	3,202	1,308	3,153 - 3,249	3,820	1,302	3,675 - 3,951

Anmerkung. M = Mittelwert; SD = Standardabweichung (Standard Deviation); CI = Konfidenzintervalle per Bootstrapping ermittelt. Stichprobengrößen: "Gesamtpanel" N = 3.508, "Fluglärmreduktion" n = 517, "Fluglärmstabilität" n = 2.592, "Fluglärmzunahme" n = 399.

Tabelle 10-2. Deskriptive Statistiken für "fluglärmbedingte Schlafstörung" nach Fluglärmänderung ($L_{pAeq,22-06h}$) stratifizierte Gruppen

Variable	Gesamtpanel			"Fluglärmreduktion"			"Fluglärmstabilität"			"Fluglärmzunahme"		
	M	SD	CI	M	SD	CI	M	SD	CI	M	SD	CI
Schlafstörung 2011	2,385	1,333	2,338 - 2,430	2,384	1,351	2,293 - 2,471	2,371	1,328	2,316 - 2,427	2,504	1,307	2,347 - 2,664
Schlafstörung 2012	2,270	1,224	2,229 - 2,311	2,045	1,135	1,974 - 2,119	2,278	1,216	2,227 - 2,332	3,030	1,291	2,874 - 3,188
Schlafstörung 2013	2,219	1,200	2,178 - 2,261	2,025	1,120	1,954 - 2,098	2,215	1,187	2,164 - 2,269	2,966	1,306	2,805 - 3,122

Anmerkung. M = Mittelwert; SD = Standardabweichung (Standard Deviation); CI = Konfidenzintervalle per Bootstrapping ermittelt. Stichprobengrößen: "Gesamtpanel" N = 3.333, "Fluglärmreduktion" n = 947, "Fluglärmstabilität" n = 2.218, "Fluglärmzunahme" n = 258.

Tabelle 10-3. Deskriptive Statistiken für "physische Lebenszufriedenheit" (SF8 PCS) nach Fluglärmänderung ($L_{pAeq,24h}$) stratifizierte Gruppen

Variable	Gesamtpanel			"Fluglärmreduktion"			"Fluglärmstabilität"			"Fluglärmzunahme"		
	M	SD	CI	M	SD	CI	M	SD	CI	M	SD	CI
SF8 physisch 2011	49,440	9,322	49,129 - 49,758	50,178	8,772	49,385 - 50,925	49,107	9,507	48,735 - 49,489	50,684	8,633	49,777 - 51,547
SF8 physisch 2012	49,683	9,224	49,365 - 49,993	49,987	8,711	49,174 - 50,776	49,650	9,232	49,293 - 50,006	49,505	9,814	48,538 - 50,442
SF8 physisch 2013	49,272	9,433	48,949 - 49,422	49,731	8,959	48,907 - 50,498	49,154	9,578	48,775 - 49,532	49,443	9,169	48,497 - 50,360

Anmerkung. M = Mittelwert; SD = Standardabweichung (Standard Deviation); CI = Konfidenzintervalle per Bootstrapping ermittelt. Stichprobengrößen: "Gesamtpanel" N = 3.508, "Fluglärmreduktion" n = 517, "Fluglärmstabilität" n = 2.592, "Fluglärmzunahme" n = 399.

Tabelle 10-4. Deskriptive Statistiken für "psychische Lebenszufriedenheit" (SF8 MCS) nach Fluglärmänderung ($L_{pAeq,24h}$) stratifizierte Gruppen

Variable	Gesamtpanel			"Fluglärmreduktion"			"Fluglärmstabilität"			"Fluglärmzunahme"		
	M	SD	CI	M	SD	CI	M	SD	CI	M	SD	CI
SF8 mental 2011	50,323	9,610	50,000 - 50,644	50,350	9,495	49,507 - 51,163	50,419	9,625	50,028 - 50,799	49,668	9,659	48,677 - 50,592
SF8 mental 2012	50,552	9,701	50,230 - 50,874	51,861	8,872	51,086 - 52,600	50,636	9,657	50,270 - 51,018	48,309	10,614	47,241 - 49,392
SF8 mental 2013	50,681	9,491	50,361 - 50,991	51,921	8,530	51,142 - 52,652	50,832	9,374	50,467 - 51,100	48,099	10,891	47,083 - 49,147

Anmerkung. M = Mittelwert; SD = Standardabweichung (Standard Deviation); CI = Konfidenzintervalle per Bootstrapping ermittelt. Stichprobengrößen: "Gesamtpanel" N = 3.508, "Fluglärmreduktion" n = 517, "Fluglärmstabilität" n = 2.592, "Fluglärmzunahme" n = 399.

10.2 Veränderungseffekte in der Fluglärmbelästigung

Es ist im Rahmen von LGCM möglich, sogenannte LGCM 1. Ordnung zu schätzen, bei denen eine Variable pro Messzeitpunkt für die Modellierung verwendet wird. Im folgenden LGCM sind das die drei Variablen "Fluglärmbelästigung 2011", "Fluglärmbelästigung 2012" und "Fluglärmbelästigung 2013". Um ein Endmodell zu bestimmen, wurde ein schrittweises, theoriegeleitetes Vorgehen gewählt, bei dem die Veränderung der Diskrepanzfunktion und der Fit-Indizes (*CFI*, *RMSEA*, *SRMR*, *AIC*) ebenfalls berücksichtigt wurde. Es erfolgte die Schätzung der einzelnen Modelle separat für alle drei Fluglärmveränderungsgruppen. Um möglichen Verteilungsverzerrungen (Abweichung von der Normalverteilung) zu begegnen, wurde wie bereits bei den Konfirmatorischen Faktorenanalysen (KFA) ein robustes Schätzverfahren (MLR) gewählt (Kline, 2010). Das chronologische Vorgehen der Modellschätzungen ist im Folgenden aufgeführt:

1. Modell: LGCM Basismodell kein Wachstum (Veränderung) ohne Adjustierung
2. Modell: LGCM lineares Wachstum mit Adjustierung um Fluglärm ($L_{pAeq,24h}$)
3. Modell: LGCM kurvilineares Wachstum mit Adjustierung um Fluglärm ($L_{pAeq,24h}$)
4. Modell: LGCM Endmodell mit Adjustierung um Fluglärm sowie Co-Determinanten.

Es wurde im ersten Schritt das Basismodell (Modell 1) geschätzt, bei dem keine Veränderung (Null-Wachstum) unterstellt wird. Danach wurde in den weiteren Modellen geprüft, ob eine lineare oder kurvilineare Veränderung eine bessere Beschreibung der Daten ermöglicht und die Mittelwerte des latenten Intercept und latenten Anstiegs geschätzt. Um die Übersichtlichkeit des Berichts zu erhöhen, werden Modell 2 (lineare Veränderung) und Modell 3 (kurvilineare Veränderung) bereits als "Fluglärm-adjustierte Modelle" berichtet, obwohl zuerst ohne Adjustierung geprüft wurde, ob eine Verbesserung zum Basismodell erfolgte. In den weiteren Prozessschritten erfolgte die Aufnahme der in den Querschnittsanalysen statistisch bedeutsamen Co-Determinanten. Die Entscheidung, ob eine lineare oder kurvilineare Beziehung die Veränderung am "besten" beschreibt, wurde aufgrund der Fitstatistiken und einer grafischen Prüfung vorgenommen. In das finale adjustierte Modell (Modell 4) gingen, um ein "Überfitten" zu vermeiden, nur die Co-Determinanten ein, die zuvor im Rahmen der Modellierung mindestens einen p -Wert $< 0,2$ aufwiesen. Aufgrund sehr starker Interkorrelationen einzelner Variablen zwischen den drei Messzeitpunkten (z.B. Alter, Wohndauer), wurden diese Variablen nur für den ersten Messzeitpunkt in das Schätzmodell aufgenommen. Eine signifikante Co-Determinante in den Ergebnistabellen bedeutet, dass diese die Höhe des Ausgangswerts (latenter Intercept) beeinflusst oder, wenn in den Tabellen unter Slope aufgelistet, die Veränderung über die Zeit.

Für die Visualisierung des Changeeffektes, das bedeutet die differenzierte Darstellung der Veränderung der "Fluglärmbelästigung" und der "berichteten fluglärmbedingten

Schlafstörung" in den einzelnen Erhebungsjahren (2011, 2012, 2013) in Abhängigkeit der Fluglärmpegel wurde folgendes Vorgehen gewählt.

1. Berechnung von Regressionsmodellen und Bestimmung der Gewichte für jede in den finalen LGCM Modellen enthaltenden Einflussgrößen. Die Schätzer wurden auf Grundlage der Ausgangswerte von 2011 aber auch für die Jahre 2012, 2013 bestimmt.
2. Klassierung und Bildung von 5 dB Bändern
3. Anschließend Bestimmung des Ausprägungsgrades der Fluglärmbelastigung für die einzelnen 5 dB Fluglärm-Bänder durch Adjustierung um die entsprechenden Regressionsschätzer und Ausprägungen in den einzelnen Bändern.
4. Anschließend grafische Darstellung der fünf unterschiedlichen Funktionen

Durch das gewählte Vorgehen wurden fünf Funktionen bestimmt und visualisiert (siehe z.B. Abbildung 10-4). In Abbildung 10-4 ist die Schätzung für die Jahre 2011, 2012 und 2013, die auf Basis der Daten des jeweiligen Jahres erfolgte, dargestellt (linear 2011, 2012, 2013). Desweiteren wurde auf den Annahmen des Jahres 2011 (vor der Eröffnung der neuen Landebahn) eine Schätzung für die Jahre 2012 und 2013 wie oben skizziert durchgeführt. Das bedeutet die Schätzer des Jahres 2011 wurden mit den tatsächlichen Werten des Jahre 2012 und 2013 verschränkt (2012, 2013 erwartet), so dass eine Diskrepanz zwischen vorhersehbaren Werten und tatsächlich eingetretenen Werten ermöglicht wird.

Gruppe "Fluglärmreduktion"

Veränderung über die Zeit

Kurzfassung:

- Durch eine kurvilineare (nicht-lineare) Anpassung des Modells unter Berücksichtigung der Co-Determinanten (Modell 4) konnte die geschätzte Veränderung der Fluglärmbelastung besser an die beobachteten Werte angepasst werden im Vergleich zu einer linearen Modellierung der Veränderung.
- In der Gruppe "Fluglärmreduktion" wird das Ausgangsniveau der **Fluglärmbelastung 2011** statistisch signifikant durch die Werte (2011): Luftverkehrsgeräuschexposition ($L_{pAeq,24h}$) sowie die Co-Determinanten: "Schienenverkehrslärm" ($L_{pAeq,24h}$), "Befragungsmodus", "Lärmbewältigungsvermögen", "Erwartungen an den künftigen Flugbetrieb" und "Einstellung Flugverkehr umweltschädigend" beeinflusst. Telefonbefragte geben dabei eine höhere Fluglärmbelastung an, der Schienenverkehrslärm ist leicht negativ mit der Fluglärmbelastung assoziiert. Eine höhere Ausprägung des Lärmbewältigungsvermögens und der positiven Erwartungen zum Flugbetrieb sowie ein niedriger Grad der Bewertung des Luftverkehrs als umweltschädigend ist mit höherer Intensität in der Fluglärmbelastung assoziiert.
- Die **Veränderung der "Fluglärmbelastung"** wird in der Gruppe "Fluglärmreduktion" durch den Fluglärm ($L_{pAeq,24h}$) und die Co-Determinanten "Lärmbewältigungsvermögen", "Erwartungen an den künftigen Flugbetrieb", „Einstellung Luftverkehr gefährlich“ beeinflusst.
- In Abbildung 10-3 zeigt sich in der Gruppe "Fluglärmreduktion", dass die Fluglärmbelastung bis zum Jahr 2013 um 0,36 Skalenpunkte auf einer 5-stufigen Ratingskala (1-5) niedriger ausfällt als in 2011.
- In der Gruppe der "Fluglärmreduktion" zeigte sich, dass die Diskrepanz zwischen den erwarteten Werten des Jahres 2012 und den eingetretenen Werten 2012 im unteren Pegelbereich sehr gering ist, wohingegen im oberen Pegelbereich die Diskrepanz auf bis zu 0,25 Skalenpunkte zunimmt (Abbildung 10-4).

In der Gruppe der Panelteilnehmenden, bei denen es zu einer Fluglärmreduktion zwischen 2011 und 2012 kam ($L_{pAeq,24h} > 2$ dB), zeigte sich im Mittel ($M_{Slope} = -0,317$, $SE = 0,036$, $p < 0,001$) eine Abnahme der "Fluglärmbelastung", ohne dass es darin eine statistisch bedeutsame Variabilität in der Stärke der Veränderung zwischen den Teilnehmenden gab (Varianz des latenten Slope, $z = 1,277$, $p = 0,204$). Eine signifikante Varianz ($z = 2,019$, $p < 0,05$) des Ausgangswerts der "Fluglärmbelastung 2011" (latenter Intercept) deutet auf signifikante Unterschiede zwischen den Panelteilnehmenden zum ersten Messzeitpunkt hin. Das Ausgangsniveau der "Fluglärmbelastung 2011" kovariiert jedoch nicht signifikant mit der Veränderung über die Zeit ($p > 0,05$). Es zeigte sich im Rahmen der statistischen

Auswertungen, dass eine freie Schätzung für den dritten Messzeitpunkt eine akzeptable Anpassung an die Daten ermöglicht, da es zwischen den Jahren 2012 und 2013 nur noch zu einer geringeren Reduktion der "Fluglärmbelastigung" kam (siehe Abbildung 10-3). Die Bestimmung der Fit-Indizes und des Devianzentests (Satorra-Bentler korrigierter $\Delta\chi^2 = 22,628$, $\Delta df = 1$, $p < 0,001$) stützten diesen Befund (siehe auch Tabelle 10-5). Als Ergebnis der bereits beschriebenen Prozessschritte wurde Modell 4 als finales Modell geschätzt, bei dem die Schätzer des Fluglärms ($L_{pAeq,24h}$ 2011, 2012, 2013) um die Einflüsse weiterer Co-Determinanten adjustiert wurden.

In Tabelle 10-6 ist erkennbar, dass eine Hinzunahme von Co-Determinanten die erklärte Varianz im Vergleich zu Modell 3 erhöhte. So konnte die erklärte Varianz für den latenten Intercept um 23,3 % auf 64 % gesteigert werden (latenter Intercept: $R^2_{\text{Modell 3}} = 0,407$ vs. $R^2_{\text{Modell 4}} = 0,640$). Der AIC-Wert signalisierte ebenfalls eine substantielle Verbesserung durch Aufnahme der Co-Determinanten, da der AIC-Wert auf 2.943,359 sinkt im Vergleich zu einem AIC-Wert von 3.999,573 für Modell 3 (siehe Tabelle 10-5). Das finale adjustierte Modell hat einen guten Fit [$\chi^2 = 59,240$, $df = 36$, $p < 0,01$; $CFI = 0,983$; $RMSEA = 0,039$ (90 % $CI = 0,020/0,056$); $SRMR = 0,010$]. Das Ausgangsniveau der "Fluglärmbelastigung 2011" (latenter Intercept) wird in der Gruppe "Fluglärmreduktion" signifikant durch den Fluglärm ($L_{pAeq,24h}$) sowie die Co-Determinanten: "Schienenverkehrslärm" ($L_{pAeq,24h}$), "Befragungsmodus", "Lärmbewältigungsvermögen", "Erwartungen an den künftigen Flugbetrieb", "Einstellung Flugverkehr umweltschädigend" beeinflusst.

Die Veränderung der "Fluglärmbelastigung" über die Zeit (latenter Anstieg) wird in der Gruppe "Fluglärmreduktion" durch den Fluglärm 2011, 2012 ($L_{pAeq,24h}$) und die Co-Determinanten "Lärmbewältigungsvermögen" 2011, 2012, 2013, "Erwartungen an den künftigen Flugbetrieb" (2011, 2012, 2013), Einstellung Flugverkehr "gefährlich" beeinflusst (Tabelle 10-7). In Abbildung 10-2 ist eine lineare Kurvenanpassung dargestellt und in Abbildung 10-3 die kurvilineare Kurvenanpassung, die in die Schätzung des finalen Modells (Modell 4) einging. In Tabelle 10-7 sind die Ergebnisse der korrespondierenden statistischen Prüfgrößen der unstandardisierten Schätzer für die Fluglärmpegel und Co-Determinanten dargestellt.

Tabelle 10-5. Gruppe Fluglärmreduktion: "Fluglärmbelastigung" - Modellfit LGCM

	χ^2	df	p	CFI	$RMSEA$ (90% CI)	$SRMR$	AIC	N
1. Modell	76,805	4	0,001	0,899	0,188 (0,152 - 0,225)	0,105	4.275,218	517
2. Modell	34,465	6	0,001	0,972	0,096 (0,066 - 0,128)	0,026	4.024,022	517
3. Modell	8,800	5	0,117	0,996	0,038 (0,000 - 0,079)	0,022	3.999,573	517
4. Modell	59,240	36	0,009	0,983	0,039 (0,020 - 0,056)	0,010	2.943,359	431

Anmerkung. Modell 1 = Basismodell (keine Veränderung); Modell 2 (lineares fluglärmadjustiertes Modell); Modell 3 (kurvilineares fluglärmadjustiertes Modell); Modell 4 finales Modell (hier kurvilinear mit Adjustierung um Co-Determinanten). Chi-Quadrat-Test (χ^2); df : degrees of freedom; CFI : comparative fit index; $RMSEA$: root mean square error of approximation; CI = confidence interval; $SRMR$: standardized root mean square residual values; AIC : Akaike information criterion.

Tabelle 10-6. Gruppe "Fluglärmreduktion": erklärte Varianz (R^2)

	Modell 1	Modell 2	Modell 3	Modell 4
Fluglärmbelästigung (2011)	0,618	0,683	0,744	0,975
Fluglärmbelästigung (2012)	0,791	0,749	0,780	0,794
Fluglärmbelästigung (2013)	0,792	0,867	0,812	0,802
R^2 latenter Intercept	-	0,395	0,407	0,640
R^2 latenter Slope	-	0,087	0,152	0,235

Anmerkung. In den Spalten ist separat für jedes Modell die erklärte Varianz (R^2) angegeben.

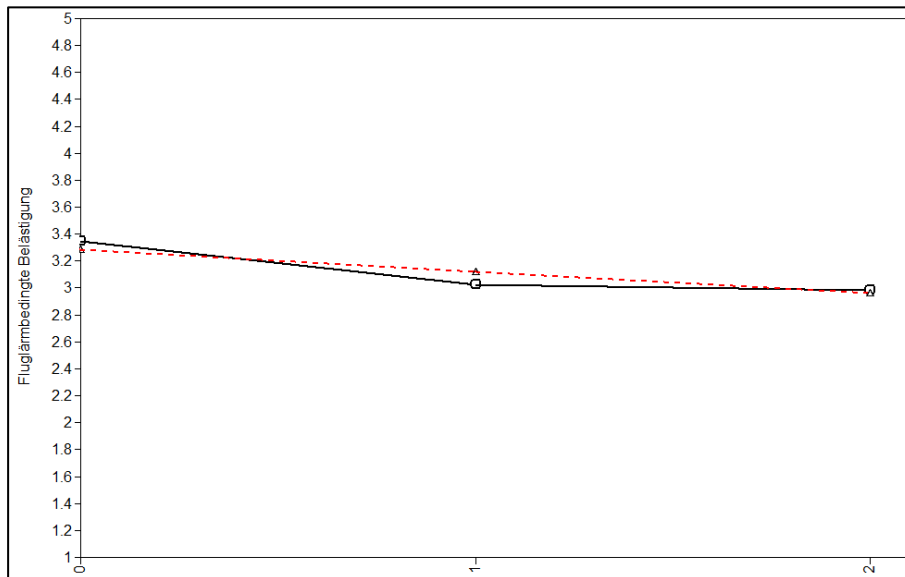


Abbildung 10-2. Lineare Veränderung (Ausgangswert 0 = 2011, 1 = 2012, 2 = 2013). Mittlere beobachtete (schwarz) und mittlere modellierte (rot gestrichelt) Wachstumskurve. Fluglärmbelästigung Skalenstufen: 1 = "überhaupt nicht", 2 = "etwas", 3 = "mittelmäßig", 4 = "stark", 5 = "äußerst".

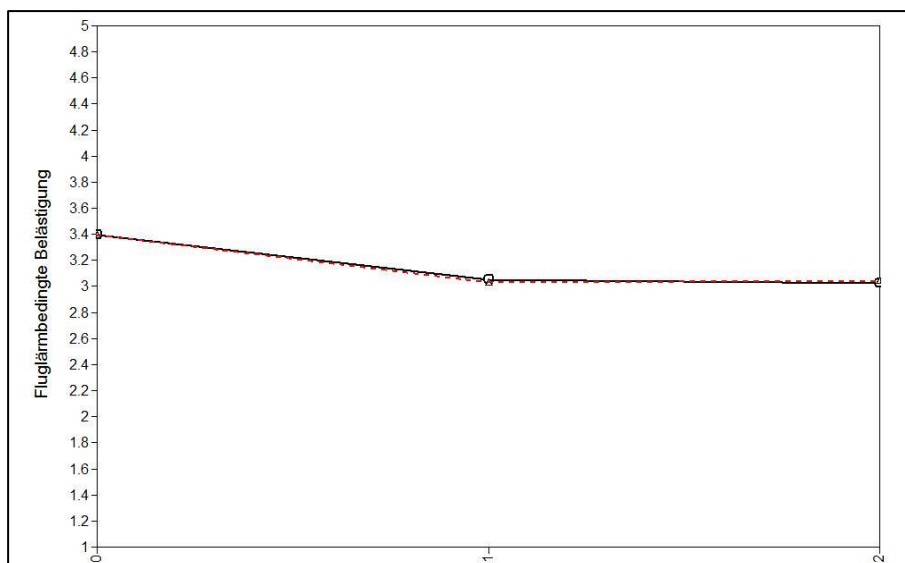


Abbildung 10-3. Gruppe "Fluglärmreduktion": Finales adjustiertes kurvilineares Schätzmodell (4) mit drei Messzeitpunkten (Ausgangswert 0 = 2011, 1 = 2012, 2 = 2013), mittlere beobachtete (schwarz) und mittlere modellierte (rot gestrichelt) Wachstumskurve. Fluglärmbelästigung Skalenstufen: 1 = "überhaupt nicht", 2 = "etwas", 3 = "mittelmäßig", 4 = "stark", 5 = "äußerst".

Tabelle 10-7. Gruppe "Fluglärmreduktion": unstandardisierte Schätzer für die "Fluglärmbelastung"

	Modell (2) linear		Modell (3) kurvilinear		Finales adjustiertes Modell (4)	
	B (SE)	p	B (SE)	p	B (SE)	p
Intercept						
2011 Flug ($L_{pAeq,24h}$)	0,091 (0,006)	< 0,001	0,098 (0,006)	< 0,001	0,068 (0,007)	< 0,001
2011 Straße ($L_{pAeq,24h}$)					0,000 (0,005)	0,995
2011 Schiene ($L_{pAeq,24h}$)					-0,014 (0,007)	0,046
2011 SWI					0,055 (0,036)	0,127
Migration					-0,047 (0,039)	0,226
2011 Wohndauer					0,043 (0,034)	0,210
2011 Befragungsmodus					0,085 (0,033)	0,010
2011 Lärmbewältigungsvermögen					-0,450 (0,054)	< 0,001
2011 Erwartungen					-0,354 (0,061)	< 0,001
2011 Flugv. Umweltsch. (re)					-0,155 (0,045)	0,001
Slope						
2011 Flug ($L_{pAeq,24h}$)	-0,052 (0,024)	0,031	-0,127 (0,044)	0,004	-0,155 (0,041)	< 0,001
2012 Flug ($L_{pAeq,24h}$)	0,015 (0,026)	0,560	0,054 (0,047)	0,259	0,104 (0,048)	0,029
2013 Flug ($L_{pAeq,24h}$)	0,032 (0,015)	0,028	0,055 (0,026)	0,031	0,028 (0,026)	0,290
2011 Straße ($L_{pAeq,24h}$)					-0,007 (0,005)	0,160
2011 Schiene ($L_{pAeq,24h}$)					0,012 (0,007)	0,098
Geschlecht					-0,053 (0,032)	0,097
2013 SWI					-0,052 (0,037)	0,163
Migration					0,055 (0,043)	0,198
2012 Wohneigentum					-0,056 (0,033)	0,091
2011 Lärmbewältigungsvermögen					0,319 (0,057)	< 0,001
2012 Lärmbewältigungsvermögen					-0,159 (0,053)	0,003
2013 Lärmbewältigungsvermögen					-0,114 (0,046)	0,014
2011 Erwartungen					0,273 (0,075)	< 0,001
2012 Erwartungen					-0,156 (0,056)	0,005
2013 Erwartungen					-0,188 (0,053)	< 0,001
2011 Flugv. Komfortabel					0,059 (0,034)	0,082
2011 Flugv. Umweltsch.re					0,081 (0,047)	0,088
2013 Flugv. Gefährlich					-0,081 (0,040)	0,043

Anmerkung. B = Regressionkoeffizient; SE = Standardfehler; p = Überschreitungswahrscheinlichkeit.

Veränderung in Abhängigkeit der Pegel ($L_{pAeq,24h}$ [dB] - Luftverkehr)

In Abbildung 10-4 ist die Veränderung zwischen den Jahren in Abhängigkeit der Exposition ($L_{pAeq,24h}$ [dB] - Luftverkehr) dargestellt, dabei sind ausschließlich adjustierte Werte dargestellt. Adjustierungen wurden um alle Einflussgrößen vorgenommen, die in das finale LGCM eingingen. Von Interesse für die Beurteilung des Change-Effektes ist zum einen die Diskrepanz zwischen den erwarteten Werten des Jahres 2012, 2013 (erwartet) und den aufgetretenen Werten (2012, 2013) und zum anderen der Unterschied zu den Werten des Jahres 2011.

In der Gruppe der "Fluglärmreduktion" zeigte sich, dass die Diskrepanz zwischen den erwarteten Werten des Jahres 2012 (schwarze Linie) und den eingetretenen Werten 2012 (rot gestrichelte Linie) im unteren Pegelbereich sehr gering ist, wohingegen im oberen Pegelbereich die Diskrepanz auf bis zu 0,25 Skalenpunkte zunimmt. Es kann daher angenommen werden, dass die Reduktion des Pegels insbesondere von denen von Fluglärm am stärksten Betroffenen besonders deutlich wahrgenommen wird.

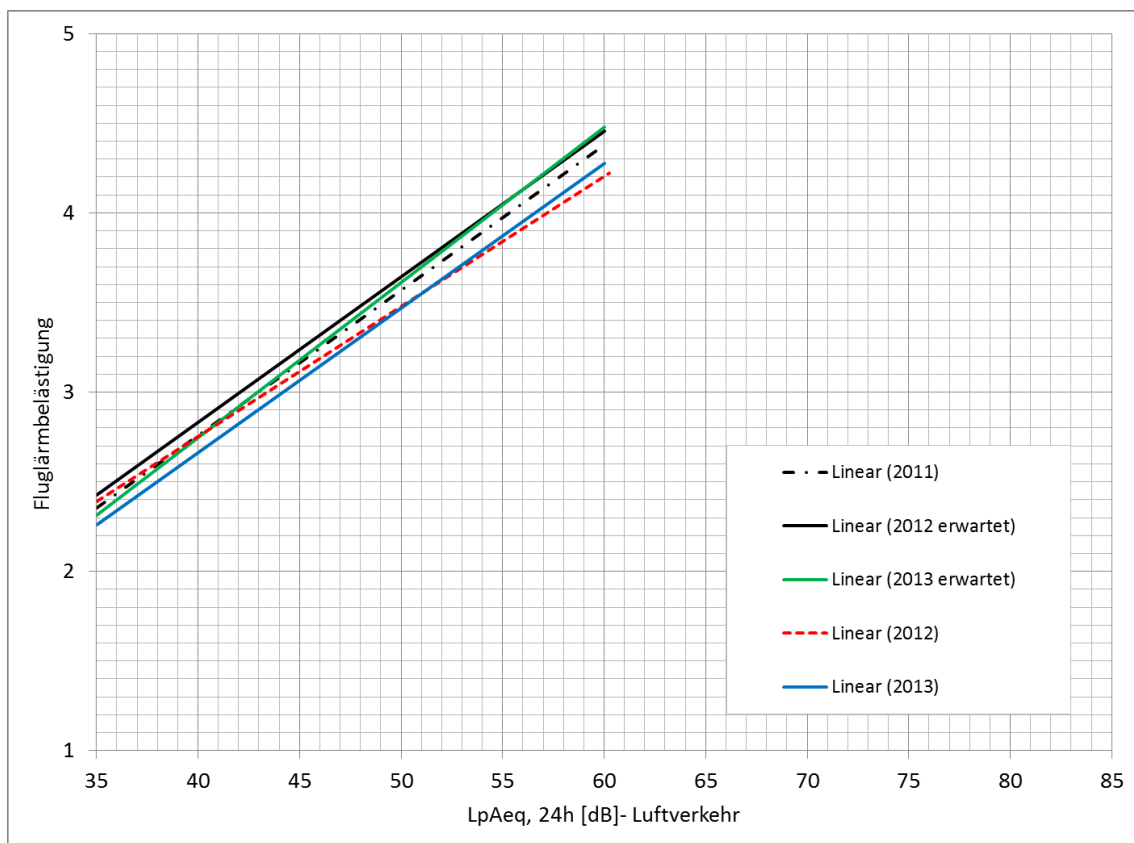


Abbildung 10-4. Expositions-Wirkungsbeziehungen zur Fluglärmbelästigung für die Gruppe "Fluglärmreduktion". Modellimplizierte Kurven der Fluglärmbelästigung in Abhängigkeit der Schätzer aus dem Jahr 2011. Erkennbar sind diese Kurven durch den Zusatz in Klammern (erwartet). Die anderen Kurven beziehen sich auf die Werte in den jeweiligen Jahren 2011, 2012 und 2013. Adjustierungen wurden für die Variablen vorgenommen die in die finalen Wachstumskurvenmodelle (LGCM) eingingen.

Gruppe "Relative Fluglärmstabilität"

Kurzfassung:

- Die Veränderung der Fluglärmbelastigung für die Gesamtgruppe erfolgt linear, d. h. sie lässt sich durch eine lineare Modellanpassung besser beschreiben als durch eine kurvilineare.
- In der Gruppe "**Relative Fluglärmstabilität**" ist im Mittel insgesamt bis 2013 eine Abnahme der Fluglärmbelastigung festzustellen (Abbildung 10-5). Allerdings hängt diese von der Höhe des Ausgangswertes ab: Panelteilnehmende mit einer hohen Fluglärmbelastigung zum ersten Zeitpunkt (Ausgangswert) weisen eine geringere Veränderungen über die Zeit auf im Vergleich zu den Panelteilnehmenden mit einer niedrigeren Fluglärmbelastigung als Ausgangswert. So zeigten z.B. Personen mit den Belastigungsurteilen "überhaupt nicht" im Mittel die Werte: 2011 = 1,00; 2012 = 1,74; 2013 = 1,61 (Range Messzeitpunkte = 0,74 Skalenpunkte), wohingegen Personen mit den Belastigungsurteilen "stark belästigt" im Mittel die Werte: 2011 = 4,00; 2012 = 3,97; 2013 = 3,84 zeigten, was einem Messzeitpunkte-Range von 0,16 entspricht.
- Das **Ausgangsniveau** der Fluglärmbelastigung 2011 wird in der Gruppe "relative Fluglärmstabilität" signifikant durch den Fluglärm ($L_{pAeq,24h}$) sowie weitere Co-Determinanten wie z.B. das "Hauseigentum" und die "Lärmempfindlichkeit" beeinflusst. So geht Hauseigentum mit einer höheren Ausprägung der Belastigung einher, d.h. Hauseigentümer sind in dieser Gruppe statistisch signifikant fluglärmbelastigter als Mieter.
- Die **Veränderung** der "Fluglärmbelastigung" über die Zeit (latenter Slope) wird in der Gruppe "relative Fluglärmstabilität" durch den Fluglärm ($L_{pAeq,24h}$) und durch weitere Co-Determinanten beeinflusst. Auf die Veränderung in der "Fluglärmbelastigung" wirken vor allem das "Lärmbewältigungsvermögen" und die "Erwartungen zum Flugbetrieb" ein. Die Abnahme zwischen den Jahren 2011 und 2013 lag bei 0,15 Skalenpunkten.
- In der Gruppe der "relativen Fluglärmstabilität" zeigte sich, dass die **Diskrepanz** zwischen den erwarteten Werten des Jahres 2012 und den eingetretenen Werten 2012 im unteren Pegelbereich bis zu 0,25 Skalenpunkte beträgt, wohingegen im oberen Pegelbereich keine Diskrepanz auftritt (Abbildung 10-6).

In der Gruppe "relative Fluglärmstabilität" zeigte sich im Mittel ($M_{Slope} = -0,058$, $SE = 0,010$, $p < 0,001$) eine Abnahme der "Fluglärmbelastigung". Die Stärke der Abnahme war jedoch durch interindividuelle Variabilität gekennzeichnet (Varianz des latenten Slope, $z = 3,425$, $p < 0,001$). Interindividuelle Unterschiede waren auch für den Ausgangswert "Fluglärmbelastigung 2011" angezeigt (Varianz des latenten Intercepts, $z = 11,235$, $p < 0,001$). Das Ausgangsniveau der "Fluglärmbelastigung 2011" kovarierte signifikant negativ ($-0,041$, $z = -2,327$, $p = 0,020$) mit der Veränderung der "Fluglärmbelastigung" in den

Jahren 2011, 2012, 2013. Das bedeutet, dass Panelteilnehmende mit einer hohen "Fluglärmbelastigung" zum ersten Zeitpunkt (Ausgangswert) eine geringere Veränderung über die Zeit aufweisen im Vergleich zu den Panelteilnehmenden mit einer niedrigeren "Fluglärmbelastigung" als Ausgangswert.

Im Rahmen der statistischen Auswertungen wurde identifiziert, dass eine lineare Kurvenanpassung eine bessere Anpassung an die Daten ermöglicht im Vergleich zu einer kurvilinearen Schätzung, aber auch einer konstanten Schätzung "Null-Wachstum" (Devianzentests, $p < 0,001$, siehe auch Tabelle 10-8). In Abbildung 10-5 ist die Veränderung der "Fluglärmbelastigung" für die Gruppe "relative Fluglärmstabilität" dargestellt und zusätzlich die im finalen Modell aufgenommene lineare Veränderung. Die Schätzer des Fluglärms ($L_{pAeq,24h}$ 2011, 2012, 2013) wurden in Modell 4 (finales Modell) um die Einflüsse weiterer Co-Determinanten adjustiert. In Tabelle 10-9 ist erkennbar, dass eine Hinzunahme von Co-Determinanten die erklärte Varianz im Vergleich zu Modell 2 (Referenz für lineare Veränderung) erhöhte. So konnte die erklärte Varianz für den latenten Intercept um 38,8 % auf 71 % gesteigert werden (latenter Intercept: $R^2_{\text{Modell 2}} = 0,330$ vs. $R^2_{\text{Modell 4}} = 0,710$).

Das finale adjustierte Modell hat einen akzeptablen Fit [$\chi^2 = 358,928$, $df = 44$, $p < 0,001$; $CFI = 0,949$; $RMSEA = 0,058$ (90 % $CI = 0,053/0,064$); $SRMR = 0,011$]. Das Ausgangsniveau der "Fluglärmbelastigung 2011" (latenter Intercept) wird in der Gruppe "relative Fluglärmkonstanz" signifikant durch den Fluglärm ($L_{pAeq,24h}$) sowie weitere Co-Determinanten beeinflusst. Die Veränderung der "Fluglärmbelastigung" über die Zeit (latenter Slope) wird in der Gruppe "relative Fluglärmstabilität" durch den Fluglärm ($L_{pAeq,24h}$) und weitere Co-Determinanten beeinflusst (Tabelle 10-10). In Abbildung 10-5 ist die kurvilineare Kurvenanpassung, die in die Schätzung des finalen Modells (Modell 4) einging, dargestellt. In Tabelle 10-10 sind die Ergebnisse der korrespondierenden statistischen Prüfgrößen der unstandardisierten Schätzer für die Fluglärmpegel und Co-Determinanten dargestellt.

Tabelle 10-8. Gruppe "Relative Fluglärmstabilität": Modellfit der "Fluglärmbelastigung" - Modellfit LGCM

	χ^2	df	p	CFI	$RMSEA$ (90 % CI)	$SRMR$	AIC	N
1. Modell	139,516	4	0,001	0,951	0,114 (0,098 - 0,131)	0,053	21.807,455	2.592
2. Modell	108,840	6	0,001	0,978	0,081 (0,068 - 0,095)	0,020	20.893,534	2.592
3. Modell	324,550	5	0,001	0,930	0,157 (0,143 - 0,172)	0,020	20.893.796	2.592
4. Modell	358,928	44	0,001	0,949	0,058 (0,053 - 0,064)	0,011	15.206,251	2.115

Anmerkung. Modell 1 = Basismodell (keine Veränderung); Modell 2 (lineares fluglärmadjustiertes Modell); Modell 3 (kurvilineares fluglärmadjustiertes Modell); Modell 4 finales Modell (hier kurvilinear mit Adjustierung um Co-Determinanten). Chi-Quadrat-Test (χ^2); df : degrees of freedom; CFI : comparative fit index; $RMSEA$: root mean square error of approximation; CI = confidence interval; $SRMR$: standardized root mean square residual values; AIC : Akaike information criterion.

Tabelle 10-9. Gruppe "Relative Fluglärmstabilität": aufgeklärte Varianz (R^2) - "Fluglärmbelastigung"

	Modell 1	Modell 2	Modell 3	Modell 4
Fluglärmbelastigung (2011)	0,672	0,699	0,703	0,731
Fluglärmbelastigung (2012)	0,772	0,749	0,736	0,738
Fluglärmbelastigung (2013)	0,753	0,843	0,913	0,839
R^2 latenter Intercept	-	0,330	0,322	0,710
R^2 latenter Slope	-	0,153	0,082	0,521

Anmerkung. In den Spalten ist separat für jedes Modell die erklärte Varianz (R^2) angegeben.

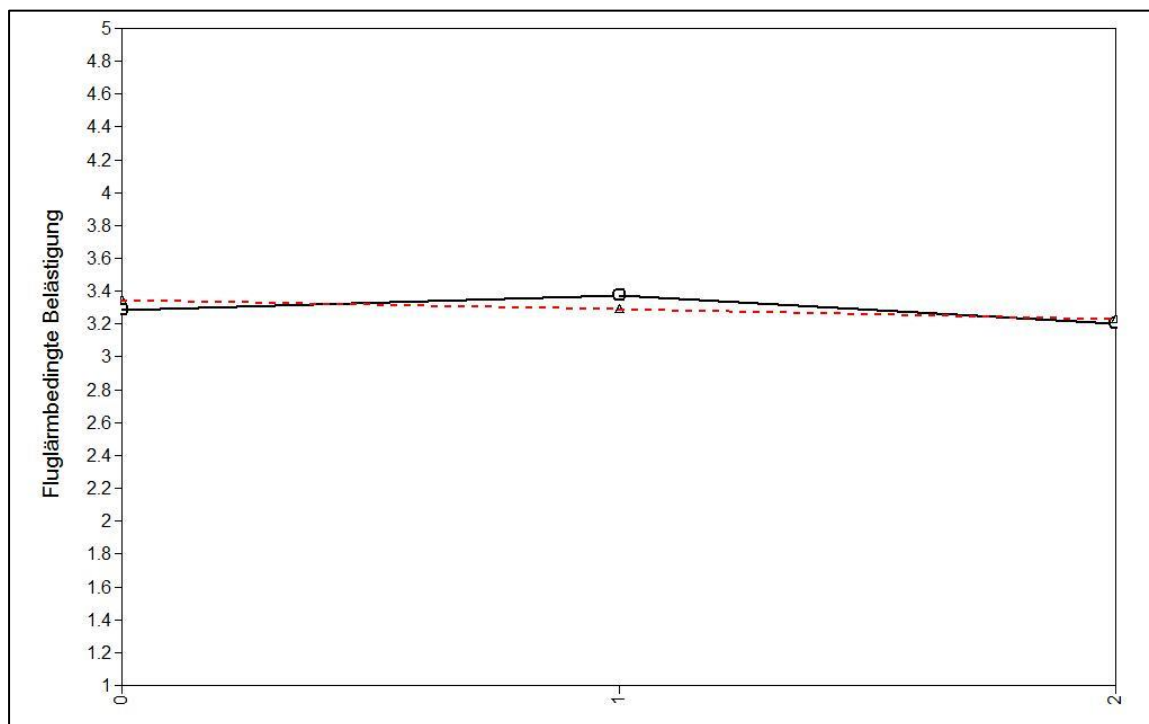


Abbildung 10-5. Finales adjustiertes lineares Schätzmodell (4) mit drei Messzeitpunkten (Ausgangswert 0 = 2011, 1 = 2012, 2 = 2013) und mittlere beobachtete (schwarz) und mittlere modellimplizierte (rot gestrichelt) Wachstumskurve. Fluglärmbelastigung Skalenstufen: 1 = "überhaupt nicht", 2 = "etwas", 3 = "mittelmäßig", 4 = "stark", 5 = "äußerst".

Tabelle 10-10. Gruppe "Relative Fluglärmstabilität" unstandardisierte Schätzer für "Fluglärmbelastigungs" Modelle

	Modell (2) linear		Modell (3) kurvilinear		Finales adjustiertes Modell (4)	
	B (SE)	p	B (SE)	p	B (SE)	p
Intercept						
2011 Flug ($L_{pAeq,24h}$)	0,104 (0,003)	< 0,001	0,103 (0,004)	< 0,001	0,077 (0,003)	< 0,001
2011 Straße ($L_{pAeq,24h}$)					-0,005 (0,002)	0,038
2011 Schiene ($L_{pAeq,24h}$)					-0,006 (0,003)	0,016
2011 Alter					0,052 (0,016)	0,001
Migration					-0,041 (0,015)	0,005
2011 Hauseigentum					0,112 (0,021)	< 0,001
2011 Befragungsmodus					0,112 (0,021)	< 0,001
2011 Lärmempfindlichkeit					0,084 (0,022)	< 0,001
2011 Lärmbewältigungsvermögen					-0,337 (0,025)	< 0,001
2011 Erwartungen					-0,318 (0,027)	< 0,001
2011 Flugv. nützlich					-0,012 (0,018)	0,526
2011 Flugv. gefährlich					-0,098 (0,022)	< 0,001
2011 Flugv. komfortabel					0,016 (0,016)	0,323
2011 Flugv. Umweltsch. re					-0,039 (0,023)	0,084
Slope						
2011 Flug ($L_{pAeq,24h}$)	-0,082 (0,010)	< 0,001	-0,049 (0,053)	0,353	-0,076 (0,009)	< 0,001
2012 Flug ($L_{pAeq,24h}$)	0,042 (0,010)	< 0,001	0,022 (0,031)	0,480	0,029 (0,009)	0,002
2013 Flug ($L_{pAeq,24h}$)	0,038 (0,005)	< 0,001	0,026 (0,021)	0,216	0,038 (0,005)	< 0,001
2011 Straße ($L_{pAeq,24h}$)					0,001 (0,001)	0,688
2011 Schiene ($L_{pAeq,24h}$)					0,000 (0,001)	0,899
2011 SWI					0,008 (0,008)	0,322
2011 Befragungsmodus					-0,029 (0,011)	0,009
2011 Lärmempfindlichkeit					-0,037 (0,012)	0,003
2012 Lärmempfindlichkeit					0,008 (0,003)	0,008
2011 Lärmbewältigungsvermögen					0,152 (0,016)	< 0,001
2012 Lärmbewältigungsvermögen					-0,081 (0,014)	< 0,001
2013 Lärmbewältigungsvermögen					-0,134 (0,015)	< 0,001
2011 Erwartungen					0,123 (0,017)	< 0,001
2012 Erwartungen					-0,024 (0,017)	0,159
2013 Erwartungen					-0,126 (0,016)	< 0,001
2011 Flugv. gefährlich					0,047 (0,013)	< 0,001
2012 Flugv. gefährlich					-0,034 (0,011)	0,001
2013 Flugv. gefährlich					-0,053 (0,011)	< 0,001
2011 Flugv. Umweltsch.re					0,023 (0,013)	0,078
2012 Flugv. Umweltsch.re					-0,026 (0,011)	0,015
2012 Flugv. nützlich					0,023 (0,010)	0,019

Anmerkung. B = Regressionskoeffizient; SE = Standardfehler; p = Überschreitungswahrscheinlichkeit.

Veränderung in Abhängigkeit der Pegel ($L_{pAeq,24h}$ [dB] - Luftverkehr)

In Abbildung 10-6 ist die Veränderung für die Gruppe "relative Fluglärmstabilität" differenziert für die Jahre 2011, 2012, 2013 in Abhängigkeit der Exposition ($L_{pAeq,24h}$ [dB]-Luftverkehr) dargestellt. Es sind ausschließlich adjustierte Werte dargestellt. Adjustierungen wurden um die Einflussgrößen vorgenommen, die in das finale LGCM eingehen, um alle Einflussgrößen der Veränderung zu berücksichtigen.

In der Gruppe der "relativen Fluglärmstabilität" zeigte sich, dass die Diskrepanz zwischen den erwarteten Werten des Jahres 2012 (schwarze Linie) und den eingetretenen Werten 2012 (rot gestrichelte Linie) im unteren Pegelbereich auftritt (bis zu 0,25 Skalenpunkte), wohingegen im oberen Pegelbereich keine Diskrepanz auftritt.

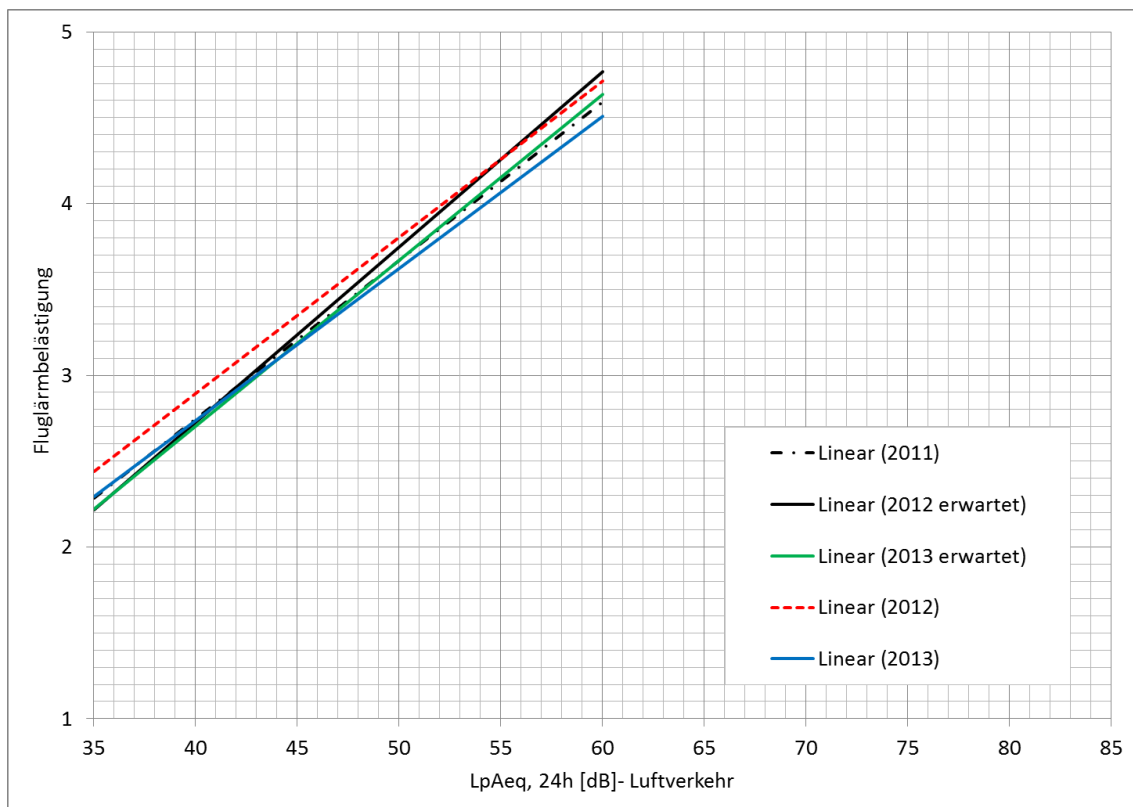


Abbildung 10-6. Expositions-Wirkungsbeziehungen zur Fluglärmbelästigung für die Gruppe "relative Fluglärmstabilität" zwischen 2011 und 2012. Modellimplizierte Kurven der Fluglärmbelästigung in Abhängigkeit der Schätzer aus dem Jahr 2011. Erkennbar sind diese Kurven durch den Zusatz in Klammern (erwartet). Die anderen Kurven beziehen sich auf die Werte in den jeweiligen Jahren 2011, 2012 und 2013. Adjustierungen wurden für die Variablen vorgenommen, die in die finalen Wachstumskurvenmodelle (LGCM) eingehen.

Gruppe "Fluglärmzunahme" zwischen 2011 und 2012

Kurzfassung

- In der Gruppe der Panelteilnehmenden, bei denen eine Zunahme der Fluglärmexposition ($L_{pAeq,24h} > 2$ dB) zwischen 2011 und 2012 erfolgte, wurde das finale Modell (Modell 4) mit einem kurvilinearen Anstieg modelliert, da eine lineare Modellierung (Modell 2) zu einer fehlerhaften Schätzung des latenten Anstiegs führte.
- Im Mittel zeigte sich eine Zunahme der Fluglärmbelastigung ohne dass es darin eine statistisch bedeutsame Variabilität in der Stärke der Veränderung zwischen den Panelteilnehmenden gab. Das Ausgangsniveau der Fluglärmbelastigung 2011 beeinflusst nicht die Stärke der Veränderung.
- Das **Ausgangsniveau** der "Fluglärmbelastigung 2011" wird in dieser Gruppe signifikant durch den Fluglärm ($L_{pAeq,24h}$) sowie weitere Co-Determinanten beeinflusst. Insbesondere das "Lärmbewältigungsvermögen", die "Erwartungen zum Flugbetrieb" als auch das "Hauseigentum" (Eigentümer stärker belastigt als Mieter) sind hier relevant.
- Dagegen wird die **Veränderung** der "Fluglärmbelastigung" über die Zeit nur durch Co-Determinanten, nicht aber durch den Fluglärm ($L_{pAeq,24h}$) beeinflusst. Bedeutsame Co-Determinanten sind z.B. die "Erwartungen an den Flugbetrieb", das "Lärmbewältigungsvermögen" und die Einschätzung des Luftverkehrs als "gefährlich", "umweltschädigend" bzw. umgekehrt als "nützlich").
- Abbildung 10-8 zeigt, dass die Fluglärmbelastigung in 2012 gegenüber 2011 um 0,70 Skalenpunkte höher ausfällt, nach 2013 hin leicht abfällt, aber auch im letzten Erhebungsjahr 2013 auf einem höheren Niveau als 2011 verbleibt (0,55 Skalenpunkte).
- In der Gruppe "Fluglärmzunahme" zeigte sich, dass die **Diskrepanz** zwischen den erwarteten Werten des Jahres 2012 und den eingetretenen Werten 2012 im unteren Pegelbereich sehr stark ist (bis zu 0,70 Skalenpunkte), wohingegen im oberen Pegelbereich eine Angleichung der Diskrepanz auf 0,15 Skalenpunkte erfolgt.

In der Gruppe der Panelteilnehmenden, bei denen eine Zunahme der Fluglärmexposition ($L_{pAeq,24h} > 2$ dB) zwischen 2011 und 2012 erfolgte, wurde das finale Modell (Modell 4) mit einem kurvilinearen Anstieg modelliert, da eine lineare Modellierung (Modell 2) zu einer fehlerhaften Schätzung des latenten Anstiegs führte.

In der Gruppe "Fluglärmzunahme" zeigte sich im Mittel ($M_{slope} = 0,714$, $SE = 0,053$, $p < 0,001$) eine Zunahme der "Fluglärmbelastigung", ohne dass es darin eine statistisch bedeutsame Variabilität in der Stärke der Veränderung zwischen den Panelteilnehmenden gab (Varianz des latenten Slope, $z = 0,916$, $p = 0,360$). Statistisch bedeutsame interindividuelle Unterschiede waren für den Ausgangswert "Fluglärmbelastigung 2011"

nicht gegeben (Varianz des latenten Intercepts, $z = 1,773$, $p = 0,076$). Das Ausgangsniveau der "Fluglärmelastigung 2011" kovariiert nicht signifikant mit der Veränderung über die Zeit ($p > 0,05$). Das bedeutet, dass das Ausgangsniveau der "Fluglärmelastigung 2011" die Stärke der Veränderung nicht signifikant beeinflusst.

Im Rahmen der statistischen Auswertungen wurde identifiziert, dass eine kurvilineare Anpassung eine bessere Kurvenanpassung an die Daten ermöglicht im Vergleich zu einer linearen- oder konstanten (Null-Wachstum) Schätzung (Devianzentests, $p < 0,001$, siehe auch Tabelle 10-11). In Abbildung 10-7 ist eine lineare Kurvenanpassung dargestellt und in Abbildung 10-8 die kurvilineare Anpassung, die in die Schätzung des finalen Modells (Modell 4) einging.

Die Schätzer des Fluglärms ($L_{pAeq,24h}$ 2011, 2012, 2013) wurden in Modell 4 (finales Modell) um die Einflüsse weiterer Co-Determinanten adjustiert. In Tabelle 10-12 ist erkennbar das eine Zunahme von Co-Determinanten die erklärte Varianz im Vergleich zu Modell 3 (Referenz kurvilineare Veränderung) erhöhte. So konnte die erklärte Varianz für den latenten Intercept von 16,3 % auf 65,8 % gesteigert werden (latenter Intercept: $R^2_{\text{Modell 3}} = 0,163$ vs. $R^2_{\text{Modell 4}} = 0,658$). Der AIC-Wert signalisierte ebenfalls eine substantielle Verbesserung durch Aufnahme der Co-Determinanten, da der AIC-Wert von 3.233,088 (Modell 3) auf einen AIC-Wert von 2.445,989 für Modell 4 sinkt (siehe Tabelle 10-11).

Das finale adjustierte Modell hat einen akzeptablen Fit [$\chi^2 = 92,140$, $df = 46$, $p < 0,001$; $CFI = 0,958$; $RMSEA = 0,054$ (90 % $CI = 0,038/0,070$); $SRMR = 0,016$]. Das Ausgangsniveau der "Fluglärmelastigung 2011" (latenter Intercept) wird in der Gruppe "Fluglärmzunahme" signifikant durch den Fluglärm ($L_{pAeq,24h}$) sowie weitere Co-Determinanten beeinflusst. In Tabelle 10-13 sind die Ergebnisse der korrespondierenden statistischen Prüfgrößen der unstandardisierten Schätzer für die Fluglärm ($L_{pAeq,24h}$) und Co-Determinanten dargestellt. Die Veränderung der "Fluglärmelastigung" über die Zeit (latenter Slope) wird in der Gruppe "Fluglärmzunahme" jedoch nur durch Co-Determinanten, nicht aber durch den Fluglärm ($L_{pAeq,24h}$) beeinflusst (siehe Tabelle 10-13).

Tabelle 10-11. Gruppe "Fluglärmzunahme": Modellfit der LGCM Modelle

	χ^2	df	p	CFI	$RMSEA$ (90% CI)	$SRMR$	AIC	N
1. Modell	201,867	4	< 0,001	0,509	0,352 (0,312 - 0,394)	0,164	3.460,929	399
2. Modell	-	-	-	-	-	-	-	-
3. Modell	9,508	5	0,090	0,993	0,048 (0,000 - 0,093)	0,010	3.233,088	399
4. Modell	92,140	46	< 0,001	0,958	0,054 (0,038 - 0,070)	0,016	2.445,989	346

Anmerkung. Modell 1 = Basismodell (keine Veränderung); Modell 2 (lineares fluglärmadjustiertes Modell); Modell 3 (kurvilineares fluglärmadjustiertes Modell); Modell 4 finales Modell (hier kurvilinear mit Adjustierung um Co-Determinanten). Chi-Quadrat-Test (χ^2); df : degrees of freedom; CFI : comparative fit index; $RMSEA$: root mean square error of approximation; CI = confidence interval; $SRMR$: standardized root mean square residual values; AIC : Akaike information criterion.

Tabelle 10-12. Gruppe "Fluglärmzunahme": aufgeklärte Varianz (R^2) - "Fluglärmbelastung"

	Modell 1	Modell 2	Modell 3	Modell 4
Fluglärmbelastung R^2 2011	0,500	-	0,722	0,726
Fluglärmbelastung R^2 2012	0,814	-	0,867	0,868
Fluglärmbelastung R^2 2013	0,786	-	0,761	0,771
R^2 latenter Intercept	-	-	0,163	0,658
R^2 latenter Slope	-	-	0,004	0,629

Anmerkung. In den Spalten ist separat für jedes Modell die erklärte Varianz (R^2) angegeben.

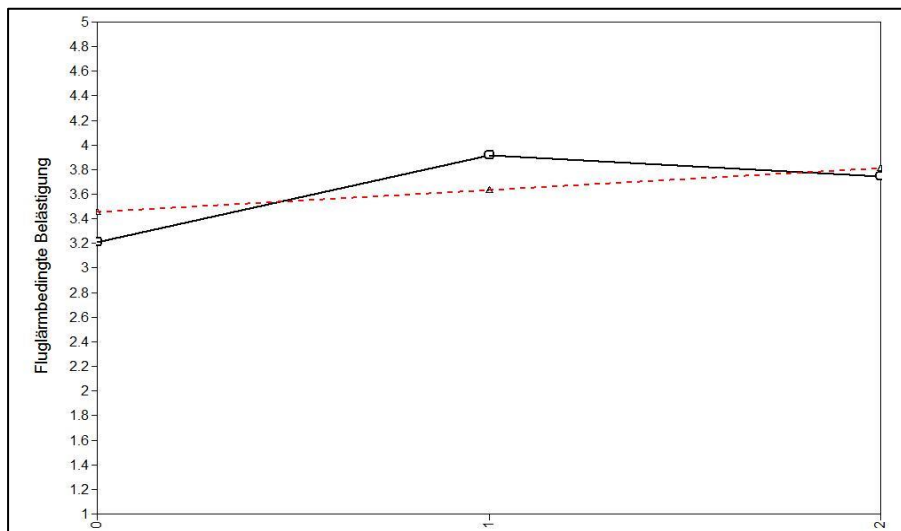


Abbildung 10-7. Lineare Veränderung (Ausgangswert 0 = 2011, 1 = 2012, 2 = 2013). Mittlere beobachtete (schwarz) und mittlere modellimplizierte (rot gestrichelt) Wachstumskurve. Fluglärmbelastung Skalenstufen: 1 = "überhaupt nicht", 2 = "etwas", 3 = "mittelmäßig", 4 = "stark", 5 = "äußerst".

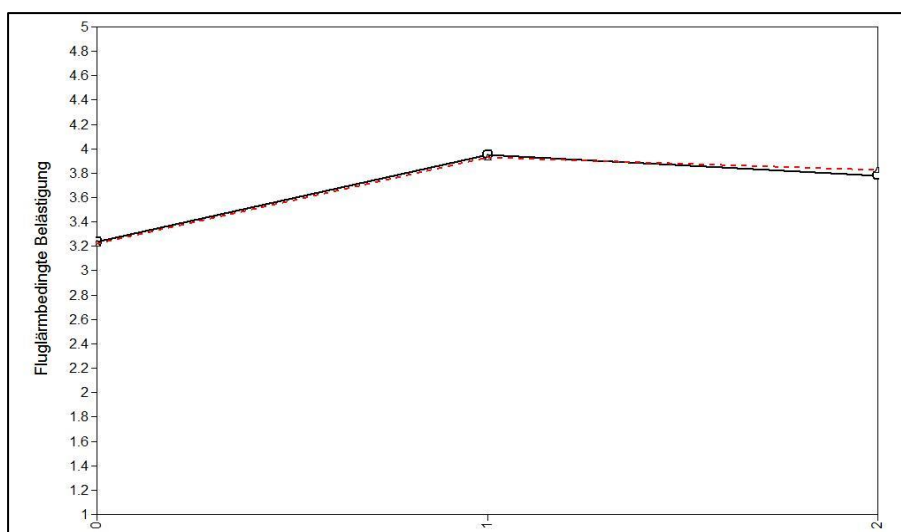


Abbildung 10-8. Finales adjustiertes kurvilineares Schätzmodell (4) mit drei Messzeitpunkten (Ausgangswert 0 = 2011, 1 = 2012, 2 = 2013) und mittlere beobachtete (schwarz) und mittlere modellimplizierte (rot gestrichelt) Wachstumskurve. Fluglärmbelastung Skalenstufen: 1 = "überhaupt nicht", 2 = "etwas", 3 = "mittelmäßig", 4 = "stark", 5 = "äußerst".

Tabelle 10-13. Gruppe "Fluglärmzunahme" unstandardisierte Schätzer für die Modelle "Fluglärmbelastigung"

	Modell (2) linear		Modell (3) kurvilinear		Finales adjustiertes Modell (4)	
	B (SE)	p	B (SE)	p	B (SE)	p
Intercept						
2011 Flug ($L_{pAeq,24h}$)	-	-	0,101 (0,013)	< 0,001	0,068 (0,013)	< 0,001
2011 Straße ($L_{pAeq,24h}$)					-0,008 (0,006)	0,223
2011 Schiene ($L_{pAeq,24h}$)					-0,019 (0,007)	0,009
2011 Alter ²					-0,028 (0,033)	0,391
2011 Hauseigentum					0,101 (0,037)	0,007
2011 Lärmbewältigungsvermögen					-0,368 (0,070)	< 0,001
2011 Erwartungen					-0,381 (0,073)	< 0,001
2011 SWI					-0,015 (0,040)	0,700
2011 Befragungsmodus					0,055 (0,033)	0,098
2011 Flugv. nützlich					0,052 (0,041)	0,201
2011 Flugv. gefährlich					-0,109 (0,063)	0,085
2011 Flugv. Umweltsch.					-0,129 (0,062)	0,039
Slope						
2011 Flug ($L_{pAeq,24h}$)	-	-	-0,029 (0,050)	0,558	-0,251 (0,163)	0,123
2012 Flug ($L_{pAeq,24h}$)	-	-	0,070 (0,079)	0,376	0,304 (0,348)	0,384
2013 Flug ($L_{pAeq,24h}$)	-	-	-0,049 (0,065)	0,453	-0,248 (0,310)	0,425
2011 Straße ($L_{pAeq,24h}$)					0,068 (0,058)	0,239
2011 Schiene ($L_{pAeq,24h}$)					0,071 (0,077)	0,362
Geschlecht					0,093 (0,048)	0,055
2011 Lärmbewältigungsvermögen					0,661 (0,163)	< 0,001
2012 Lärmbewältigungsvermögen					-0,416 (0,118)	< 0,001
2013 Lärmbewältigungsvermögen					-0,488 (0,124)	< 0,001
2011 Erwartungen					0,305 (0,115)	0,008
2012 Erwartungen					-0,435 (0,126)	< 0,001
2012 Lärmempfindlichkeit					-0,043 (0,034)	0,198
2013 Lärmempfindlichkeit					-0,042 (0,022)	0,058
2011 Flugv. gefährlich					0,153 (0,092)	0,095
2012 Flugv. gefährlich					0,141 (0,072)	0,052
2013 Flugv. gefährlich					-0,146 (0,065)	0,025
2011 Flugv. Umweltsch.re					0,146 (0,073)	0,046
2012 Flugv. nützlich					0,116 (0,052)	0,027
WW Befragungsmodus * Attribut "gefährlich" 2011					0,140 (0,064)	0,028
WW Befragungsmodus * Attribut "gefährlich" 2012					-0,060 (0,060)	0,312
WW Befragungsmodus * Attribut "gefährlich" 2013					0,056 (0,044)	0,202

Anmerkung. B = Regressionskoeffizient; SE = Standardfehler; p = Überschreitungswahrscheinlichkeit.

Veränderung in Abhängigkeit der Pegel ($L_{pAeq,24h}$ [dB] - Luftverkehr)

In Abbildung 10-9 ist die Veränderung für die Gruppe "Fluglärmzunahme" differenziert für die Jahre 2011, 2012, 2013 in Abhängigkeit der Exposition ($L_{pAeq,24h}$ [dB]-Luftverkehr) dargestellt. Es sind ausschließlich adjustierte Werte dargestellt. Adjustierungen wurden um die Einflussgrößen vorgenommen, die in das finale LGCM eingingen, um alle Einflussgrößen der Veränderung zu berücksichtigen.

In der Gruppe "Fluglärmzunahme" zeigte sich, dass die Diskrepanz zwischen den erwarteten Werten des Jahres 2012 (schwarze Linie) und den eingetretenen Werten 2012 (rot gestrichelte Linie) im unteren Pegelbereich sehr stark ist (bis zu 0,70 Skalenpunkte), wohingegen im oberen Pegelbereich eine Angleichung der Diskrepanz auf 0,15 Skalenpunkte erfolgt.

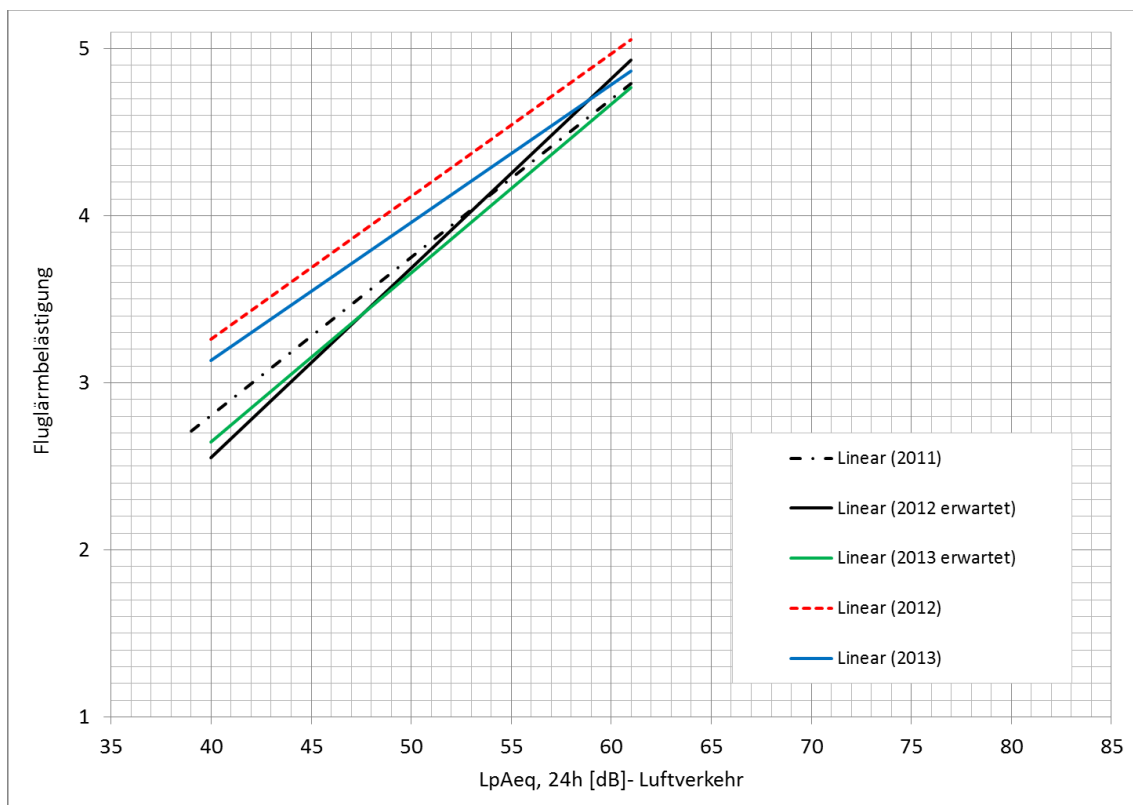


Abbildung 10-9. Expositions-Wirkungsbeziehungen zur Fluglärmbelästigung für die Gruppe "Fluglärmzunahme" zwischen 2011 und 2012. Modellimplizierte Kurven der Fluglärmbelästigung in Abhängigkeit der Schätzer aus dem Jahr 2011. Erkennbar sind diese Kurven durch den Zusatz in Klammern (erwartet). Die anderen Kurven beziehen sich auf die Werte in den jeweiligen Jahren 2011, 2012 und 2013. Adjustierungen wurden für die Variablen vorgenommen, die in die finalen Wachstumskurvenmodelle (LGCM) eingingen.

10.3 Veränderungseffekte in der fluglärmbedingten Schlafstörungen

In die Schätzmodelle ging der Faktor "fluglärmbedingte Schlafstörung" als Indexwert (Mittelwert) aus der Beurteilung der Auswirkungen von Fluglärm auf das "Einschlafen", den "Nachtschlaf" und das "Ausschlafen" ein. Wie in den Prüfungen der psychometrischen Güte bereits dargestellt lag eine gute psychometrische Güte vor (Faktorreliabilität: Mittelwert $Rel_{2011-2013} = 0,89$ und aufgeklärte Varianz $DEV_{2011-2013} = 0,67$). Der nächtliche Fluglärm ($L_{pAeq,22-06h}$) ging als Expositionsmaß ein. Es wurde eine stratifizierte Auswertung in Bezug auf den nächtlichen Fluglärm ($L_{pAeq,22-06h}$) für folgende drei Gruppen vorgenommen:

- Gruppe 1: "Fluglärmreduktion" um mehr als 2 dB $L_{pAeq,22-06h}$
- Gruppe 2: "Fluglärmstabilität" $< +/- 2$ dB $L_{pAeq,22-06h}$
- Gruppe 3: "Fluglärmzunahme" um mehr als 2 dB $L_{pAeq,22-06h}$

Gruppe "Fluglärmreduktion" ($L_{pAeq,22-06h}$) zwischen 2011 und 2012

Kurzfassung

- In der Gruppe der Panelteilnehmenden, bei denen eine Abnahme der **nächtlichen Fluglärmexposition** ($L_{pAeq,22-06h} > 2$ dB) zwischen 2011 und 2012 erfolgte, wurde das finale Modell (Modell 4) mit einem kurvilinearen Anstieg modelliert, da eine lineare Modellierung (Modell 2) zu einer fehlerhaften Schätzung des latenten Slope führte und die kurvilineare Modellierung die beste Anpassungsgüte ermöglichte.
- Es zeigt sich in dieser Gruppe eine Abnahme der "berichteten fluglärmbedingten Schlafstörungen", ohne dass es darin eine statistisch bedeutsame Variabilität in der Stärke der Veränderung zwischen den Teilnehmenden gab. Das bedeutet, dass das Ausgangsniveau der "berichteten fluglärmbedingten Schlafstörungen 2011" die Stärke der Veränderung nicht signifikant beeinflusst.
- Das **Ausgangsniveau** der "berichteten fluglärmbedingten Schlafstörungen" 2011 wird in der Gruppe "Nacht-Fluglärmreduktion" signifikant durch den Fluglärm ($L_{pAeq,22-06h}$) zum ersten Zeitpunkt (2011) sowie weitere Co-Determinanten wie z.B. das "Geschlecht", die "Lärmempfindlichkeit" und das "Lärmbewältigungsvermögen", die "Erwartungen an den Flugbetrieb" sowie die Bewertung des Luftverkehrs als "gefährlich" beeinflusst.
- Die **Veränderung** der "berichteten fluglärmbedingten Schlafstörungen" wird in der Gruppe "Nacht-Fluglärmreduktion" durch den Fluglärm ($L_{pAeq,22-06h}$) und Co-Determinanten beeinflusst. Signifikante Prädiktoren sind unter anderem das "Alter", die "Lärmempfindlichkeit", das "Lärmbewältigungsvermögen" und die "Erwartungen an den Flugbetrieb".

- Nach Adjustierung für nächtlichen Luftverkehrsgeräuschpegel und Co-Determinanten zeigen sich in 2012 und 2013 geringere "berichtete fluglärmbedingte Schlafstörungen" als in 2011 vor Eröffnung der NW-Bahn und vor Einführung des Nachtflugverbots zwischen 23 und 05 Uhr.
- In der Gruppe der "Nacht-Fluglärmabnahme" zeigte sich eine Zunahme der Diskrepanz zwischen den erwarteten Werten des Jahres 2012 und den eingetretenen Werten 2012 im oberen Pegelbereich auf bis zu 0,35 Skalenpunkte, wohingegen im unteren Pegelbereich eine Angleichung der Diskrepanz auf 0,15 Skalenpunkte erfolgte.

In der Gruppe der Panelteilnehmenden, bei denen eine Abnahme der nächtlichen Fluglärmexposition ($L_{pAeq,22-06h} > 2$ dB) zwischen 2011 und 2012 erfolgte, wurde das finale Modell (Modell 4) mit einem kurvilinearen Anstieg modelliert, da eine lineare Modellierung (Modell 2) zu einer fehlerhaften Schätzung des latenten Slope führte.

In der Gruppe "Nacht-Fluglärmreduktion" ($L_{pAeq,22-06h} > 2$ dB), zeigte sich im Mittel ($M_{Slope} = -0,339$, $z = -11,154$, $p < 0,001$) eine Abnahme der "berichteten fluglärmbedingten Schlafstörungen", ohne dass es darin eine statistisch bedeutsame Variabilität in der Stärke der Veränderung zwischen den Teilnehmenden gab ($Varianz_{Slope} = 0,362$, $z = 0,588$, $p = 0,557$). Statistisch bedeutsame interindividuelle Unterschiede waren für den Ausgangswert "berichteten fluglärmbedingte Schlafstörungen 2011" nicht gegeben ($Varianz_{Intercept} = 0,276$, $z = 1,872$, $p = 0,061$). Das Ausgangsniveau der "berichteten fluglärmbedingten Schlafstörungen 2011" kovariiert nicht signifikant mit der Veränderung über die Zeit ($Kovarianz = -0,086$, $z = -0,303$, $p = 0,762$). Das bedeutet, dass das Ausgangsniveau der "berichteten fluglärmbedingten Schlafstörungen 2011" die Stärke der Veränderung nicht signifikant beeinflusst.

In Abbildung 10-10 ist die kurvilineare Veränderung und die für die statistischen Schätzungen verwendete Kurvenanpassung (Modell 4) dargestellt. Die Schätzer des Fluglärms ($L_{pAeq,22-06h}$ 2011, 2012, 2013) wurden in Modell 4 (finales Modell) um die Einflüsse weiterer Co-Determinanten adjustiert. In Tabelle 10-15 ist erkennbar, dass eine Hinzunahme von Co-Determinanten die erklärte Varianz im Vergleich zu Modell 3 (Referenz kurvilineare Veränderung) verbesserte. So erhöhte sich z.B. die erklärte Varianz für den latenten Intercept von 14,6 % auf 63,8 % (latenter Intercept: $R^2_{Modell\ 3} = 0,146$ vs. $R^2_{Modell\ 4} = 0,638$). Der AIC-Wert signalisierte ebenfalls eine substanzielle Verbesserung durch Aufnahme der Co-Determinanten, da der AIC-Wert von 7.063,211 (Modell 3) auf einen AIC-Wert von 5.937,303 für Modell 4 sinkt (siehe Tabelle 10-14).

Das finale adjustierte Modell hat einen guten Fit [$\chi^2 = 127,856$, $df = 49$, $p < 0,001$; $CFI = 0,971$; $RMSEA = 0,042$ (90 % $CI = 0,034/0,052$); $SRMR = 0,009$]. Das Ausgangsniveau der "berichteten fluglärmbedingten Schlafstörungen 2011" wird in der Gruppe "Nacht-Fluglärmreduktion" signifikant durch den Fluglärm ($L_{pAeq,22-06h}$) zum ersten Zeitpunkt (2011) sowie weiteren Co-Determinanten wie z.B. das "Geschlecht", die "Lärmempfindlichkeit"

und das "Lärmbewältigungsvermögen" beeinflusst. Weitere bedeutsame Co-Determinanten sind in Tabelle 10-16 aufgeführt.

Die Veränderung der "berichteten fluglärmbedingten Schlafstörungen" wird in der Gruppe "nächtliche Fluglärmreduktion" durch den Fluglärm ($L_{pAeq,22-06h}$) und Co-Determinanten beeinflusst. Signifikante Prädiktoren sind unter anderem das "Alter", die "Lärmempfindlichkeit", das "Lärmbewältigungsvermögen" und die "Erwartungen an den künftigen Flugbetrieb". In Tabelle 10-16 sind die Ergebnisse der korrespondierenden statistischen Prüfgrößen der unstandardisierten Schätzer für den Fluglärm ($L_{pAeq,22-06h}$) und die Co-Determinanten dargestellt.

Tabelle 10-14. Gruppe "Nacht-Fluglärmreduktion": Modellfit der LGCM Modelle "berichtete fluglärmbedingte Schlafstörungen"

	χ^2	df	p	CFI	RMSEA (90% CI)	SRMR	AIC	N
1. Modell	125,728	4	< 0,001	0,864	0,179 (0,153 - 0,207)	0,077	7.462,624	947
2. Modell	-	-	-	-	-	-	-	-
3. Modell	5,878	5	0,318	0,999	0,014 (0,000 - 0,049)	0,004	7.062,211	947
4. Modell	127,856	49	< 0,001	0,971	0,042 (0,034 - 0,052)	0,009	5.937.303	893

Anmerkung. Modell 1 = Basismodell (keine Veränderung); Modell 2 (lineares fluglärmadjustiertes Modell); Modell 3 (kurvilineares fluglärmadjustiertes Modell); Modell 4 finales Modell (hier kurvilinear mit Adjustierung um Co-Determinanten). Chi-Quadrat-Test (χ^2); df: degrees of freedom; CFI: comparative fit index; RMSEA: root mean square error of approximation; CI = confidence interval; SRMR: standardized root mean square residual values; AIC: Akaike information criterion.

Tabelle 10-15. "Nacht-Fluglärmreduktion": aufgeklärte Varianz (R^2); "berichtete fluglärmbedingte Schlafstörungen"

	Modell 1	Modell 2	Modell 3	Modell 4
Fluglärmbedingte Schlafstörung R^2 2011	0,574	-	0,792	0,796
Fluglärmbedingte Schlafstörung R^2 2012	0,805	-	0,794	0,777
Fluglärmbedingte Schlafstörung R^2 2013	0,798	-	0,797	0,801
R^2 latenter Intercept	-	-	0,293	0,724
R^2 latenter Slope	-	-	0,146	0,638

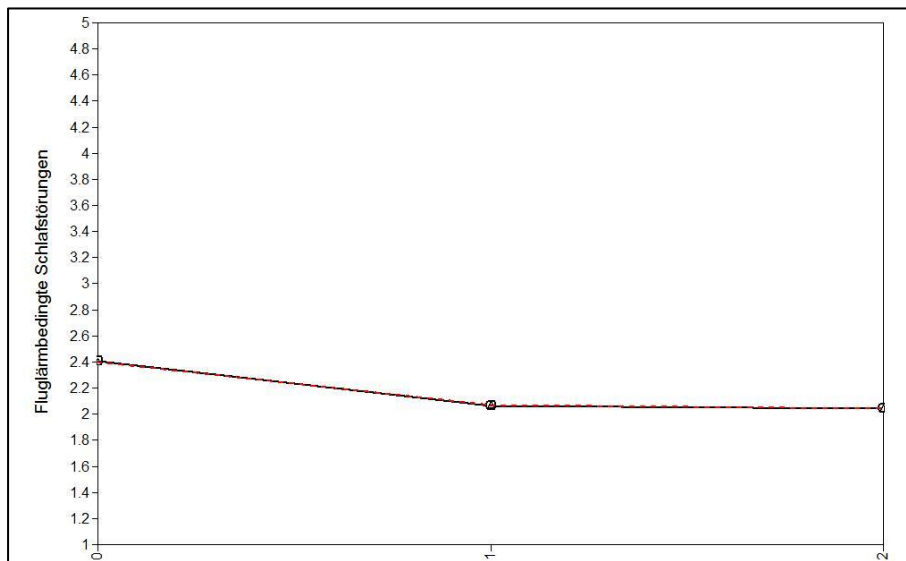


Abbildung 10-10. Finales adjustiertes kurvilineares Schätzmodell (4) mit drei Messzeitpunkten (Ausgangswert 0 = 2011, 1 = 2012, 2 = 2013) und mittlere beobachtete (schwarz) und mittlere modellimplizierte (rot gestrichelt) Wachstumskurve. Berichtete Fluglärmbedingte Schlafstörungen (Indexwert).

Tabelle 10-16. Gruppe "Nacht-Fluglärmreduktion": unstandardisierte Schätzer der "berichtete fluglärmbedingten Schlafstörung"

	Modell (2) linear		Modell (3) kurvilinear		Finales adjustiertes Modell (4)	
	B (SE)	p	B (SE)	p	B (SE)	p
Intercept						
2011 Flug ($L_{pAeq,22-06h}$)	-	-	0,092 (0,005)	< 0,001	0,060 (0,005)	< 0,001
2011 Straße ($L_{pAeq,22-06h}$)					-0,012 (0,004)	0,002
2011 Schiene ($L_{pAeq,22-06h}$)					-0,001 (0,004)	0,771
2011 Alter					0,053 (0,031)	0,091
Geschlecht					-0,048 (0,023)	0,037
Migration					0,035 (0,025)	0,162
2011 Befragungsmodus					-0,071 (0,027)	0,008
2011 Lärmempfindlichkeit					0,118 (0,034)	< 0,001
2011 Lärmbewältigungsvermögen					-0,444 (0,039)	< 0,001
2011 Erwartungen					-0,252 (0,040)	< 0,001
2011 Flugv. gefährlich					-0,191 (0,037)	< 0,001
2011 Flugv. Umweltsch.					-0,042 (0,024)	0,081
WW Befragungsmodus * Alter 2011					-0,043 (0,029)	0,140
Slope						
2011 Flug ($L_{pAeq,22-06h}$)	-	-	-0,057 (0,014)	< 0,001	-0,040 (0,013)	0,003
2012 Flug ($L_{pAeq,22-06h}$)	-	-	0,025 (0,040)	0,521	0,030 (0,036)	0,402
2013 Flug ($L_{pAeq,22-06h}$)	-	-	0,012 (0,039)	0,757	-0,006 (0,034)	0,866
2011 Straße ($L_{pAeq,22-06h}$)					-0,002 (0,003)	0,526
2011 Schiene ($L_{pAeq,22-06h}$)					0,000 (0,003)	0,990
2011 Alter					-0,108 (0,028)	< 0,001
2011 Wohndauer					0,033 (0,022)	0,132
2011 Lärmempfindlichkeit					-0,087 (0,032)	0,006
2012 Lärmempfindlichkeit					0,019 (0,006)	0,002
2013 Lärmempfindlichkeit					-0,023 (0,012)	0,060
2011 Lärmbewältigungsvermögen					0,347 (0,036)	< 0,001
2012 Lärmbewältigungsvermögen					-0,099 (0,027)	< 0,001
2013 Lärmbewältigungsvermögen					-0,173 (0,031)	< 0,001
2011 Erwartungen					0,231 (0,039)	< 0,001
2012 Erwartungen					-0,077 (0,032)	0,016
2013 Erwartungen					-0,175 (0,035)	< 0,001
2011 Flugv. gefährlich					0,141 (0,033)	< 0,001
2012 Flugv. gefährlich					-0,064 (0,028)	< 0,001
2013 Flugv. gefährlich					-0,072 (0,029)	0,014
2012 Flugv. komfortabel					0,032 (0,020)	0,121
2013 Flugv. komfortabel					0,026 (0,022)	0,233
WW Befragungsmodus * Attribut "gefährlich" 2011					0,045 (0,026)	0,089
WW Befragungsmodus * Attribut "nützlich" 2011					0,025 (0,027)	0,351

Anmerkung. B = Regressionskoeffizient; SE = Standardfehler; p = Überschreitungswahrscheinlichkeit.

Veränderung in Abhängigkeit der Pegel ($L_{pAeq,22-06h}$ [dB] - Luftverkehr)

In Abbildung 10-11 ist die Veränderung für die Gruppe "Nacht-Fluglärmabnahme" differenziert für die Jahre 2011, 2012, 2013 in Abhängigkeit der Exposition ($L_{pAeq,22-06h}$ [dB]-Luftverkehr) dargestellt. Es sind ausschließlich adjustierte Werte dargestellt. Adjustierungen wurden um die Einflussgrößen vorgenommen, die in das finale LGCM eingingen, um alle Einflussgrößen der Veränderung zu berücksichtigen.

In der Gruppe der "Nacht-Fluglärmabnahme" zeigen sich für die erwarteten Werte der Jahre 2012 und 2013 fast identische Werte, so dass diese beiden Funktionen in der Grafik aufeinander liegen (zu sehen nur grün). Es zeigte sich eine Zunahme der Diskrepanz zwischen den erwarteten Werten des Jahres 2012 (schwarze Linie) und den eingetretenen Werten 2012 (rot gestrichelte Linie) im oberen Pegelbereich auf bis zu 0,35 Skalenpunkte, wohingegen im unteren Pegelbereich eine Angleichung der Diskrepanz auf 0,15 Skalenpunkte erfolgte.

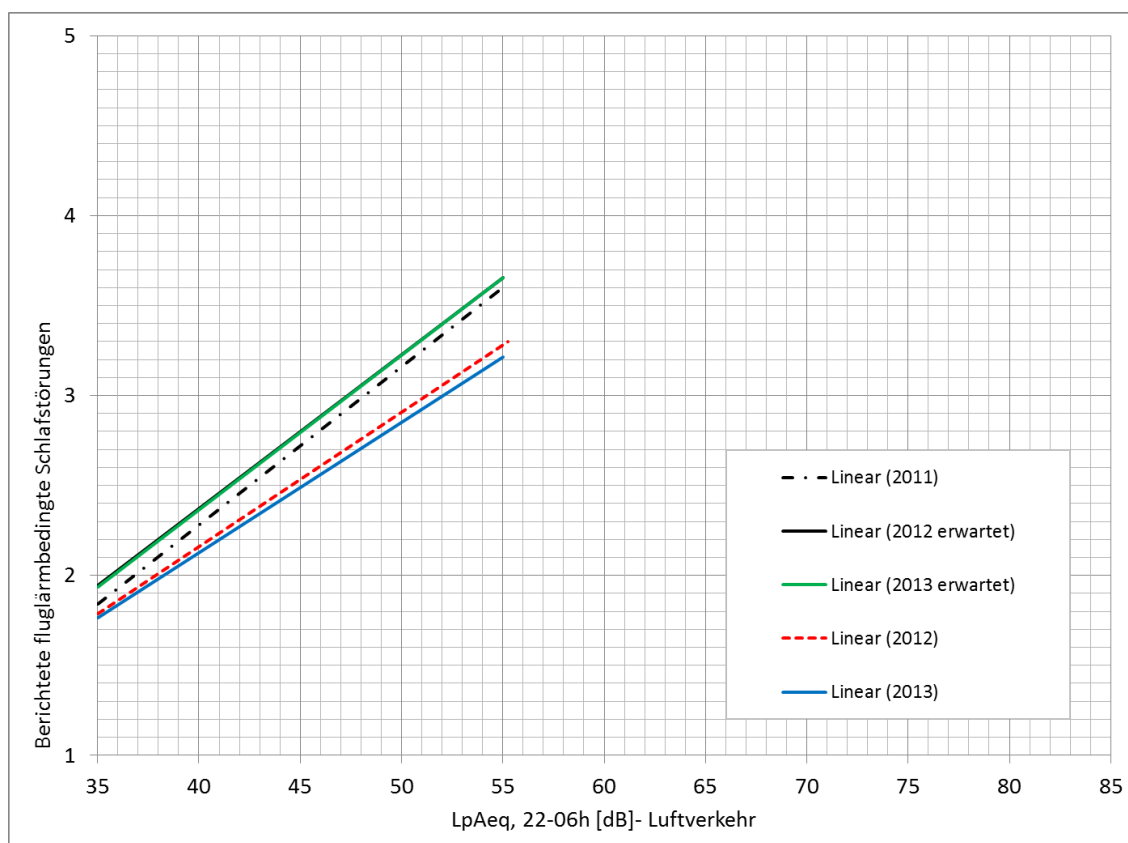


Abbildung 10-11. Expositions-Wirkungsbeziehungen zur berichteten fluglärmbedingten Schlafstörung für die Gruppe "Nacht-Fluglärmabnahme". Modellimplizierte Kurven der Fluglärmbelästigung in Abhängigkeit der Schätzer aus dem Jahr 2011. Erkennbar sind diese Kurven durch den Zusatz in Klammern (erwartet). Die anderen Kurven beziehen sich auf die Werte in den jeweiligen Jahren 2011, 2012 und 2013. Adjustierungen wurden für die Variablen vorgenommen, die in die finalen Wachstumskurvenmodelle (LGCM) eingingen.

Gruppe "Relative Nacht-Fluglärmstabilität" ($L_{pAeq,22-06h}$) zwischen 2011 und 2012

Kurzfassung:

- In der Gruppe "Relative Nacht-Fluglärmstabilität" wurde das finale Modell (Modell 4) mit einem kurvilinearen Anstieg modelliert.
- In der Gruppe "relative Nacht-Fluglärmstabilität" zeigte sich im Mittel eine Abnahme der "fluglärmbedingten Schlafstörungen". Die Stärke der Abnahme war nicht durch interindividuelle Variabilität gekennzeichnet.
- Das **Ausgangsniveau** der "berichteten fluglärmbedingten Schlafstörungen 2011" wird in der Gruppe "relative Nacht-Fluglärmstabilität" signifikant durch den Fluglärm ($L_{pAeq,22-06h}$) sowie weitere Co-Determinanten beeinflusst. Signifikante Prädiktoren sind unter anderem die "Lärmempfindlichkeit", das "Lärmbewältigungsvermögen", das "Wohneigentum" und die "Erwartungen an den künftigen Flugbetrieb" und die Einschätzung des Luftverkehr als "gefährlich". Höhere "Lärmempfindlichkeit", "Wohneigentum" und die Bewertung von Luftverkehr als "gefährlich" gehen einher mit höheren "Schlafstörungsurteilen", höheres "Lärmbewältigungsvermögen" und höhere (positiven) "Erwartungen zum Flugbetrieb" mit niedrigeren Schlafstörungswerten.
- Die Veränderung der "berichteten fluglärmbedingten Schlafstörungen" über die Zeit wird in der Gruppe "relative Nacht-Fluglärmstabilität" durch den Fluglärm ($L_{pAeq,22-06h}$) und weitere Co-Determinanten wie das "Alter", die "Lärmempfindlichkeit" und das "Lärmbewältigungsvermögen" beeinflusst.
- In Abbildung 10-12 ist die lineare Anpassung dargestellt, die eine leichte Abnahme in den Schlafstörungsurteilen zwischen 2011 bis 2013 zeigt.
- In der Gruppe "relative Nacht-Fluglärmstabilität" zeigte sich eine Zunahme der Diskrepanz zwischen den erwarteten Werten des Jahres 2012 und den eingetretenen Werten 2012 im oberen Pegelbereich auf bis zu 0,50 Skalenpunkte, wohingegen im unteren Pegelbereich eine Angleichung der Diskrepanz auf 0,10 Skalenpunkte erfolgte (siehe Abbildung 10-13).

In der Gruppe "Relative Nacht-Fluglärmstabilität" wurde das finale Modell (Modell 4) mit einem kurvilinearen Anstieg modelliert, obwohl bereits eine lineare Modellierung eine gute Anpassungsgüte ermöglichte (siehe Tabelle 10-17). Jedoch zeigte das Ergebnis eines Devianzentests, dass eine signifikante Verringerung der Diskrepanzfunktion durch eine kurvilineare Anpassung gegenüber einer linearen Anpassung erfolgen kann (Satorra-Bentler korrigierter $\Delta\chi^2 = 24,761$, $\Delta df = 1$, $p < 0,001$).

In der Gruppe "relative Nacht-Fluglärmstabilität" zeigte sich im Mittel ($M_{Slope} = -0,093$, $z = -4,240$, $p < 0,001$) eine Abnahme der "berichteten fluglärmbedingten Schlafstörungen". Die Stärke der Abnahme war nicht durch interindividuelle Variabilität gekennzeichnet

($Varianz_{Slope} = 0,016$, $z = 0,099$, $p = 0,921$). Signifikante interindividuelle Unterschiede zeigten sich auch nicht für den Ausgangswert "berichte fluglärmbedingte Schlafstörungen 2011" ($Varianz_{Intercept} = 0,338$, $z = 1,887$, $p = 0,059$). Desweiteren kovarierte das Ausgangsniveau der "berichteten fluglärmbedingte Schlafstörungen 2011" nicht signifikant mit der Veränderung über die Zeit ($cov\ Intercept/Slope = -0,376$, $z = -1,419$, $p = 0,156$).

Wie bereits beschrieben, wurde eine lineare Kurvenanpassung als geeignetste Anpassung an die Daten identifiziert. In Abbildung 10-12 ist die Veränderung der "berichteten fluglärmbedingten Schlafstörung" für die Gruppe "relative Nacht-Fluglärmstabilität" dargestellt und zusätzlich die im finalen Modell aufgenommene kurvilineare Veränderung. Die Schätzer des Fluglärms ($L_{pAeq,22-06h}$ 2011, 2012, 2013) wurden in Modell 4 (finales Modell) um die Einflüsse weiterer Co-Determinanten adjustiert. In Tabelle 10-18 ist erkennbar, dass eine Hinzunahme von Co-Determinanten die erklärte Varianz im Vergleich zu Modell 3 (Referenz für kurvilineare Veränderung) erhöhte. So konnte die erklärte Varianz für den latenten Intercept von 17,4 % auf 72 % gesteigert werden (latenter Intercept: $R^2_{Modell\ 3} = 0,174$ vs. $R^2_{Modell\ 4} = 0,720$).

Das finale adjustierte Modell hat einen akzeptablen Fit [$\chi^2 = 151,059$, $df = 44$, $p < 0,001$; $CFI = 0,979$; $RMSEA = 0,037$ (90 % $CI = 0,030/0,043$); $SRMR = 0,008$]. Das Ausgangsniveau der "berichteten fluglärmbedingten Schlafstörungen 2011" (latenter Intercept) wird in der Gruppe "relative Nacht-Fluglärmstabilität" signifikant durch den Fluglärm ($L_{pAeq,22-06h}$) sowie weitere Co-Determinanten beeinflusst. Signifikante Prädiktoren sind unter anderem die "Lärmempfindlichkeit", das "Lärbewältigungsvermögen", der "Wohnbesitz" und die "Erwartungen an den künftigen Flugbetrieb". In Tabelle 10-19 sind die Ergebnisse der korrespondierenden statistischen Prüfgrößen der unstandardisierten Schätzer für die Fluglärmpegel und Co-Determinanten dargestellt. Die Veränderung der "berichteten fluglärmbedingte Schlafstörungen" über die Zeit (latenter Slope) wird in der Gruppe "relative Nacht-Fluglärmstabilität" durch den Fluglärm ($L_{pAeq,22-06h}$) und weitere Co-Determinanten wie das "Alter", die "Lärmempfindlichkeit" und das "Lärbewältigungsvermögen" beeinflusst (Tabelle 10-19).

Tabelle 10-17. Gruppe "relative Nacht-Fluglärmstabilität": Modellfit der LGCM Modelle "berichtete fluglärmbedingte Schlafstörungen"

	χ^2	df	p	CFI	$RMSEA$ (90% CI)	$SRMR$	AIC	N
1. Modell	54,417	4	< 0,001	0,975	0,077 (0,060 - 0,096)	0,034	17.319,552	2.128
2. Modell	45,651	6	< 0,001	0,987	0,056 (0,041 - 0,071)	0,017	16.963,491	2.128
3. Modell	20,890	5	< 0,001	0,995	0,039 (0,022 - 0,056)	0,009	16.938,542	2.128
4. Modell	151,059	44	< 0,001	0,979	0,037 (0,030 - 0,043)	0,008	12.911,764	1.808

Anmerkung. Modell 1 = Basismodell (keine Veränderung); Modell 2 (lineares fluglärmadjustiertes Modell); Modell 3 (kurvilineares fluglärmadjustiertes Modell); Modell 4 finales Modell (hier kurvilinear mit Adjustierung um Co-Determinanten). Chi-Quadrat-Test (χ^2); df : degrees of freedom; CFI : comparative fit index; $RMSEA$: root mean square error of approximation; CI = confidence interval; $SRMR$: standardized root mean square residual values; AIC : Akaike information criterion.

Tabelle 10-18. Gruppe "relative Nacht-Fluglärmstabilität": aufgeklärte Varianz (R^2)

	Modell 1	Modell 2	Modell 3	Modell 4
Fluglärmbedingte Schlafstörung R^2 2011	0,620	0,675	0,714	0,685
Fluglärmbedingte Schlafstörung R^2 2012	0,763	0,743	0,753	0,747
Fluglärmbedingte Schlafstörung R^2 2013	0,784	0,836	0,805	0,788
R^2 latenter Intercept	-	0,160	0,174	0,720
R^2 latenter Slope	-	0,224	0,251	0,915

Anmerkung. In den Spalten ist separat für jedes Modell die erklärte Varianz (R^2) angegeben.

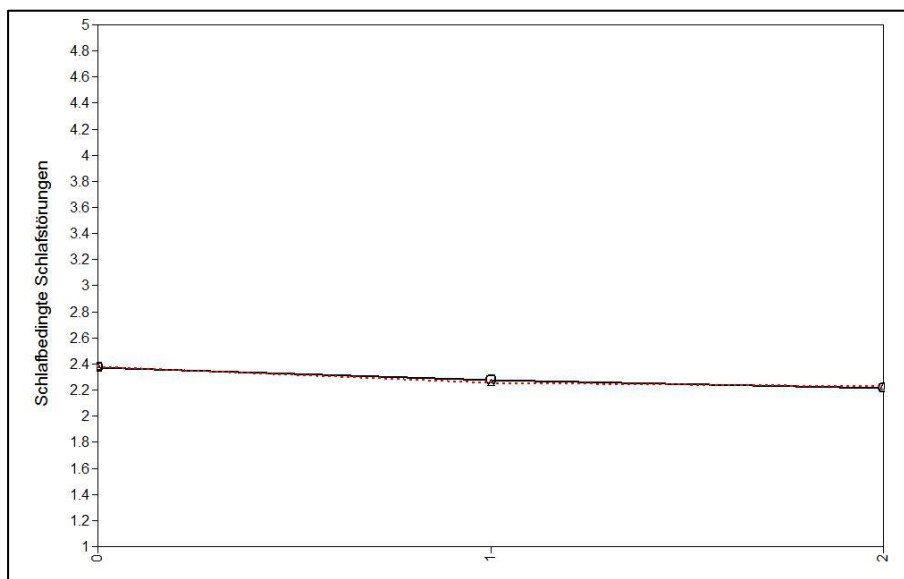


Abbildung 10-12. Finales adjustiertes lineares Schätzmodell (4) mit drei Messzeitpunkten (Ausgangswert 0 = 2011, 1 = 2012, 2 = 2013) und mittlere beobachtete (schwarz) und mittlere modellimplizierte (rot gestrichelt) Wachstumskurve. Berichtete Fluglärmbedingte Schlafstörung (Indexwert).

Tabelle 10-19. Gruppe "relative Nacht-Fluglärmstabilität": unstandardisierte Schätzer der "berichtete fluglärmbedingten Schlafstörung"

	Modell (2) linear		Modell (3) kurvilinear		Finales adjustiertes Modell (4)	
	B (SE)	p	B (SE)	p	B (SE)	p
Intercept						
2011 Flug ($L_{pAeq,22-06h}$)	0,071 (0,004)	< 0,001	0,077 (0,004)	< 0,001	0,060 (0,005)	< 0,001
2011 Straße ($L_{pAeq,22-06h}$)					-0,002 (0,003)	0,592
2011 Schiene ($L_{pAeq,22-06h}$)					-0,007 (0,003)	0,012
2011 Alter					-0,029 (0,021)	0,165
2011 Alter ²					-0,048 (0,012)	< 0,001
Geschlecht					0,016 (0,017)	0,351
Migration					-0,054 (0,015)	0,001
2011 Befragungsmodus					-0,037 (0,024)	0,117
2011 Lärmempfindlichkeit					0,079 (0,025)	0,002
2011 Eigentümer Wohnen					0,053 (0,017)	0,002
2011 Lärbewältigungsvermögen					-0,460 (0,028)	< 0,001
2011 Erwartungen					-0,267 (0,031)	< 0,001
2011 Flugv. gefährlich					-0,191 (0,037)	< 0,001
2011 Flugv. nützlich					0,040 (0,018)	0,030
2011 Flugv. umweltsch.					-0,033 (0,018)	0,060
WW Befragungsmodus * Alter 2011					-0,047 (0,028)	0,097
Slope						
2011 Flug ($L_{pAeq,22-06h}$)	-0,069 (0,009)	< 0,001	-0,123 (0,018)	< 0,001	-0,080 (0,015)	< 0,001
2012 Flug ($L_{pAeq,22-06h}$)	0,016 (0,019)	0,399	0,035 (0,030)	0,248	0,013 (0,028)	0,637
2013 Flug ($L_{pAeq,22-06h}$)	0,046 (0,016)	0,005	0,073 (0,026)	0,005	0,045 (0,024)	0,059
2011 Straße ($L_{pAeq,22-06h}$)					-0,003 (0,002)	0,176
2011 Schiene ($L_{pAeq,22-06h}$)					0,002 (0,002)	0,359
2011 Alter					-0,046 (0,019)	0,013
2011 Lärmempfindlichkeit					-0,071 (0,021)	0,001
2012 Lärmempfindlichkeit					-0,007 (0,009)	0,459
2013 Lärmempfindlichkeit					0,033 (0,009)	< 0,001
2011 Lärbewältigungsvermögen					0,342 (0,026)	< 0,001
2012 Lärbewältigungsvermögen					-0,147 (0,021)	< 0,001
2013 Lärbewältigungsvermögen					-0,188 (0,020)	< 0,001
2011 Erwartungen					0,169 (0,028)	< 0,001
2012 Erwartungen					-0,068 (0,028)	0,016
2013 Erwartungen					-0,106 (0,027)	< 0,001
2011 Flugv. gefährlich					0,151 (0,026)	< 0,001
2012 Flugv. gefährlich					-0,109 (0,020)	< 0,001
2013 Flugv. gefährlich					-0,083 (0,020)	< 0,001
WW Befragungsmodus * Attribut "gefährlich" 2011					-0,046 (0,029)	0,110

Anmerkung. B = Regressionskoeffizient; SE = Standardfehler; p = Überschreitungswahrscheinlichkeit.

Veränderung in Abhängigkeit der Pegel ($L_{pAeq,22-06h}$ [dB] - Luftverkehr)

In Abbildung 10-13 ist die Veränderung für die Gruppe "relative Nacht-Fluglärmstabilität" differenziert für die Jahre 2011, 2012, 2013 in Abhängigkeit der Exposition ($L_{pAeq,22-06h}$ [dB]-Luftverkehr) dargestellt. Es sind ausschließlich adjustierte Werte dargestellt. Adjustierungen wurden um die Einflussgrößen vorgenommen, die in das finale LGCM eingehen, um alle Einflussgrößen der Veränderung zu berücksichtigen.

In der Gruppe "relative Nacht-Fluglärmstabilität" zeigen sich für die erwarteten Werte der Jahre 2012 und 2013 fast identische Werte, so dass diese beiden Funktionen in der Grafik aufeinander liegen (zu sehen nur grün). Es zeigte sich eine Zunahme der Diskrepanz zwischen den erwarteten Werten des Jahres 2012 (schwarze Linie) und den eingetretenen Werten 2012 (rot gestrichelte Linie) im oberen Pegelbereich auf bis zu 0,50 Skalenpunkte, wohingegen im unteren Pegelbereich eine Angleichung der Diskrepanz auf 0,10 Skalenpunkte erfolgte.

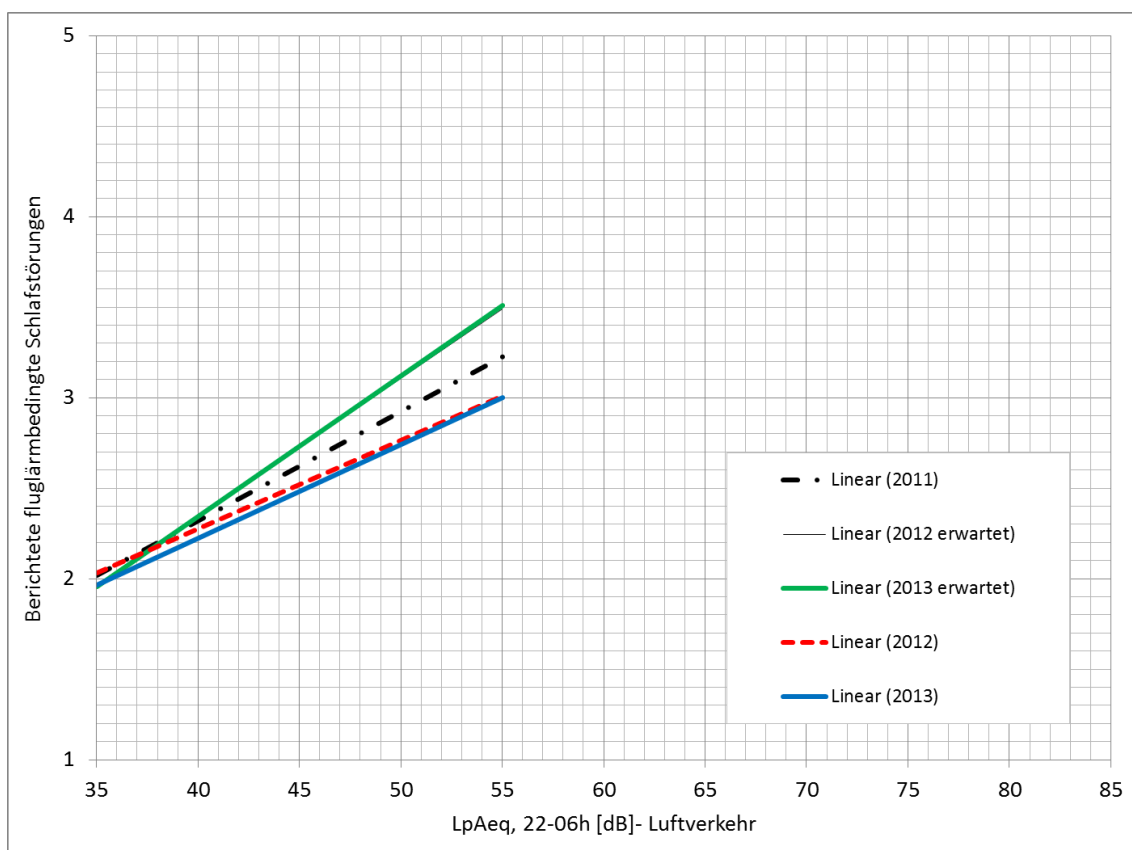


Abbildung 10-13. Expositions-Wirkungsbeziehungen zur berichteten fluglärmbedingten Schlafstörung für die Gruppe "relative Nacht-Fluglärmstabilität". Modellimplizierte Kurven der Fluglärmbelastigung in Abhängigkeit der Schätzer aus dem Jahr 2011. Erkennbar sind diese Kurven durch den Zusatz in Klammern (erwartet). Die anderen Kurven beziehen sich auf die Werte in den jeweiligen Jahren 2011, 2012 und 2013. Adjustierungen wurden für die Variablen vorgenommen, die in die finalen Wachstumskurvenmodelle (LGCM) eingehen.

Gruppe "Nacht-Fluglärmzunahme" ($L_{pAeq,22-06h}$) zwischen 2011/2012

Kurzfassung:

- In der Gruppe "Nacht-Fluglärmzunahme": ($L_{pAeq,22-06h} > 2$ dB) wurde das finale Modell (Modell 4) mit einem kurvilinearen Anstieg modelliert (Abbildung 10-14).
- Es konnte keine **Veränderung** der "berichteten fluglärmbedingten Schlafstörungen" statistisch abgesichert werden. Ein Grund könnte die relativ kleine Teilstichprobengröße in dieser Gruppe sein ($N = 222$ bis 258). Es lag keine bedeutsame Variabilität in der Stärke der Veränderung zwischen den Teilnehmenden vor. Statistisch bedeutsame interindividuelle Unterschiede waren jedoch für den Ausgangswert der "berichteten fluglärmbedingten Schlafstörungen 2011" gegeben. Das Ausgangsniveau der "berichteten fluglärmbedingten Schlafstörungen 2011" kovariiert nicht signifikant mit der Veränderung über die Zeit, so dass es keinen signifikanten Einfluss des Ausgangsniveaus der "berichteten fluglärmbedingten Schlafstörungen 2011" auf die Stärke der Veränderung gibt.
- Das **Ausgangsniveau** der "berichteten fluglärmbedingten Schlafstörungen 2011" wird in der Gruppe "Nacht-Fluglärmzunahme" signifikant durch den Fluglärm ($L_{pAeq,22-06h}$) zum ersten Zeitpunkt (2011) sowie durch die Co-Determinanten "Wohneigentum", "Lärbewältigungsvermögen" und "Erwartungen an den künftigen Flugbetrieb" beeinflusst.
- In der Gruppe der "Nacht-Fluglärmzunahme" zeigte sich eine Zunahme der Diskrepanz zwischen den erwarteten Werten des Jahres 2012 und den eingetretenen Werten 2012 im unteren Pegelbereich auf bis zu 0,30 Skalenpunkte. Dabei waren die eingetretenen Werte höher als die erwarteten Werte. Dagegen zeigten sich in den oberen Pegelbereichen niedrigere eingetretene Werte im Vergleich zu den erwarteten Werten. Die Diskrepanz lag bei bis zu 0,50 Skalenpunkten.

In der Gruppe "Nacht-Fluglärmzunahme": ($L_{pAeq,22-06h} > 2$ dB) wurde das finale Modell (Modell 4) mit einem kurvilinearen Anstieg modelliert, da sich in einem Devianzentests zeigte, dass eine signifikante Verringerung der Diskrepanzfunktion durch eine kurvilineare Anpassung gegenüber einer linearen Anpassung erfolgen kann (Satorra-Bentler korrigierter $\Delta\chi^2 = 36,870$, $\Delta df = 1$, $p < 0,001$).

In der Gruppe "Nacht-Fluglärmzunahme" ($L_{pAeq,22-06h} > 2$ dB), zeigte sich im Mittel ($M_{Slope} = -0,555$, $z = -1,100$, $p = 0,267$) keine signifikante Zunahme der "berichteten fluglärmbedingten Schlafstörungen". Es lag keine bedeutsame Variabilität in der Stärke der Veränderung zwischen den Teilnehmenden vor ($Varianz_{Slope} = 0,357$, $z = 1,500$, $p = 0,134$). Statistisch bedeutsame interindividuelle Unterschiede waren jedoch für den Ausgangswert "berichtete fluglärmbedingte Schlafstörungen 2011" gegeben ($Varianz_{Intercept} = 0,588$, $z = 1,979$, $p = 0,048$). Das Ausgangsniveau der "berichteten fluglärmbedingten Schlafstörungen

2011" kovariert nicht signifikant mit der Veränderung über die Zeit (Kovarianz = -0,376, $z = -1,419$, $p = 0,156$), so dass es keinen signifikanten Einfluss des Ausgangsniveaus der "berichteten fluglärmbedingten Schlafstörungen 2011" auf die Stärke der Veränderung gibt.

In Abbildung 10-14 ist die kurvilineare Veränderung und die für die statistischen Schätzungen verwendete Kurvenanpassung (Modell 4) dargestellt. Die Schätzer des Fluglärms ($L_{pAeq,22-06h}$ 2011, 2012, 2013) wurden in Modell 4 (finales Modell) um die Einflüsse weiterer Co-Determinanten adjustiert. In Tabelle 10-21 ist erkennbar, dass eine Hinzunahme von Co-Determinanten die erklärte Varianz im Vergleich zu Modell 3 (Referenz kurvilineare Veränderung) verbesserte. So erhöhte sich z.B. die erklärte Varianz für den latenten Intercept von 9,2 % auf 59,8 % (latenter Intercept: $R^2_{\text{Modell 3}} = 0,092$ vs. $R^2_{\text{Modell 4}} = 0,598$). Der AIC-Wert signalisierte ebenfalls eine substantielle Verbesserung durch Aufnahme der Co-Determinanten, da der AIC-Wert von 2.241,310 (Modell 3) auf einen AIC-Wert von 1.666,793 für Modell 4 sinkt (siehe Tabelle 10-21).

Das finale adjustierte Modell hat einen guten Fit [$\chi^2 = 70,176$, $df = 39$, $p = 0,002$; $CFI = 0,951$; $RMSEA = 0,060$ (90 % $CI = 0,037/0,082$); $SRMR = 0,013$]. Das Ausgangsniveau der "berichteten fluglärmbedingten Schlafstörungen 2011" wird in der Gruppe "Nacht-Fluglärmzunahme" signifikant durch den Fluglärm ($L_{pAeq,22-06h}$) zum ersten Zeitpunkt (2011) sowie die Co-Determinanten "Wohneigentum", "Lärmbewältigungsvermögen" und "Erwartungen an den künftigen Flugbetrieb" beeinflusst (siehe Tabelle 10-20).

Da die Veränderung der "berichteten fluglärmbedingten Schlafstörungen" statistisch nicht abgesichert werden konnte wird auf das berichten etwaiger bedeutsamer Prädiktoren an dieser Stelle verzichtet. In Tabelle 10-22 sind die Ergebnisse der korrespondierenden statistischen Prüfgrößen der unstandardisierten Schätzer für den Fluglärm ($L_{pAeq,22-06h}$) und die Co-Determinanten dargestellt.

Tabelle 10-20. Gruppe "Nacht-Fluglärmzunahme": Modellfit der LGCM Modelle "berichtete fluglärmbedingte Schlafstörungen"

	χ^2	df	p	CFI	$RMSEA$ (90% CI)	$SRMR$	AIC	N
1. Modell	67,049	4	< 0,001	0,723	0,247 (0,197 - 0,301)	0,101	2.320,472	258
2. Modell	54,202	6	< 0,001	0,869	0,176 (0,135 - 0,221)	0,054	2.273,527	258
3. Modell	16,150	5	0,006	0,970	0,093 (0,045 - 0,145)	0,024	2.241,310	258
4. Modell	70,176	39	0,002	0,951	0,060 (0,037 - 0,082)	0,013	1.666,793	222

Anmerkung. Modell 1 = Basismodell (keine Veränderung); Modell 2 (lineares fluglärmadjustiertes Modell); Modell 3 (kurvilineares fluglärmadjustiertes Modell); Modell 4 finales Modell (hier kurvilinear mit Adjustierung um Co-Determinanten). Chi-Quadrat-Test (χ^2); df : degrees of freedom; CFI : comparative fit index; $RMSEA$: root mean square error of approximation; CI = confidence interval; $SRMR$: standardized root mean square residual values; AIC : Akaike information criterion.

Tabelle 10-21. "Nacht-Fluglärmzunahme": aufgeklärte Varianz (R^2); "berichtete fluglärmbedingte

Schlafstörungen"

	Modell 1	Modell 2	Modell 3	Modell 4
Fluglärmbedingte Schlafstörung R^2 2011	0,528	0,645	0,844	0,899
Fluglärmbedingte Schlafstörung R^2 2012	0,727	0,653	0,720	0,692
Fluglärmbedingte Schlafstörung R^2 2013	0,707	0,888	0,756	0,762
R^2 latenter Intercept	-	0,111	0,092	0,598
R^2 latenter Slope	-	0,040	0,055	0,459

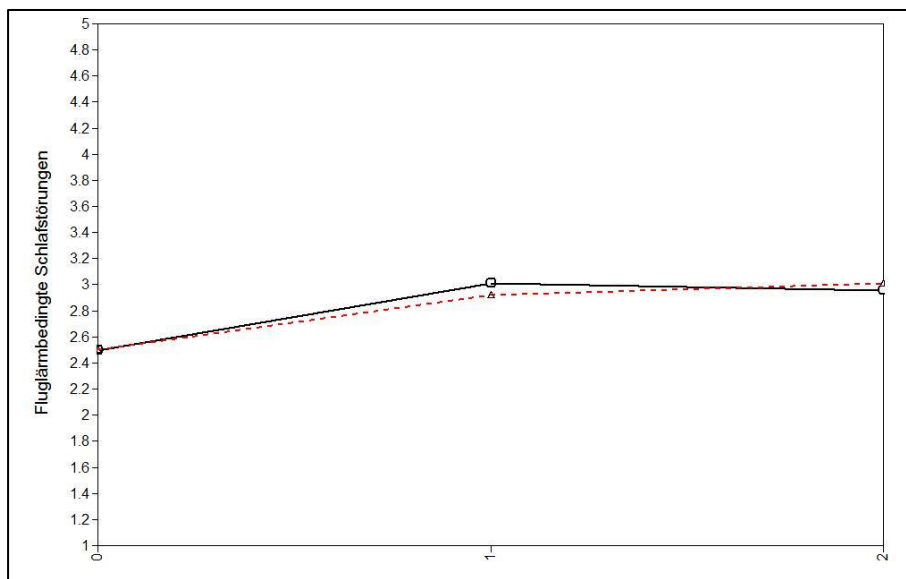


Abbildung 10-14. Finales adjustiertes kurvilineares Schätzmodell (4) mit drei Messzeitpunkten (Ausgangswert 0 = 2011, 1 = 2012, 2 = 2013) und mittlere beobachtete (schwarz) und mittlere modellimplizierte (rot gestrichelt) Wachstumskurve. Berichtete Fluglärmbedingte Schlafstörungen (Indexwert).

Tabelle 10-22. Gruppe "Nacht-Fluglärmzunahme": unstandardisierte Schätzer der "berichtete fluglärmbedingten Schlafstörung"

	Modell (2) linear		Modell (3) kurvilinear		Finales adjustiertes Modell (4)	
	B (SE)	p	B (SE)	p	B (SE)	p
Intercept						
2011 Flug ($L_{pAeq, 22-06h}$)	0,071 (0,004)	< 0,001	0,077 (0,004)	< 0,001	0,064 (0,017)	< 0,001
2011 Straße ($L_{pAeq, 22-06h}$)					-0,007 (0,008)	0,405
2011 Schiene ($L_{pAeq, 22-06h}$)					-0,018 (0,009)	0,052
Geschlecht					0,087 (0,046)	0,058
2011 Eigentümer (Wohnen)					0,132 (0,062)	0,034
2011 Wohndauer					0,098 (0,054)	0,067
2011 Befragungsmodus					-0,062 (0,036)	0,087
2011 Lärmempfindlichkeit					0,111 (0,070)	0,115
2011 Lärbewältigungsvermögen					-0,440 (0,084)	< 0,001
2011 Erwartungen					-0,319 (0,076)	< 0,001
2011 Flugv. gefährlich					-0,139 (0,078)	0,075
Slope						
2011 Flug ($L_{pAeq, 22-06h}$)	- 0,069 (0,009)	< 0,001	-0,123 (0,018)	< 0,001	-0,062(0,029)	0,032
2012 Flug ($L_{pAeq, 22-06h}$)	0,399 (0,016)	0,844	0,035 (0,030)	0,248	-0,049 (0,080)	0,536
2013 Flug ($L_{pAeq, 22-06h}$)	0,005 (0,046)	2,779	0,073 (0,026)	0,005	0,068 (0,075)	0,365
2011 Straße ($L_{pAeq, 22-06h}$)					0,009 (0,008)	0,261
2011 Schiene ($L_{pAeq, 22-06h}$)					0,006 (0,008)	0,454
2011 Alter					-0,135 (0,041)	0,001
2011 Eigentümer (Wohnen)					-0,099 (0,061)	0,106
2011 SWI					0,085 (0,037)	0,021
2011 Lärmempfindlichkeit					-0,092 (0,067)	0,169
2012 Lärmempfindlichkeit					0,014 (0,014)	0,305
2013 Lärmempfindlichkeit					0,004 (0,007)	0,607
2011 Lärbewältigungsvermögen					0,403 (0,079)	< 0,001
2012 Lärbewältigungsvermögen					-0,203 (0,075)	0,007
2013 Lärbewältigungsvermögen					-0,328 (0,057)	< 0,001
2011 Erwartungen					0,274 (0,076)	< 0,001
2012 Erwartungen					-0,166 (0,070)	0,018
2013 Erwartungen					-0,079 (0,078)	0,309
2011 Flugv. gefährlich					0,131 (0,074)	0,079
2012 Flugv. gefährlich					-0,057 (0,052)	0,278
2013 Flugv. gefährlich					-0,133 (0,053)	0,012
WW Befragungsmodus * Attribut "gefährlich" 2011					-0,046 (0,029)	0,110

Anmerkung. B = Regressionskoeffizient; SE = Standardfehler; p = Überschreitungswahrscheinlichkeit.

Veränderung in Abhängigkeit der Pegel ($L_{pAeq,22-06h}$ [dB] - Luftverkehr)

In Abbildung 10-15 ist die Veränderung für die Gruppe "Nacht-Fluglärmzunahme" differenziert für die Jahre 2011, 2012, 2013 in Abhängigkeit der Exposition ($L_{pAeq,22-06h}$ [dB]-Luftverkehr) dargestellt. Es sind ausschließlich adjustierte Werte dargestellt. Adjustierungen wurden um die Einflussgrößen vorgenommen die in das finale LGCM eingehen, um alle Einflussgrößen der Veränderung zu berücksichtigen.

In der Gruppe der "Nacht-Fluglärmzunahme" zeigte sich eine Zunahme der Diskrepanz zwischen den erwarteten Werten des Jahres 2012 (schwarze Linie) und den eingetretenen Werten 2012 (rot gestrichelte Linie) im unteren Pegelbereich auf bis zu 0,30 Skaleneinheiten. Dabei waren die eingetretenen Werte höher als die erwarteten Werte. Dagegen zeigten sich in den oberen Pegelbereichen niedrigere eingetretene Werte im Vergleich zu den erwarteten Werten. Die Diskrepanz lag bei bis zu 0,50 Skaleneinheiten.

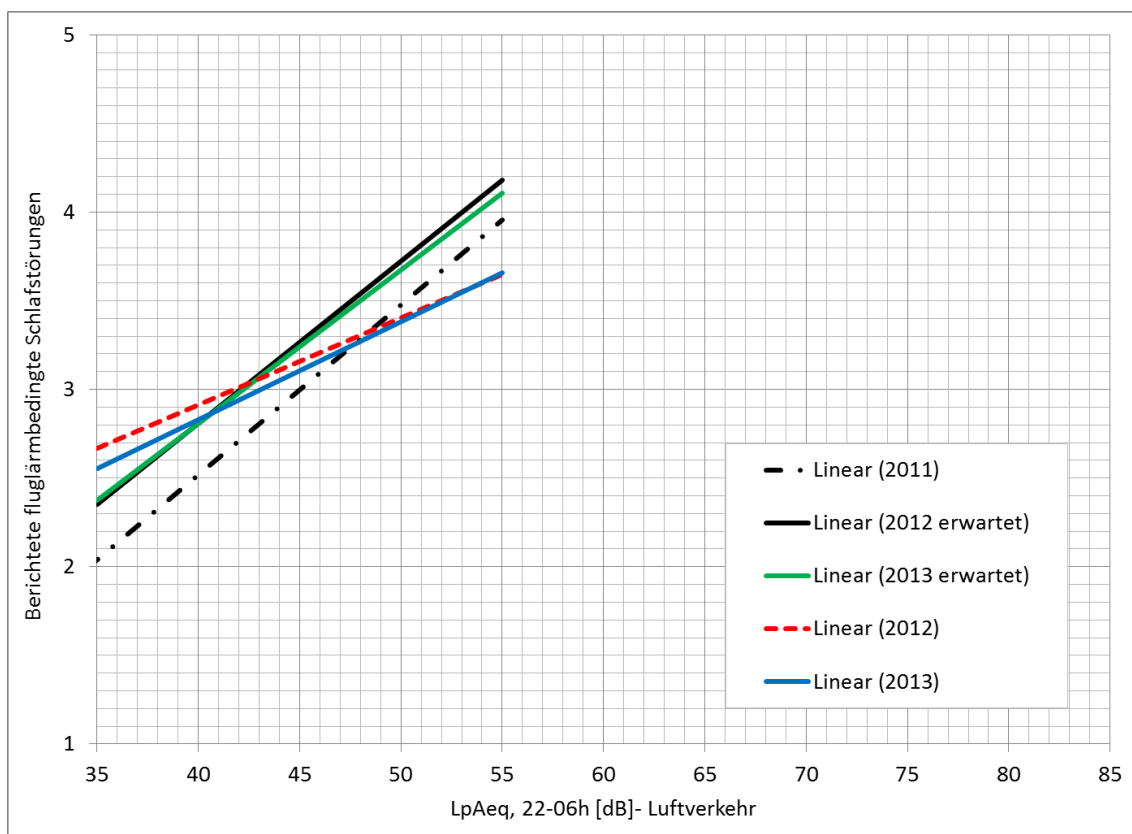


Abbildung 10-15. Expositions-Wirkungsbeziehungen zur berichteten fluglärmbedingten Schlafstörung für die Gruppe "Nacht-Fluglärmzunahme". Modellimplizierte Kurven der Fluglärmbelastung in Abhängigkeit der Schätzer aus dem Jahr 2011. Erkennbar sind diese Kurven durch den Zusatz in Klammern (erwartet). Die anderen Kurven beziehen sich auf die Werte in den jeweiligen Jahren 2011, 2012 und 2013. Adjustierungen wurden für die Variablen vorgenommen, die in die finalen Wachstumskurvenmodelle (LGCM) eingehen.

10.4 Veränderungseffekte in der gesundheitsbezogenen Lebensqualität - "psychische Lebensqualität" (SF8 MCS)

In die Schätzmodelle ging der standardisierte Score "psychische Lebensqualität" ein. Dieser wurde operationalisiert durch die Items des "SF8 MCS". Der 24-Stunden-Fluglärmpegel ($L_{pAeq,24h}$) ging als Expositionsmaß ein. Es wurde eine stratifizierte Auswertung in Bezug auf den 24-Stunden-Mittelungspegel ($L_{pAeq,24h}$) für folgende drei Gruppen vorgenommen:

- Gruppe 1: "Fluglärmreduktion" um mehr als 2 dB $L_{pAeq,24h}$
- Gruppe 2: "Fluglärmstabilität" $< +/- 2$ dB $L_{pAeq,24h}$
- Gruppe 3: "Fluglärmzunahme" um mehr als 2 dB $L_{pAeq,24h}$

In das finale adjustierte Modell (Modell 4) gingen, um ein "Überfitten" zu vermeiden, nur die Co-Determinanten ein, die zuvor im Rahmen der Modellierung mindestens einen p -Wert $< 0,2$ aufwiesen. Aufgrund sehr starker Korrelationen einzelner Variablen zwischen den drei Messzeitpunkten (z.B. Alter, Wohndauer), wurden diese Variablen nur für den ersten Messzeitpunkt in das Schätzmodell aufgenommen. Bei den berichteten Schätzern handelt es sich wie bei den vorangegangenen Auswertungen um die unstandardisierten Schätzer.

Gruppe "Fluglärmreduktion" ($L_{pAeq,24h}$): "Psychische Lebensqualität" (SF8 MCS)

Kurzfassung:

- In der Gruppe der Panelteilnehmenden, bei denen eine Reduktion der Fluglärmexposition ($L_{pAeq,24h} > 2$ dB) zwischen 2011 und 2012 erfolgte, wurde das finale Modell (Modell 4) mit einem linearen Anstieg modelliert, da eine kurvilineare Modellierung (Modell 3) zu fehlerhaften Schätzungen der Prüfgrößen führte und die lineare Modellierung einen angemessenen Fit an die Daten ermöglicht (siehe Tabelle 10-23).
- In dieser Gruppe zeigt sich im Mittel eine Zunahme der "psychischen Lebensqualität", ohne dass es darin eine statistisch bedeutsame Variabilität in der Stärke der Veränderung zwischen den Teilnehmenden gab. Statistisch bedeutsame interindividuelle Unterschiede waren für den Ausgangswert "psychische Lebensqualität" gegeben. Das Ausgangsniveau der "psychischen Lebensqualität" kovariiert allerdings nicht signifikant mit der Veränderung über die Zeit. Das bedeutet, dass das Ausgangsniveau der "psychischen Lebensqualität" die Stärke der Veränderung nicht signifikant beeinflusst.
- Das **Ausgangsniveau** der "psychischen Lebensqualität" 2011 wird in der Gruppe "Fluglärmreduktion" nicht durch den Fluglärm ($L_{pAeq,24h}$) zum ersten Zeitpunkt (2011) beeinflusst, jedoch durch Co-Determinanten wie z.B. das "Geschlecht", die "Lärmempfindlichkeit", den "sozioökonomischen Status" (SWI) und die "Fluglärmbelastigung".
- Die **Veränderung** der "psychischen Lebensqualität" wird in der Gruppe "Fluglärmreduktion" nur durch die Co-Determinante "Fluglärmbelastigung 2011" beeinflusst.

In der Gruppe der Panelteilnehmenden, bei denen eine Reduktion der Fluglärmexposition ($L_{pAeq,24h} > 2$ dB) zwischen 2011 und 2012 erfolgte, wurde das finale Modell (Modell 4) mit einem linearen Anstieg modelliert, da eine kurvilineare Modellierung (Modell 3) zu fehlerhaften Schätzungen der Prüfgrößen führte.

In der Gruppe "Fluglärmreduktion" ($L_{pAeq,24h} > 2$ dB), zeigte sich im Mittel ($M_{Slope} = 0,763$, $z = 3,640$, $p < 0,001$) eine Zunahme der "psychischen Lebensqualität", ohne dass es darin eine statistisch bedeutsame Variabilität in der Stärke der Veränderung zwischen den Teilnehmenden gab (Varianz_{Slope} = 5,396, $z = 1,463$, $p = 0,143$). Statistisch bedeutsame interindividuelle Unterschiede waren für den Ausgangswert "psychischen Lebensqualität" gegeben (Varianz_{Intercept} = 39,657, $z = 5,119$, $p < 0,001$). Das Ausgangsniveau der "psychischen Lebensqualität" kovariiert nicht signifikant mit der Veränderung über die Zeit (Kovarianz = -6,941, $z = -1,585$, $p = 0,113$). Das bedeutet, dass das Ausgangsniveau der "psychischen Lebensqualität" die Stärke der Veränderung nicht signifikant beeinflusst.

In Abbildung 10-16 ist die für die statistischen Schätzungen verwendete lineare Kurvenanpassung (Modell 4) dargestellt. Die Schätzer des Fluglärms ($L_{pAeq,24h}$ 2011, 2012, 2013) wurden in Modell 4 (finales Modell) um die Einflüsse weiterer Co-Determinanten adjustiert. In Tabelle 10-24 ist erkennbar, dass eine Hinzunahme von Co-Determinanten die erklärte Varianz im Vergleich zu Modell 2 (Referenz lineare Veränderung) verbesserte. So erhöhte sich z.B. die erklärte Varianz für den latenten Intercept von 3 % auf 24,2 % (latenter Intercept: $R^2_{\text{Modell 2}} = 0,030$ vs. $R^2_{\text{Modell 4}} = 0,242$). Der AIC-Wert signalisierte ebenfalls eine substantielle Verbesserung durch Aufnahme der Co-Determinanten, da der AIC-Wert von 10.873,381 (Modell 2) auf einen AIC-Wert von 10.667,840 für Modell 4 sinkt (siehe Tabelle 10-23).

Das finale adjustierte Modell hat einen akzeptablen Fit [$\chi^2 = 61,162$, $df = 26$, $p < 0,001$; $CFI = 0,926$; $RMSEA = 0,051$ (90 % $CI = 0,035/0,068$); $SRMR = 0,017$]. Das Ausgangsniveau der "psychischen Lebensqualität" 2011" wird in der Gruppe "Fluglärmreduktion" nicht durch den Fluglärm ($L_{pAeq,24h}$) zum ersten Zeitpunkt (2011) beeinflusst, jedoch durch Co-Determinanten wie z.B. das "Geschlecht", die "Lärmempfindlichkeit" und den "sozioökonomischen Status SWI". Weitere bedeutsame Co-Determinanten sind in Tabelle 10-25 aufgeführt.

Die Veränderung der "psychischen Lebensqualität" wird in der Gruppe "Fluglärmreduktion" nur durch die Co-Determinante "Fluglärmbelastigung 2011" beeinflusst. In Tabelle 10-25 sind die Ergebnisse der korrespondierenden statistischen Prüfgrößen der unstandardisierten Schätzer für den Fluglärm ($L_{pAeq,24h}$) und die Co-Determinanten dargestellt.

Tabelle 10-23. Gruppe "Fluglärmreduktion": Modellfit der LGCM Modelle "psychische Lebensqualität"

	χ^2	df	p	CFI	$RMSEA$ (90% CI)	$SRMR$	AIC	N
1. Modell	16,973	4	0,002	0,933	0,079 (0,043 - 0,120)	0,088	10.889,969	517
2. Modell	8,535	6	0,202	0,991	0,029 (0,000 - 0,068)	0,014	10.873,381	517
3. Modell	-	-	-	-	-	-	-	-
4. Modell	61,162	26	< 0,001	0,926	0,051 (0,035 - 0,068)	0,017	10.667,840	511

Anmerkung. Modell 1 = Basismodell (keine Veränderung); Modell 2 (lineares fluglärmadjustiertes Modell); Modell 3 (kurvilineares fluglärmadjustiertes Modell); Modell 4 finales Modell (hier linear mit Adjustierung um Co-Determinanten). Chi-Quadrat-Test (χ^2); df : degrees of freedom; CFI : comparative fit index; $RMSEA$: root mean square error of approximation; CI = confidence interval; $SRMR$: standardized root mean square residual values; AIC : Akaike information criterion.

Tabelle 10-24. "Nacht-Fluglärmreduktion": aufgeklärte Varianz (R^2); "psychische Lebensqualität"

	Modell 1	Modell 2	Modell 3	Modell 4
"psychische Lebensqualität" R^2 2011	0,426	0,568	-	0,587
"psychische Lebensqualität" R^2 2012	0,514	0,519	-	0,522
"psychische Lebensqualität" R^2 2013	0,505	0,565	-	0,561
R^2 latenter Intercept	-	0,030	-	0,242
R^2 latenter Slope	-	0,016	-	0,135

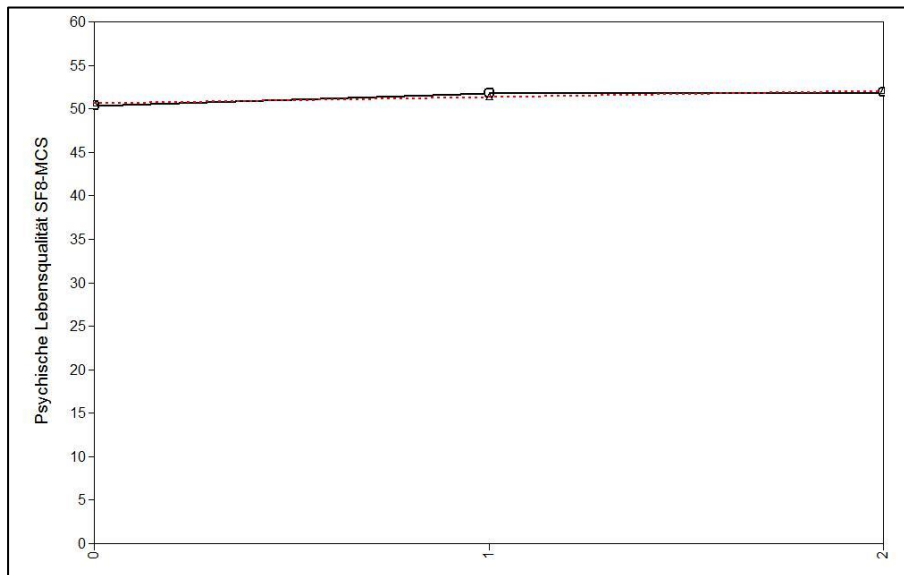


Abbildung 10-16. Finales adjustiertes lineares Schätzmodell (4) mit drei Messzeitpunkten (Ausgangswert 0 = 2011, 1 = 2012, 2 = 2013) und mittlere beobachtete (schwarz) und mittlere modellimplizierte (rot gestrichelt) Wachstumskurve. Psychische Lebensqualität erhoben mit dem SF8 (MCS).

Tabelle 10-25. Gruppe "Fluglärmreduktion": unstandardisierte Schätzer der "psychischen Lebensqualität" (SF8 MCS)

	Modell (2) linear		Modell (3) kurvilinear		Finales adjustiertes Modell (4)	
	B (SE)	p	B (SE)	p	B (SE)	p
Intercept						
2011 Flug ($L_{pAeq,24h}$)	-0,166 (0,053)	0,002	-	-	-0,032 (0,075)	0,671
2011 Straße ($L_{pAeq,24h}$)					0,024 (0,047)	0,614
2011 Schiene ($L_{pAeq,24h}$)					-0,017 (0,062)	0,785
2011 Alter					0,516 (0,302)	0,088
Geschlecht					-0,723 (0,293)	0,014
2011 Befragungsmodus					1,045 (0,330)	0,002
2011 Lärmempfindlichkeit					-2,020 (0,392)	< 0,001
2011 SWI					1,134 (0,329)	0,001
2011 Fluglärmbelästigung					-1,549 (0,496)	0,002
Slope						
2011 Flug ($L_{pAeq,24h}$)	0,208 (0,203)	0,308	-	-	0,121 (0,208)	0,561
2012 Flug ($L_{pAeq,24h}$)	-0,062 (0,225)	0,784	-	-	-0,035 (0,235)	0,882
2013 Flug ($L_{pAeq,24h}$)	-0,111 (0,129)	0,391	-	-	-0,086 (0,135)	0,525
2011 Straße ($L_{pAeq,24h}$)					-0,005 (0,027)	0,840
2011 Schiene ($L_{pAeq,24h}$)					-0,001 (0,035)	0,984
2011 Lärmempfindlichkeit					0,346 (0,235)	0,142
2012 Lärmempfindlichkeit					0,002 (0,045)	0,958
2013 Lärmempfindlichkeit					-0,220 (0,116)	0,057
2011 Fluglärmbelästigung					1,106 (0,315)	< 0,001
2012 Fluglärmbelästigung					-0,088 (0,290)	0,761
2013 Fluglärmbelästigung					-0,573 (0,336)	0,088

Anmerkung. B = Regressionskoeffizient; SE = Standardfehler; p = Überschreitungswahrscheinlichkeit.

Gruppe "Relative Fluglärmstabilität" ($L_{pAeq,24h}$): "Psychische Lebensqualität" (SF8 MCS)

Kurzfassung:

- In der Gruppe "Relative Fluglärmstabilität": ($L_{pAeq,24h} < +/- 2dB$) wurde das finale Modell (Modell 4) mit einem linearen Anstieg modelliert, da eine kurvilineare Modellierung (Modell 3) zu fehlerhaften Schätzungen der Prüfgrößen führte und die lineare Anpassung einen guten Fit an die Daten ermöglicht.
- Es zeigt sich im Mittel eine geringe Zunahme der "psychischen Lebensqualität" (siehe Abbildung 10-17) ohne statistisch bedeutsame interindividuelle Variabilität in der Stärke der Veränderung. Statistisch bedeutsame interindividuelle Unterschiede waren für den Ausgangswert "psychische Lebensqualität" gegeben. Das Ausgangsniveau der "psychischen Lebensqualität" kovariert nicht signifikant mit der Veränderung über die Zeit.
- Das Ausgangsniveau der "psychischen Lebensqualität 2011" wird in der Gruppe "Relative Fluglärmstabilität" nicht durch den Fluglärm ($L_{pAeq,24h}$) zum ersten Zeitpunkt (2011) beeinflusst, jedoch durch Co-Determinanten wie z.B. das "Geschlecht", die "Lärmempfindlichkeit", die "Wohndauer", den Sozialschichtindex ("SWI") und die "Fluglärmbelastung".
- Die Veränderung der "psychischen Lebensqualität" wird in dieser Gruppe nur durch die Co-Determinanten "Fluglärmbelastung" und "Lärmempfindlichkeit" beeinflusst.

In der Gruppe "Relative Fluglärmstabilität" ($L_{pAeq,24h}$) wurde das finale Modell (Modell 4) mit einem linearen Anstieg modelliert, da eine kurvilineare Modellierung (Modell 3) zu fehlerhaften Schätzungen der Prüfgrößen führte und die lineare Anpassung einen guten Fit an die Daten ermöglicht (siehe Tabelle 10-26 und Abbildung 10-17).

In der Gruppe "Relative Fluglärmstabilität" ($L_{pAeq,24h}$), zeigte sich im Mittel ($M_{Slope} = 0,206$, $z = 2,163$, $p = 0,031$) eine Zunahme der "psychischen Lebensqualität", ohne statistisch bedeutsame interindividuelle Variabilität in der Stärke der Veränderung ($Varianz_{Slope} = 3,021$, $z = 1,756$, $p = 0,079$). Statistisch bedeutsame interindividuelle Unterschiede waren für den Ausgangswert "psychischen Lebensqualität" gegeben ($Varianz_{Intercept} = 39,023$, $z = 11,032$, $p < 0,001$). Das Ausgangsniveau der "psychischen Lebensqualität" kovariert nicht signifikant mit der Veränderung über die Zeit ($Kovarianz = -3,486$, $z = -1,759$, $p = 0,079$).

In Abbildung 10-17 ist die für die statistischen Schätzungen verwendete lineare Kurvenanpassung (Modell 4) dargestellt. Die Schätzer des Fluglärms ($L_{pAeq,24h}$ 2011, 2012, 2013) wurden in Modell 4 (finales Modell) um die Einflüsse weiterer Co-Determinanten adjustiert. In Tabelle 10-27 ist erkennbar, dass eine Hinzunahme von Co-Determinanten die erklärte Varianz im Vergleich zu Modell 2 (Referenz lineare Veränderung) verbesserte. So erhöhte sich z.B. die erklärte Varianz für den latenten Intercept von 1,5 % auf 20,4 %

(latenter Intercept: $R^2_{\text{Modell 2}} = 0,015$ vs. $R^2_{\text{Modell 4}} = 0,204$). Der AIC-Wert signalisierte ebenfalls eine substanzielle Verbesserung durch Aufnahme der Co-Determinanten, da der AIC-Wert von 55.396,935 (Modell 2) auf einen AIC-Wert von 41.073,090 für Modell 4 sinkt (Tabelle 10-26).

Das finale adjustierte Modell hat einen akzeptablen Fit [$\chi^2 = 83,671$, $df = 29$, $p < 0,001$; $CFI = 0,974$; $RMSEA = 0,027$ (90% $CI = 0,021/0,034$); $SRMR = 0,010$]. Das Ausgangsniveau der "psychischen Lebensqualität" 2011" wird in der Gruppe "Relative Fluglärmstabilität" nicht durch den Fluglärm ($L_{pAeq,24h}$) zum ersten Zeitpunkt (2011) beeinflusst, jedoch durch Co-Determinanten wie z.B. das "Geschlecht", die "Lärmempfindlichkeit" und die "Wohndauer" beeinflusst. Weitere bedeutsame Co-Determinanten sind in Tabelle 10-28 aufgeführt.

Die Veränderung der "psychischen Lebensqualität" wird in der Gruppe "Fluglärmreduktion" nur durch die Co-Determinanten "Fluglärmbelästigung" und "Lärmempfindlichkeit" beeinflusst. In Tabelle 10-28 sind die Ergebnisse der korrespondierenden statistischen Prüfgrößen der unstandardisierten Schätzer für den Fluglärm ($L_{pAeq,24h}$) und die Co-Determinanten dargestellt.

Tabelle 10-26. Gruppe "Relative Fluglärmstabilität": Modellfit der LGCM Modelle "psychische Lebensqualität"

	χ^2	df	p	CFI	$RMSEA$ (90% CI)	$SRMR$	AIC	N
1. Modell	7,670	4	0,104	0,996	0,019 (0,000 - 0,039)	0,031	55.417,339	2.592
2. Modell	9,406	6	0,152	0,998	0,015 (0,000 - 0,032)	0,010	55.396,935	2.592
3. Modell	-	-	-	-	-	-	-	-
4. Modell	83,671	29	< 0,001	0,974	0,027 (0,021 - 0,034)	0,010	41.073,090	2.526

Anmerkung. Modell 1 = Basismodell (keine Veränderung); Modell 2 (lineares fluglärmadjustiertes Modell); Modell 3 (kurvilineares fluglärmadjustiertes Modell); Modell 4 finales Modell (hier linear mit Adjustierung um Co-Determinanten). Chi-Quadrat-Test (χ^2); df : degrees of freedom; CFI : comparative fit index; $RMSEA$: root mean square error of approximation; CI = confidence interval; $SRMR$: standardized root mean square residual values; AIC : Akaike information criterion.

Tabelle 10-27. "Relative Fluglärmstabilität": aufgeklärte Varianz (R^2); "psychische Lebensqualität"

	Modell 1	Modell 2	Modell 3	Modell 4
"psychische Lebensqualität" R^2 2011	0,482	0,534	-	0,530
"psychische Lebensqualität" R^2 2012	0,496	0,497	-	0,490
"psychische Lebensqualität" R^2 2013	0,506	0,554	-	0,556
R^2 latenter Intercept	-	0,015	-	0,204
R^2 latenter Slope	-	0,008	-	0,144

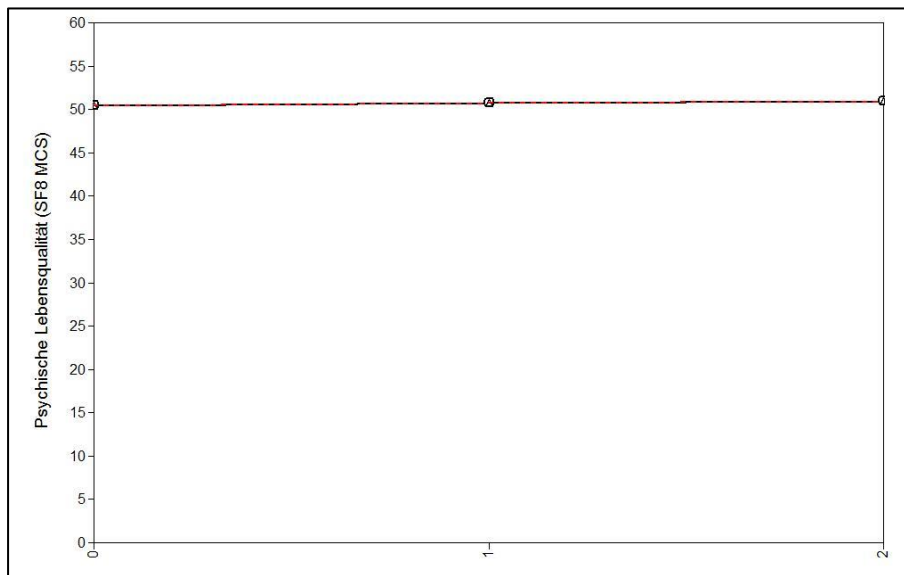


Abbildung 10-17. Finales adjustiertes lineares Schätzmodell (4) mit drei Messzeitpunkten (Ausgangswert 0 = 2011, 1 = 2012, 2 = 2013) und mittlere beobachtete (schwarz) und mittlere modellimplizierte (rot gestrichelt) Wachstumskurve. Psychische Lebensqualität erhoben mit dem SF8 (MCS).

Tabelle 10-28. Gruppe "Relative Fluglärmstabilität": unstandardisierte Schätzer der "psychische Lebensqualität" (SF8 MCS)

	Modell (2) linear		Modell (3) kurvilinear		Finales adjustiertes Modell (4)	
	B (SE)	p	B (SE)	p	B (SE)	p
Intercept						
2011 Flug ($L_{pAeq,24h}$)	0,139 (0,029)	< 0,001	-	-	-0,049 (0,033)	0,131
2011 Straße ($L_{pAeq,24h}$)					-0,020 (0,022)	0,375
2011 Schiene ($L_{pAeq,24h}$)					0,003 (0,023)	0,906
2011 Alter					0,661 (0,167)	< 0,001
Geschlecht					-0,857 (0,148)	< 0,001
2011 Befragungsmodus					1,161 (0,168)	< 0,001
2011 Lärmempfindlichkeit					-1,810 (0,189)	< 0,001
2011 SWI					0,866 (0,151)	< 0,001
2011 Wohndauer					0,453 (0,200)	0,023
2011 Fluglärmbelästigung					-1,090 (0,216)	< 0,001
2011 BMI					-0,462 (0,174)	0,008
Slope						
2011 Flug ($L_{pAeq,24h}$)	0,084 (0,089)	0,346	-	-	-0,002 (0,088)	0,983
2012 Flug ($L_{pAeq,24h}$)	-0,022 (0,089)	0,806	-	-	0,058 (0,088)	0,512
2013 Flug ($L_{pAeq,24h}$)	-0,045 (0,047)	0,337	-	-	-0,010 (0,047)	0,826
2011 Straße ($L_{pAeq,24h}$)					-0,001 (0,012)	0,949
2011 Schiene ($L_{pAeq,24h}$)					-0,015 (0,013)	0,228
2011 Wohndauer					-0,119 (0,104)	0,249
2011 Lärmempfindlichkeit					0,262 (0,109)	0,016
2012 Lärmempfindlichkeit					-0,238 (0,137)	0,083
2013 Lärmempfindlichkeit					-0,039 (0,056)	0,478
2011 Fluglärmbelästigung					0,623 (0,138)	< 0,001
2012 Fluglärmbelästigung					-0,197 (0,142)	0,167
2013 Fluglärmbelästigung					-0,796 (0,140)	< 0,001

Anmerkung. B = Regressionskoeffizient; SE = Standardfehler; p = Überschreitungswahrscheinlichkeit.

Gruppe "Fluglärmzunahme" ($L_{pAeq,24h}$): "Psychische Lebensqualität" (SF8 MCS)

Kurzfassung:

- In der Gruppe "Fluglärmzunahme": ($L_{pAeq,24h}$) wurde das finale Modell (Modell 4) mit einem linearen Anstieg modelliert, da eine kurvilineare Modellierung (Modell 3) zu fehlerhaften Schätzungen der Prüfgrößen führte und die lineare Anpassung einen guten Fit an die Daten ermöglicht.
- In der Gruppe "Fluglärmzunahme" ($L_{pAeq,24h}$) zeigt sich im Mittel eine Abnahme der "psychischen Lebensqualität" ohne statistisch bedeutsame interindividuelle Variabilität in der Stärke der Veränderung. Statistisch bedeutsame interindividuelle Unterschiede waren für den Ausgangswert "psychische Lebensqualität" gegeben. Das Ausgangsniveau der "psychischen Lebensqualität" kovariiert nicht signifikant mit der Veränderung über die Zeit.
- In Abbildung 10-18 ist die für die statistischen Schätzungen verwendete lineare Kurvenanpassung (Modell 4) dargestellt. Das Ausgangsniveau der "psychischen Lebensqualität 2011" wird in der Gruppe "Fluglärmzunahme" nicht durch den Fluglärm ($L_{pAeq,24h}$) zum ersten Zeitpunkt (2011) beeinflusst, jedoch durch Co-Determinanten wie z.B. das "Geschlecht", die "Lärmempfindlichkeit" und die "Stunden außer Haus - werktags".
- Die Veränderung der "psychischen Lebensqualität" wird in der Gruppe "Fluglärmzunahme" nur durch die Co-Determinanten "Lärmempfindlichkeit" und "Body-Maß-Index (BMI)" beeinflusst.

In der Gruppe "Fluglärmzunahme": ($L_{pAeq,24h}$) wurde das finale Modell (Modell 4) mit einem linearen Anstieg modelliert, da eine kurvilineare Modellierung (Modell 3) zu fehlerhaften Schätzungen der Prüfgrößen führte und die lineare Anpassung einen guten Fit an die Daten ermöglicht (siehe Tabelle 10-29 und Abbildung 10-18)

In der Gruppe "Fluglärmzunahme" ($L_{pAeq,24h}$), zeigte sich im Mittel ($M_{Slope} = -0,758$, $z = -2,805$, $p = 0,005$) eine Abnahme der "psychischen Lebensqualität", ohne statistisch bedeutsame Interindividuelle Variabilität in der Stärke der Veränderung ($Varianz_{Slope} = 1,930$, $z = 1,948$, $p = 0,051$). Statistisch bedeutsame interindividuelle Unterschiede waren für den Ausgangswert "psychische Lebensqualität" gegeben ($Varianz_{Intercept} = 23,236$, $z = 2,801$, $p = 0,005$). Das Ausgangsniveau der "psychischen Lebensqualität" kovariiert nicht signifikant mit der Veränderung über die Zeit ($Kovarianz = 6,393$, $z = 1,244$, $p = 0,213$).

In Abbildung 10-18 ist die für die statistischen Schätzungen verwendete lineare Kurvenanpassung (Modell 4) dargestellt. Die Schätzer des Fluglärms ($L_{pAeq,24h}$ 2011, 2012, 2013) wurden in Modell 4 (finales Modell) um die Einflüsse weiterer Co-Determinanten adjustiert. In Tabelle 10-30 ist erkennbar, dass eine Hinzunahme von Co-Determinanten

die erklärte Varianz im Vergleich zu Modell 2 (Referenz lineare Veränderung) verbesserte. So erhöhte sich z.B. die erklärte Varianz für den latenten Intercept von 3,1 % auf 41,1 % (latenter Intercept: $R^2_{\text{Modell 2}} = 0,031$ vs. $R^2_{\text{Modell 4}} = 0,411$). Der AIC-Wert signalisierte ebenfalls eine substantielle Verbesserung durch Aufnahme der Co-Determinanten, da der AIC-Wert von 8.709,032 (Modell 2) auf einen AIC-Wert von 8.083,609 für Modell 4 sinkt (Tabelle 10-29).

Das finale adjustierte Modell hat einen sehr guten Fit [$\chi^2 = 25,999$, $df = 29$, $p = 0,626$; $CFI = 0,999$; $RMSEA = 0,001$ (90 % $CI = 0,000/0,034$); $SRMR = 0,011$]. Das Ausgangsniveau der "psychischen Lebensqualität" 2011" wird in der Gruppe "Fluglärmzunahme" nicht durch den Fluglärm ($L_{pAeq,24h}$) zum ersten Zeitpunkt (2011) beeinflusst, jedoch durch Co-Determinanten wie z.B. das "Geschlecht", die "Lärmempfindlichkeit" und die "Stunden außer Haus - werktags". Weitere bedeutsame Co-Determinanten sind in Tabelle 10-31 aufgeführt.

Die Veränderung der "psychischen Lebensqualität" wird in der Gruppe "Fluglärmzunahme" nur durch die Co-Determinanten "Lärmempfindlichkeit" und "Body-Maß-Index (BMI)" beeinflusst. In Tabelle 10-31 sind die Ergebnisse der korrespondierenden statistischen Prüfgrößen der unstandardisierten Schätzer für den Fluglärm ($L_{pAeq,24h}$) und die Co-Determinanten dargestellt.

Tabelle 10-29. Gruppe "Fluglärmzunahme": Modellfit der LGCM Modelle "psychische Lebensqualität"

	χ^2	df	p	CFI	$RMSEA$ (90% CI)	$SRMR$	AIC	N
1. Modell	21,094	4	< 0,001	0,889	0,103 (0,063 - 0,149)	0,031	8.744,299	399
2. Modell	6,683	6	0,351	0,997	0,017 (0,000 - 0,069)	0,014	8.709,032	399
3. Modell	-	-	-	-	-	-	-	-
4. Modell	25,999	29	0,626	0,999	0,001 (0,000 - 0,034)	0,011	8.083,609	373

Anmerkung. Modell 1 = Basismodell (keine Veränderung); Modell 2 (lineares fluglärmadjustiertes Modell); Modell 3 (kurvilineares fluglärmadjustiertes Modell); Modell 4 finales Modell (hier linear mit Adjustierung um Co-Determinanten). Chi-Quadrat-Test (χ^2); df : degrees of freedom; CFI : comparative fit index; $RMSEA$: root mean square error of approximation; CI = confidence interval; $SRMR$: standardized root mean square residual values; AIC : Akaike information criterion.

Tabelle 10-30. "Fluglärmzunahme": aufgeklärte Varianz (R^2); "psychische Lebensqualität"

	Modell 1	Modell 2	Modell 3	Modell 4
"psychische Lebensqualität" R^2 2011	0,504	0,448	-	0,425
"psychische Lebensqualität" R^2 2012	0,493	0,499	-	0,507
"psychische Lebensqualität" R^2 2013	0,482	0,681	-	0,663
R^2 latenter Intercept	-	0,031	-	0,411
R^2 latenter Slope	-	0,105	-	0,548

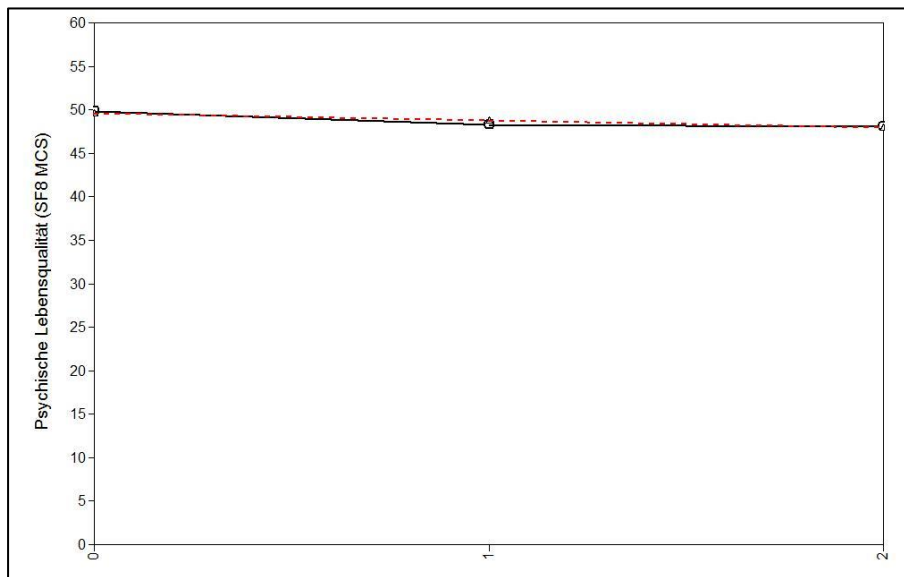


Abbildung 10-18. Finales adjustiertes lineares Schätzmodell (4) mit drei Messzeitpunkten (Ausgangswert 0 = 2011, 1 = 2012, 2 = 2013) und mittlere beobachtete (schwarz) und mittlere modellimplizierte (rot gestrichelt) Wachstumskurve. Psychische Lebensqualität erhoben mit dem SF8 (MCS).

Tabelle 10-31. Gruppe "Fluglärmzunahme": unstandardisierte Schätzer der "psychische Lebensqualität" (SF8 MCS)

	Modell (2) linear		Modell (3) kurvilinear		Finales adjustiertes Modell (4)	
	B (SE)	p	B (SE)	p	B (SE)	p
Intercept						
2011 Flug ($L_{pAeq,24h}$)	-0,257 (0,105)	0,014	-	-	-0,134(0,111)	0,226
2011 Straße ($L_{pAeq,24h}$)					-0,080 (0,048)	0,100
2011 Schiene ($L_{pAeq,24h}$)					-0,066 (0,063)	0,292
2011 Alter					0,686 (0,483)	0,155
Geschlecht					-0,826 (0,411)	< 0,044
2011 Befragungsmodus					1,006 (0,394)	0,011
2011 Lärmempfindlichkeit					-2,911 (0,435)	< 0,001
2011 SWI					-0,581 (0,449)	0,196
2011 Wohndauer					0,677 (0,525)	0,197
2011 BMI					-1,519 (0,502)	0,002
2011 Stunden außer Haus					1,006 (0,500)	0,044
Slope						
2011 Flug ($L_{pAeq,24h}$)	-0,278 (0,215)	0,196	-	-	-0,201 (0,219)	0,358
2012 Flug ($L_{pAeq,24h}$)	0,184 (0,290)	0,526	-	-	0,156 (0,306)	0,610
2013 Flug ($L_{pAeq,24h}$)	-0,091 (0,224)	0,685	-	-	-0,106 (0,251)	0,673
2011 Straße ($L_{pAeq,24h}$)					-0,017 (0,034)	0,626
2011 Schiene ($L_{pAeq,24h}$)					0,006 (0,032)	0,858
2011 SWI					0,449 (0,295)	0,129
2011 Wohndauer					-0,276 (0,298)	0,354
2011 Lärmempfindlichkeit					0,116 (0,273)	0,672
2012 Lärmempfindlichkeit					-0,346 (0,061)	< 0,001
2013 Lärmempfindlichkeit					-0,343 (0,108)	0,001
2011 BMI					0,611 (1,072)	0,569
2012 BMI					-2,593 (1,020)	0,011
2013 BMI					1,848 (1,046)	0,077
2011 Stunden außer Haus					-0,665 (0,373)	0,075
2012 Stunden außer Haus					0,524 (0,377)	0,164

Anmerkung. B = Regressionskoeffizient; SE = Standardfehler; p = Überschreitungswahrscheinlichkeit.

10.5 Veränderungseffekte in der gesundheitsbezogenen Lebensqualität- "körperliche Lebensqualität" (SF8 PCS)

In die Schätzmodelle ging der standardisierte Score "körperliche Lebensqualität" ein. Dieser wurde operationalisiert durch die Items des "SF8 PCS". Der 24-Stunden-Fluglärmpegel ($L_{pAeq,24h}$) ging als Expositionsmaß ein. Es wurde eine stratifizierte Auswertung in Bezug auf den 24-Stunden-Pegel ($L_{pAeq,24h}$) für folgende drei Gruppen vorgenommen:

- Gruppe 1: "Fluglärmreduktion" um mehr als 2 dBA $L_{pAeq,24h}$
- Gruppe 2: "Fluglärmstabilität" $< +/- 2$ dBA $L_{pAeq,24h}$
- Gruppe 3: "Fluglärmzunahme" um mehr als 2 dBA $L_{pAeq,24h}$

In das finale adjustierte Modell (Modell 4) gingen, um ein "Überfitten" zu vermeiden, nur die Co-Determinanten ein, die zuvor im Rahmen der Modellierung mindestens einen p -Wert $< 0,2$ aufwiesen. Aufgrund sehr starker Korrelationen einzelner Variablen zwischen den drei Messzeitpunkten (z.B. Alter, Wohndauer), wurden diese Variablen nur für den ersten Messzeitpunkt in das Schätzmodell aufgenommen. Bei den berichteten Schätzern handelt es sich wie bei den vorangegangenen Auswertungen um die unstandardisierten Schätzer.

Gruppe "Fluglärmreduktion" ($L_{pAeq,24h}$): "Körperliche Lebensqualität" (SF8 PCS)

Kurzfassung:

- In der Gruppe der Panelteilnehmenden, bei denen eine Reduktion der Fluglärmexposition ($L_{pAeq,24h} > 2$ dBA) zwischen 2011 und 2012 erfolgte, wurde das finale Modell (Modell 4) ohne Anstieg modelliert (siehe dafür auch Abbildung 10-19, da eine lineare sowie die kurvilineare Modellierung (Modell 2 und 3) zu fehlerhaften Schätzungen der Prüfgrößen führte. Mögliche Einflüsse von Co-Determinanten wurden daher nur für den Ausgangswert (Intercept) geprüft.
- In der Gruppe zeigen sich statistisch bedeutsame interindividuelle Unterschiede für den Ausgangswert "körperliche Lebensqualität". Das Ausgangsniveau der "körperlichen Lebensqualität 2011" wird in der Gruppe "Fluglärmreduktion" nicht durch den Fluglärm ($L_{pAeq,24h}$) zum ersten Zeitpunkt (2011) beeinflusst, jedoch durch Co-Determinanten wie z.B. das "Alter", das "Geschlecht", den "BMI" und die "Fluglärmbelästigung".
- Die Veränderung der "körperlichen Lebensqualität" wurde in der Gruppe "Fluglärmreduktion" nicht berechnet, da wie bereits beschrieben keine Veränderung über die Zeit gegeben war (siehe Abbildung 10-19).

In der Gruppe der Panelteilnehmenden, bei denen eine Reduktion der Fluglärmexposition ($L_{pAeq,24h} > 2$ dBA) zwischen 2011 und 2012 erfolgte, wurde das finale Modell (Modell 4) ohne

Anstieg modelliert, da eine lineare sowie die kurvilineare Modellierung (Modell 2 und 3) zu fehlerhaften Schätzungen der Prüfgrößen führte. Mögliche Einflüsse von Co-Determinanten wurden daher nur für den Intercept geprüft.

In der Gruppe "Fluglärmreduktion" ($L_{pAeq,24h} > 2$ dBA), zeigten sich statistisch bedeutsamen interindividuelle Unterschiede für den Ausgangswert "körperliche Lebensqualität" ($\text{Varianz}_{\text{Intercept}} = 29,816$, $z = 7,627$, $p < 0,001$).

Die Schätzer des Fluglärms ($L_{pAeq,24h}$ 2011, 2012, 2013) wurden in Modell 4 (finale Modell) um die Einflüsse weiterer Co-Determinanten adjustiert. Der AIC-Wert signalisierte eine substanzielle Verbesserung durch Aufnahme der Co-Determinanten, da der AIC-Wert von 10.704,178 (Modell 1) auf einen AIC-Wert von 10.127,935 für Modell 4 sinkt (Tabelle 10-32).

Das finale adjustierte Modell hat einen sehr guten Fit [$\chi^2 = 22,660$, $df = 24$, $p = 0,539$; $CFI = 1,000$; $RMSEA = 0,000$ (90 % $CI = 0,000/0,034$); $SRMR = 0,016$]. Das Ausgangsniveau der "physischen Lebensqualität" 2011" wird in der Gruppe "Fluglärmreduktion" nicht durch den Fluglärm ($L_{pAeq,24h}$) zum ersten Zeitpunkt (2011) beeinflusst, jedoch durch Co-Determinanten wie z.B. das "Alter", das "Geschlecht" und den "BMI". Weitere bedeutsame Co-Determinanten sind in Tabelle 10-34 aufgeführt.

Die Veränderung der "körperlichen Lebensqualität" wurde in der Gruppe "Fluglärmreduktion" nicht berechnet, da, wie bereits beschrieben, keine Veränderung über die Zeit gegeben war (siehe Abbildung 10-19).

Tabelle 10-32. Gruppe "Fluglärmreduktion": Modellfit der LGCM Modelle "körperliche Lebensqualität"

	χ^2	<i>df</i>	<i>p</i>	<i>CFI</i>	<i>RMSEA (90% CI)</i>	<i>SRMR</i>	<i>AIC</i>	<i>N</i>
1. Modell	1,441	4	0,837	1,000	0,000 (0,000 - 0,038)	0,007	10.704,178	517
2. Modell	-	-	-	-	-	-	-	-
3. Modell	-	-	-	-	-	-	-	-
4. Modell	22,660	24	0,539	1,000	0,000 (0,000 - 0,034)	0,016	10.127,935	496

Anmerkung. Modell 1 = Basismodell (keine Veränderung); Modell 2 (lineares fluglärmadjustiertes Modell); Modell 3 (kurvilineares fluglärmadjustiertes Modell); Modell 4 finale Modell (hier kein Anstieg, Intercept adjustiert um Co-Determinanten). Chi-Quadrat-Test (χ^2); *df*: degrees of freedom; *CFI*: comparative fit index; *RMSEA*: root mean square error of approximation; *CI* = confidence interval; *SRMR*: standardized root mean square residual values; *AIC*: Akaike information criterion.

Tabelle 10-33. "Nacht-Fluglärmreduktion": aufgeklärte Varianz (R^2); "körperliche Lebensqualität"

	Modell 1	Modell 2	Modell 3	Modell 4
"körperliche Lebensqualität" R^2 2011	0,568	-	-	0,572
"körperliche Lebensqualität" R^2 2012	0,568	-	-	0,553
"körperliche Lebensqualität" R^2 2013	0,536	-	-	0,513
R^2 latenter Intercept	-	-	-	0,263

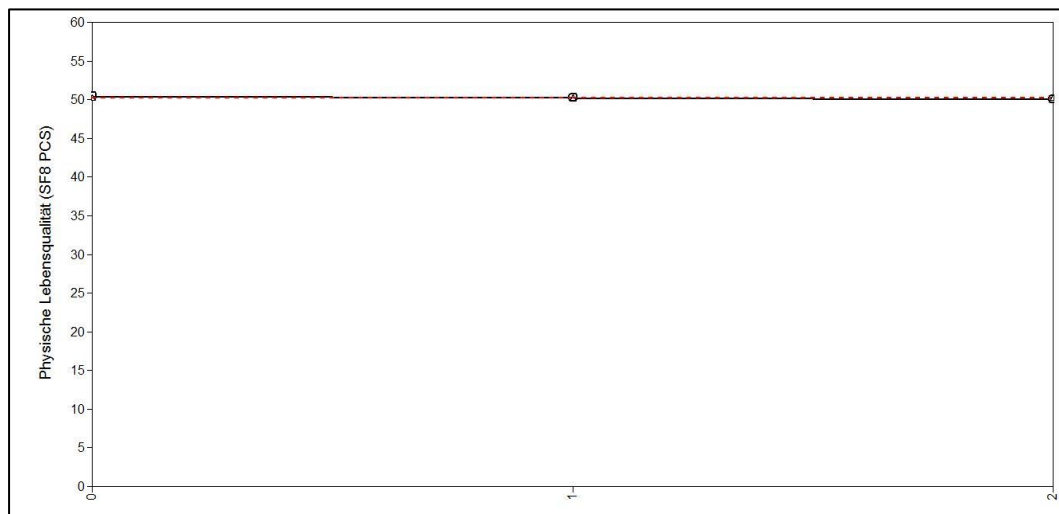


Abbildung 10-19. Finales adjustiertes Schätzmodell ohne Veränderung (4) mit drei Messzeitpunkten (Ausgangswert 0 = 2011, 1 = 2012, 2 = 2013) und mittlere beobachtete (schwarz) und mittlere modellimplizierte (rot gestrichelt) Wachstumskurve. Körperliche Lebensqualität erhoben mit dem SF8 (PCS).

Tabelle 10-34. Gruppe "Fluglärmreduktion": unstandardisierte Schätzer der "körperlichen Lebensqualität" (SF8 PCS)

	Modell (2) linear		Modell (3) kurvilinear		Finales adjustiertes Modell (4)	
	B (SE)	p	B (SE)	p	B (SE)	p
Intercept						
2011 Flug ($L_{pAeq,24h}$)	-	-	-	-	0,074 (0,056)	0,184
2011 Straße ($L_{pAeq,24h}$)					-0,018 (0,037)	0,631
2011 Schiene ($L_{pAeq,24h}$)					0,029 (0,048)	0,550
2011 Alter					-1,377 (0,320)	< 0,001
Geschlecht					-0,685 (0,304)	0,024
2011 SWI					0,706 (0,317)	0,026
2011 Lärmempfindlichkeit					-0,592 (0,322)	0,066
2011 BMI					-1,757 (0,304)	< 0,001
2011 Fluglärmbelästigung					-1,242 (0,398)	0,002
2011 Stunden außer Haus					0,826 (0,294)	0,005

Anmerkung. B = Regressionskoeffizient; SE = Standardfehler; p = Überschreitungswahrscheinlichkeit.

Gruppe "Relative Fluglärmstabilität" ($L_{pAeq,24h}$): "Körperliche Lebensqualität" (SF8 PCS)

Kurzfassung:

- In der Gruppe "Relative Fluglärmstabilität" ($L_{pAeq,24h}$) wurde das finale Modell (Modell 4) mit einer kurvilinearen Modellierung geschätzt, da diese Modellierung die Daten am besten abbildet, obwohl keine statistisch bedeutsame Veränderung vorlag.
- Es zeigte sich keine statistisch bedeutsame interindividuelle Variabilität in der Stärke der Veränderung. Dagegen waren statistisch bedeutsame interindividuelle Unterschiede für den Ausgangswert "körperliche Lebensqualität" gegeben. Das Ausgangsniveau der "körperlichen Lebensqualität" kovariiert nicht signifikant mit der Veränderung über die Zeit.
- Das Ausgangsniveau "körperliche Lebensqualität 2011" wird in der Gruppe "Relative Fluglärmstabilität" nicht durch den Fluglärm ($L_{pAeq,24h}$) zum ersten Zeitpunkt (2011) beeinflusst, jedoch durch Co-Determinanten wie z.B. das "Alter", das "Geschlecht", die "Fluglärmbelastung" und die "Lärmempfindlichkeit".
- Auf die Angabe von möglichen Prädiktoren auf die Veränderung wird verzichtet, da keine signifikante Veränderung vorlag.

In der Gruppe "Relative Fluglärmstabilität": ($L_{pAeq,24h}$) wurde das finale Modell (Modell 4) mit einer kurvilinearen Modellierung geschätzt, da diese Modellierung die Daten am besten abbildet (siehe Modell 3 in Tabelle 10-35), obwohl keine statistisch bedeutsame Veränderung gegeben war ($p > 0,8$).

In der Gruppe "Relative Fluglärmstabilität" ($L_{pAeq,24h}$), zeigte sich auch keine statistisch bedeutsame interindividuelle Variabilität in der Stärke der Veränderung ($\text{Varianz}_{\text{Slope}} = 1,579$, $z = 1,020$, $p = 0,308$). Statistisch bedeutsame interindividuelle Unterschiede waren für den Ausgangswert "körperliche Lebensqualität" gegeben ($\text{Varianz}_{\text{Intercept}} = 41,668$, $z = 12,506$, $p < 0,001$). Das Ausgangsniveau der "physischen Lebensqualität" kovariiert nicht signifikant mit der Veränderung über die Zeit ($\text{Kovarianz} = -2,282$, $z = -1,245$, $p = 0,213$).

Die Schätzer des Fluglärms ($L_{pAeq,24h}$ 2011, 2012, 2013) wurden in Modell 4 (finales Modell) um die Einflüsse weiterer Co-Determinanten adjustiert. In Tabelle 10-36 ist erkennbar, dass eine Hinzunahme von Co-Determinanten die erklärte Varianz im Vergleich zu Modell 3 (Referenz kurvilineare Veränderung) verbesserte. So erhöhte sich z.B. die erklärte Varianz für den latenten Intercept von 1,1 % auf 17,8 % (latenter Intercept: $R^2_{\text{Modell 2}} = 0,011$ vs. $R^2_{\text{Modell 4}} = 0,178$). Der AIC-Wert signalisierte ebenfalls eine substanzielle Verbesserung

durch Aufnahme der Co-Determinanten, da der *AIC*-Wert von 54.862,769 (Modell 3) auf einen *AIC*-Wert von 53.015,073 für Modell 4 sinkt (Tabelle 10-36).

Das finale adjustierte Modell hat einen guten Fit [$\chi^2 = 56,051$, $df = 24$, $p < 0,001$; $CFI = 0,986$; $RMSEA = 0,023$ (90 % $CI = 0,015/0,031$); $SRMR = 0,010$]. Das Ausgangsniveau der "körperliche Lebensqualität" 2011" wird in der Gruppe "Relative Fluglärmstabilität" nicht durch den Fluglärm ($L_{pAeq,24h}$) zum ersten Zeitpunkt (2011) beeinflusst, jedoch durch Co-Determinanten wie z.B. das "Alter", das "Geschlecht" und die "Lärmempfindlichkeit". Weitere bedeutsame Co-Determinanten sind in Tabelle 10-37 aufgeführt. Da keine statistisch bedeutsame Veränderung über die Zeit vorlagen, wird auf die Darstellung von Prädiktoren verzichtet.

Tabelle 10-35. Gruppe "Relative Fluglärmstabilität": Modellfit der LGCM Modelle "körperliche Lebensqualität"

	χ^2	df	p	CFI	$RMSEA$ (90% CI)	$SRMR$	AIC	N
1. Modell	11,045	4	0,026	0,993	0,026 (0,008 - 0,045)	0,016	54.882,394	2.592
2. Modell	14,107	6	0,152	0,995	0,023 (0,007 - 0,038)	0,009	54.872,197	2.592
3. Modell	3,471	5	0,628	1,000	0,000 (0,000 - 0,023)	0,003	54.862,769	2.592
4. Modell	47,102	22	0,001	0,989	0,021 (0,013 - 0,030)	0,010	53.015,073	2.522

Anmerkung. Modell 1 = Basismodell (keine Veränderung); Modell 2 (lineares fluglärmadjustiertes Modell); Modell 3 (kurvilineares fluglärmadjustiertes Modell); Modell 4 finales Modell (hier kurvilinear mit Adjustierung um Co-Determinanten). Chi-Quadrat-Test (χ^2); df : degrees of freedom; CFI : comparative fit index; $RMSEA$: root mean square error of approximation; CI = confidence interval; $SRMR$: standardized root mean square residual values; AIC : Akaike information criterion.

Tabelle 10-36. "Relative Fluglärmstabilität": aufgeklärte Varianz (R^2); "körperliche Lebensqualität"

	Modell 1	Modell 2	Modell 3	Modell 4
"körperliche Lebensqualität" R^2 2011	0,533	0,551	0,526	0,567
"körperliche Lebensqualität" R^2 2012	0,564	0,563	0,787	0,559
"körperliche Lebensqualität" R^2 2013	0,517	0,516	0,518	0,534
R^2 latenter Intercept	-	0,008	0,011	0,178
R^2 latenter Slope	-	0,024	0,002	0,086

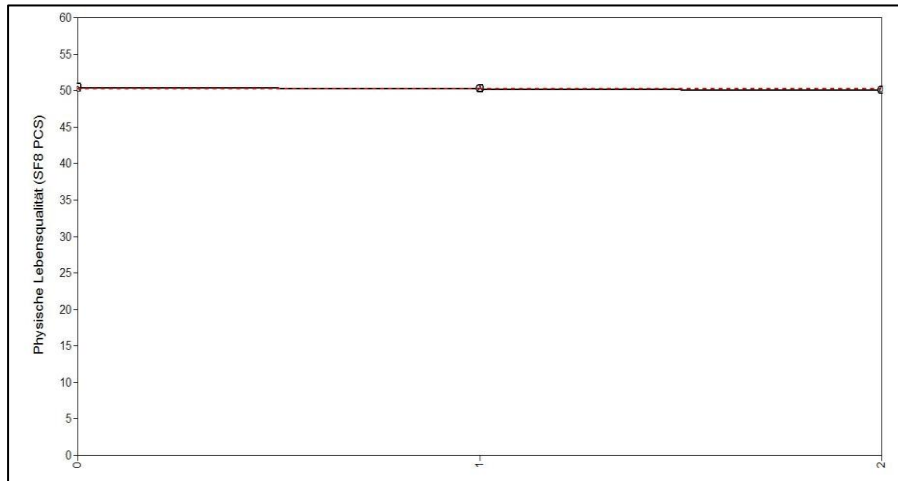


Abbildung 10-20. Finales adjustiertes kurvilineares Schätzmodell (4) mit drei Messzeitpunkten (Ausgangswert 0 = 2011, 1 = 2012, 2 = 2013) und mittlere beobachtete (schwarz) und mittlere modellimplizierte (rot gestrichelt) Wachstumskurve. Körperliche Lebensqualität erhoben mit dem SF8 (PCS).

Tabelle 10-37. Gruppe "Relative Fluglärmstabilität": unstandardisierte Schätzer der "körperlichen Lebensqualität" (SF8 PCS)

	Modell (2) linear		Modell (3) kurvilinear		Finales adjustiertes Modell (4)	
	B (SE)	p	B (SE)	p	B (SE)	p
Intercept						
2011 Flug ($L_{pAeq,24h}$)	-0,105 (0,029)	< 0,001	- 0,119 (0,026)	< 0,001	0,001 (0,033)	0,973
2011 Straße ($L_{pAeq,24h}$)					-0,047 (0,021)	0,029
2011 Schiene ($L_{pAeq,24h}$)					0,006 (0,023)	0,804
2011 Alter					-1,864 (0,153)	< 0,001
Geschlecht					-0,594 (0,147)	< 0,001
2011 SWI					1,537 (0,152)	< 0,001
2011 Lärmempfindlichkeit					-0,950 (0,187)	< 0,001
2011 Fluglärmbelästigung					-0,837 (0,218)	< 0,001
Slope						
2011 Flug ($L_{pAeq,24h}$)	-0,090 (0,090)	0,318	0,183 (0,169)	0,279	-0,101 (0,091)	0,267
2012 Flug ($L_{pAeq,24h}$)	0,096 (0,088)	0,273	-0,156 (0,178)	0,380	0,072 (0,088)	0,410
2013 Flug ($L_{pAeq,24h}$)	-0,019 (0,045)	0,682	-0,026 (0,088)	0,763	0,045 (0,046)	0,331
2011 Straße ($L_{pAeq,24h}$)					0,011 (0,012)	0,345
2011 Schiene ($L_{pAeq,24h}$)					-0,013 (0,013)	0,302
2011 Stunden außer Haus					0,104 (0,081)	0,198
2011 Lärmempfindlichkeit					0,161 (0,103)	0,118
2011 Fluglärmbelästigung					0,201 (0,141)	0,152
2012 Fluglärmbelästigung					-0,117 (0,136)	0,391
2013 Fluglärmbelästigung					-0,387 (0,137)	0,005

Anmerkung. B = Regressionskoeffizient; SE = Standardfehler; p = Überschreitungswahrscheinlichkeit.

Gruppe "Fluglärmzunahme" ($L_{pAeq,24h}$): "Körperliche Lebensqualität" (SF8 PCS)

Kurzfassung:

- In der Gruppe "Fluglärmzunahme" ($L_{pAeq,24h}$) wurde das finale Modell (Modell 4) mit einem linearen Anstieg modelliert, da eine kurvilineare Modellierung (Modell 3) keine Verbesserung hinsichtlich der Datenanpassung im Vergleich zu einer linearen Modellierung ermöglichte.
- In der Gruppe "Fluglärmzunahme" ($L_{pAeq,24h}$) zeigte sich im Mittel eine Abnahme der "körperlichen Lebensqualität", ohne statistisch bedeutsame interindividuelle Variabilität in der Stärke der Veränderung. Statistisch bedeutsame interindividuelle Unterschiede waren für den Ausgangswert "körperliche Lebensqualität" gegeben. Das Ausgangsniveau der "körperlichen Lebensqualität" kovariiert nicht signifikant mit der Veränderung über die Zeit.
- Das Ausgangsniveau der "körperlichen Lebensqualität 2011" wird in der Gruppe "Fluglärmzunahme" nicht durch den Fluglärm ($L_{pAeq,24h}$) zum ersten Zeitpunkt (2011) beeinflusst, jedoch durch Co-Determinanten wie z.B. das "Alter", das "Geschlecht" und die "Lärmempfindlichkeit".
- Die Veränderung der "körperlichen Lebensqualität" wird in der Gruppe "Fluglärmzunahme" nur durch die Co-Determinante "Sozialschichtindex (SWI)" beeinflusst.

In der Gruppe "Fluglärmzunahme" ($L_{pAeq,24h}$) wurde das finale Modell (Modell 4) mit einem linearen Anstieg modelliert, da eine kurvilineare Modellierung (Modell 3) keine Verbesserung hinsichtlich der Datenanpassung im Vergleich zu einer linearen Modellierung ermöglichte (Devianzentest, *Satorra-Bentler korrigierter* $\Delta\chi^2 = 2,429$, $\Delta df = 1$, $p = 0,119$).

In der Gruppe "Fluglärmzunahme" ($L_{pAeq,24h}$), zeigte sich im Mittel ($M_{Slope} = -0,604$, $z = -2,731$, $p = 0,006$) eine Abnahme der "körperlichen Lebensqualität", ohne statistisch bedeutsame interindividuelle Variabilität in der Stärke der Veränderung ($Varianz_{Slope} = 3,560$, $z = 1,026$, $p = 0,305$). Statistisch bedeutsame interindividuelle Unterschiede waren für den Ausgangswert "körperliche Lebensqualität" gegeben ($Varianz_{Intercept} = 29,536$, $z = 4,470$, $p < 0,001$). Das Ausgangsniveau der "körperlichen Lebensqualität" kovariiert nicht signifikant mit der Veränderung über die Zeit ($Kovarianz = 0,997$, $z = 0,285$, $p = 0,776$).

In Abbildung 10-21 ist die für die statistischen Schätzungen verwendete lineare Kurvenanpassung (Modell 4) dargestellt. Die Schätzer des Fluglärms ($L_{pAeq,24h}$ 2011, 2012, 2013) wurden in Modell 4 (finales Modell) um die Einflüsse weiterer Co-Determinanten adjustiert. In

Tabelle 10-39 ist erkennbar, dass eine Hinzunahme von Co-Determinanten die erklärte Varianz im Vergleich zu Modell 2 (Referenz lineare Veränderung) verbesserte. So erhöhte sich z.B. die erklärte Varianz für den latenten Intercept von 0,7 % auf 26,0 % (latenter Intercept: $R^2_{\text{Modell 2}} = 0,007$ vs. $R^2_{\text{Modell 4}} = 0,260$). Der AIC-Wert signalisierte ebenfalls eine substanzielle Verbesserung durch Aufnahme der Co-Determinanten, da der AIC-Wert von 8.418,844 (Modell 2) auf einen AIC-Wert von 8.009,913 für Modell 4 sinkt (Tabelle 10-38). Das finale adjustierte Modell hat einen sehr guten Fit [$\chi^2 = 19,422$, $df = 20$, $p = 0,493$; $CFI = 0,999$; $RMSEA = 0,000$ (90 % $CI = 0,000/0,043$); $SRMR = 0,014$]. Das Ausgangsniveau der "körperlichen Lebensqualität" 2011" wird in der Gruppe "Fluglärmzunahme" nicht durch den Fluglärm ($L_{pAeq,24h}$) zum ersten Zeitpunkt (2011) beeinflusst, jedoch durch Co-Determinanten wie z.B. das "Alter", das "Geschlecht" und die "Lärmempfindlichkeit". Weitere bedeutsame Co-Determinanten sind in Tabelle 10-40 aufgeführt. Die Veränderung der "körperlichen Lebensqualität" wird in der Gruppe "Fluglärmzunahme" nur durch die Co-Determinante "Scheuch-Winkler-Index (SWI)" beeinflusst. In Tabelle 10-40 sind die Ergebnisse der korrespondierenden statistischen Prüfgrößen der unstandardisierten Schätzer für den Fluglärm ($L_{pAeq,24h}$) und die Co-Determinanten dargestellt.

Tabelle 10-38. Gruppe "Fluglärmzunahme": Modellfit der LGCM Modelle "körperliche Lebensqualität"

	χ^2	df	p	CFI	$RMSEA$ (90% CI)	$SRMR$	AIC	N
1. Modell	14,153	4	0,007	0,948	0,080 (0,037 - 0,127)	0,127	8.421,860	399
2. Modell	6,623	6	0,357	0,998	0,016 (0,000 - 0,069)	0,014	8.418,844	399
3. Modell	3,524	5	0,620	1,000	0,000 (0,000 - 0,058)	0,006	8.417,863	399
4. Modell	19,442	20	0,493	0,999	0,000 (0,000 - 0,043)	0,014	8.009,913	384

Anmerkung. Modell 1 = Basismodell (keine Veränderung); Modell 2 (lineares fluglärmadjustiertes Modell); Modell 3 (kurvilineares fluglärmadjustiertes Modell); Modell 4 finales Modell (hier linear mit Adjustierung um Co-Determinanten). Chi-Quadrat-Test (χ^2); df : degrees of freedom; CFI : comparative fit index; $RMSEA$: root mean square error of approximation; CI = confidence interval; $SRMR$: standardized root mean square residual values; AIC : Akaike information criterion.

Tabelle 10-39. "Fluglärmzunahme": aufgeklärte Varianz (R^2); "körperliche Lebensqualität"

	Modell 1	Modell 2	Modell 3	Modell 4
"körperliche Lebensqualität" R^2 2011	0,543	0,542	0,836	0,551
"körperliche Lebensqualität" R^2 2012	0,467	0,470	0,525	0,484
"körperliche Lebensqualität" R^2 2013	0,541	0,672	0,585	0,728
R^2 latenter Intercept	-	0,007	0,003	0,260
R^2 latenter Slope	-	0,010	0,009	0,116

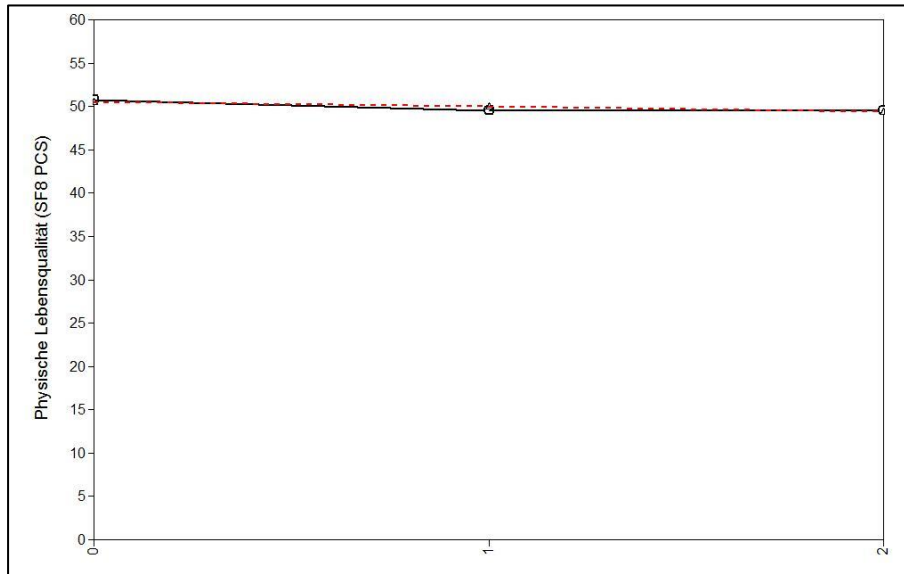


Abbildung 10-21. Finales adjustiertes lineares Schätzmodell (4) mit drei Messzeitpunkten (Ausgangswert 0 = 2011, 1 = 2012, 2 = 2013) und mittlere beobachtete (schwarz) und mittlere modellimplizierte (rot gestrichelt) Wachstumskurve. Körperliche Lebensqualität erhoben mit dem SF8 (PCS).

Tabelle 10-40. Gruppe "Fluglärmzunahme": unstandardisierte Schätzer der "körperlichen Lebensqualität" (SF8 PCS)

	Modell (2) linear		Modell (3) kurvilinear		Finales adjustiertes Modell (4)	
	B (SE)	p	B (SE)	p	B (SE)	p
Intercept						
2011 Flug ($L_{pAeq,24h}$)	-0,082(0,064)	0,201	-0,093 (0,093)	0,317	-0,124 (0,089)	0,164
2011 Straße ($L_{pAeq,24h}$)					0,131 (0,047)	0,006
2011 Schiene ($L_{pAeq,24h}$)					0,004 (0,057)	0,949
2011 Alter					-1,886 (0,405)	< 0,001
Geschlecht					-0,993 (0,375)	0,008
2011 SWI					1,432 (0,425)	0,001
2011 Lärmempfindlichkeit					-1,137 (0,424)	0,007
2011 BMI					-1,566 (0,400)	< 0,001
2011 Stunden außer Haus					-0,570 (0,455)	0,210
Slope						
2011 Flug ($L_{pAeq,24h}$)	-0,266 (0,434)	0,540	-0,394 (0,379)	0,298	-0,110 (0,143)	0,439
2012 Flug ($L_{pAeq,24h}$)	0,415 (0,827)	0,616	0,448 (0,526)	0,394	0,084 (0,245)	0,730
2013 Flug ($L_{pAeq,24h}$)	-0,234 (0,655)	0,721	-0,185 (0,407)	0,650	0,012 (0,225)	0,958
2011 Straße ($L_{pAeq,24h}$)					-0,023 (0,027)	0,385
2011 Schiene ($L_{pAeq,24h}$)					0,004 (0,030)	0,883
2011 SWI					-0,427 (0,215)	0,047
2011 Lärmempfindlichkeit					-0,343 (0,240)	0,153
2012 Lärmempfindlichkeit					0,031 (0,105)	0,765
2013 Lärmempfindlichkeit					-0,160 (0,083)	0,053
2011 BMI					-0,123 (0,196)	0,529
2011 Stunden außer Haus					0,328 (0,226)	0,146

Anmerkung. B = Regressionskoeffizient; SE = Standardfehler; p = Überschreitungswahrscheinlichkeit.

10.6 Vergleich des Anteils hoch fluglärmbelästigter Personen in dieser Studie mit den Ergebnissen der RDF-Belästigungsstudie von 2005

Zur weiteren Betrachtung der zeitlichen Entwicklung der Fluglärmbelästigung am Frankfurter Flughafen im Zuge der Ausbauplanungen zur NW-Landebahn wurden die Expositions-Wirkungskurven zum Anteil hoch fluglärmbelästigter Personen am Frankfurter Flughafen aus den Jahren 2011 bis 2013 mit Ergebnissen aus der RDF-Belästigungsstudie aus dem Jahr 2005 verglichen (Schreckenberget al., 2010b). Um die Vergleichbarkeit zu erhöhen wurden Luftverkehrsgeräuschpegel verwendet, die für die Geokoordinaten aus der RDF-Belästigungsstudie im Rahmen eines externen Gutachtens im Auftrag der Gemeinnützigen Umwelthaus GmbH neu berechnet wurden (Möhler + Partner AG, 2014).

In der RDF-Studie wurden die Luftverkehrsgeräuschpegel nach der Anleitung zur Fluglärmrechnung mit der Flugzeugklasseneinteilung von 1999 ("AzB-99"; Umweltbundesamt, 1999) auf Basis des Datenerfassungssystems (DES) von 2005 für die Wohnadressen von 2.311 befragten Anwohnerinnen und Anwohnern der Rhein-Main-Region im Umfeld des Flughafens berechnet (innerhalb der damaligen Luftverkehrs-Dauerschallpegelkontur von $L_{pAeq,06-22h} = 40$ dB).

In der NORAH-Studie sind die Luftverkehrsgeräuschpegel nach der AzB-08 (Bundesrat, 2008) und auf Basis von Radardaten (für zurückliegende Jahre: STANLY-Daten) bestimmt worden. Ergänzend zu den Berechnungen in der RDF-Belästigungsstudie wurden von Möhler + Partner Ingenieure AG (2014) drei Varianten von Luftverkehrs-Mittelungspegeln L_{pAeq} für Tag (06 - 22h) und Nacht (22 - 06h) neu berechnet: (1) nach AzB-08 auf Basis des DES 2005, (2) nach AzB-08 auf Basis des DES von 2007 und (3) nach AzB-08 auf Basis von STANLY-Radardaten über Flugbewegungen im Jahr 2005. Davon wurden im Rahmen dieser Studie die zwei Berechnungsvarianten zum Vergleich herangezogen, die sich auf die Flugbewegungen aus dem Erhebungsjahr der RDF-Studie von 2005 beziehen: Die Berechnung auf Basis des DES 2005 (Variante 1) und die Berechnung auf Basis von STANLY-Daten 2005 (Variante 3). Für den Vergleich der Expositions-Wirkungsbeziehungen zum HA-Anteil mit den NORAH-Daten wurde der Dauerschallpegel für die Tageszeit 06 - 22 Uhr $L_{pAeq,06-22h}$, berechnet nach den Varianten 1 und 3, verwendet.

Aus der Befragung in der RDF-Studie liegen unter anderem Fluglärmbelästigungsangaben vor, die anhand der auch in der NORAH-Studie verwendeten 5-stufigen ICBEN-Skala erhoben wurden. Personen, die in der RDF-Studie den Belästigungswert 4 (stark) oder 5 (äußerst gestört oder belästigt) angaben, wurden für den Vergleich mit den NORAH-Daten als hoch belästigt (*HA*, *highly annoyed*) eingestuft. Dies entspricht der im Rahmen dieser Studie gemäß ICBEN verwendeten HA-Definition (Fields et al., 2001). Auf die in der RDF-Studie zusätzlich nach Miedema und Vos (1998) angewandten Gewichtung wurde im Rahmen dieser Studie und folglich für den NORAH-RDF-Vergleich verzichtet.

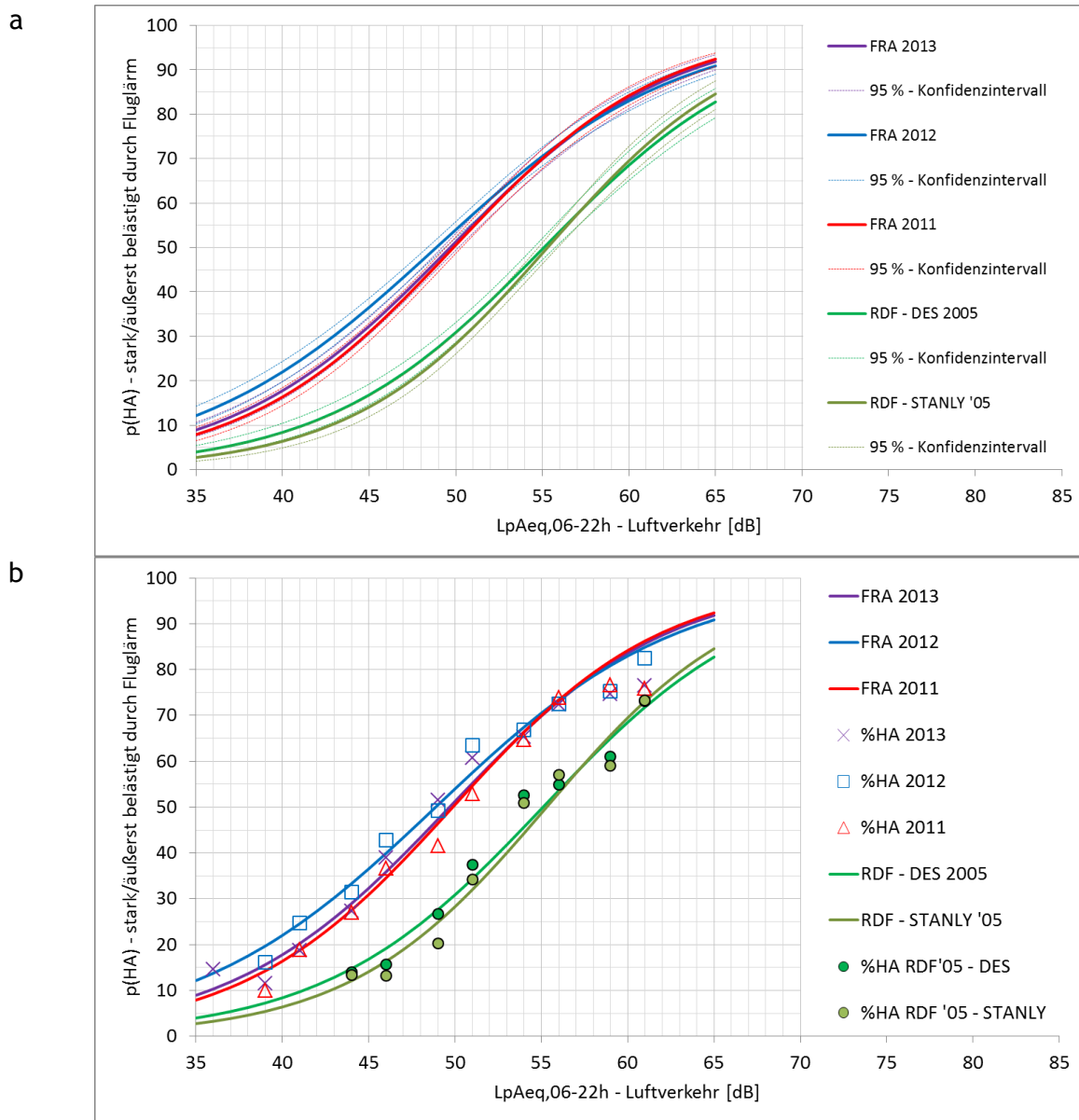
Abbildung 10-22a, b zeigt die Expositions-Wirkungsbeziehungen aus der RDF-Belastigungsstudie und der NORAH-Studie zum Anteil der hoch fluglärm-belastigten Personen (HA) im Vergleich. Die Expositions-Wirkungskurven beruhen auf logistischen Regressionen des Anteils hoch fluglärm-belastigter Personen auf den Luftverkehrs-Tagesmittelungspegel $L_{pAeq,06-22h}$. Zusätzlich ist im Diagramm Abbildung 10-22b der empirische %HA-Anteil pro 2,5- dB-Stufe im $L_{pAeq,06-22h}$ angegeben. Die Regressionskoeffizienten zeigt Tabelle 10-41.

Erkennbar ist, dass der HA-Anteil 6 bis 8 Jahre nach der RDF-Belastigungsstudie deutlich höher liegt und dass der Unterschied im HA-Anteil zwischen den beiden Studien größer ist als die Differenz in den Expositions-Wirkungskurven aus der NORAH-Studie vor (2011) und nach (2012, 2013) Eröffnung der NW-Landebahn. Obwohl die empirischen %HA-Werte der NORAH- und RDF-Belastigungsstudie insbesondere im Bereich von $53 \text{ dB} < L_{pAeq,06-22h} < 55 \text{ dB}$ sowie oberhalb von $L_{pAeq,06-22h} = 60 \text{ dB}$ näher beieinander liegen als die modellierten Expositions-Wirkungs-Werte, zeigt sich ein deutlicher Abstand der HA-Werte außerhalb dieser genannten Bereiche auch in den empirischen %HA-Werten. Auch die der NORAH-Studie ermittelten Expositions-Wirkungskurven zum HA-Anteil an den Flughäfen Berlin-Brandenburg (2012), Köln/Bonn (2013) und Stuttgart (2013) - hier bezogen auf den Tagesmittelungspegel $L_{pAeq,06-22h}$ - liegen oberhalb der Kurve der RDF-Belastigungsstudie (Abbildung 10-23).

Tabelle 10-41. Ergebnisse logistischer Regressionen des Anteils hoch fluglärm-belastigter Personen am Flughafen Frankfurt bezogen auf den Tagesmittelungspegel $L_{pAeq,06-22h}$ - Luftverkehr in der NORAH-Studie und der RDF-Belastigungsstudie 2005

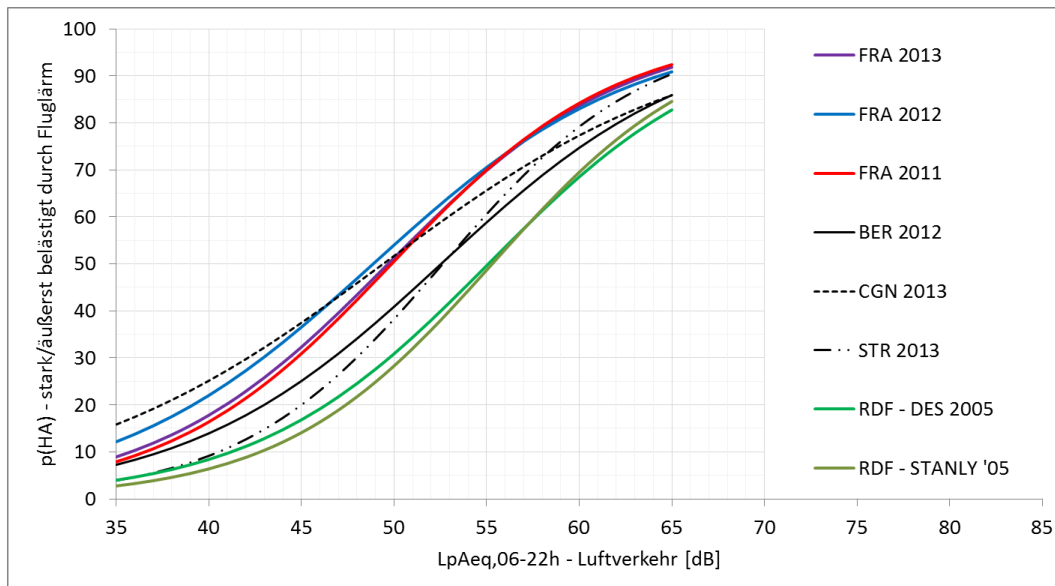
Modell (Studie, Erhebungsjahr, Berechnungsvariante für $L_{pAeq,06-22h}$)	Parameter	B	SE	p	CI -	CI +
<i>RDF-Belastigungsstudie 2005</i>						
$L_{pAeq,06-22h}$ -Berechnung mittels STANLY-Radardaten	(Konstanter Term)	-9,70	0,54	< 0,001	-10,76	-8,64
	$L_{pAeq,06-22h}$ - Luftverk.	0,18	0,01	< 0,001	0,16	0,20
$L_{pAeq,06-22h}$ -Berechnung mittels DES 2005	(Konstanter Term)	-8,72	0,47	< 0,001	-9,65	-7,79
	$L_{pAeq,06-22h}$ - Luftverk.	0,16	0,01	< 0,001	0,14	0,18
<i>NORAH-Studie 2011 - 2013</i>						
FRA, 2011	(Konstanter Term)	-8,23	0,34	< 0,001	-8,90	-7,57
	$L_{pAeq,06-22h}$ - Luftverk.	0,17	0,01	< 0,001	0,15	0,18
FRA, 2012	(Konstanter Term)	-6,97	0,31	< 0,001	-7,57	-6,36
	$L_{pAeq,06-22h}$ - Luftverk.	0,14	0,01	< 0,001	0,13	0,15
FRA, 2013	(Konstanter Term)	-7,85	0,33	< 0,001	-8,50	-7,21
	$L_{pAeq,06-22h}$ - Luftverk.	0,16	0,01	< 0,001	0,15	0,17

Anmerkung. B = Regressionskoeffizient; SE = Standardfehler; p = Überschreitungswahrscheinlichkeit; CI -/+ = untere/obere Grenze des 95 %-Wald-Konfidenzintervalls.



Anmerkung. FRA 2011, 2012, 2013 sind Daten aus der NORAH-Studie vor NW-Bahneröffnung (2011), im Jahr danach (2012) und im zweiten Jahr danach 2013. Für die Luftverkehrsgeräuschexposition aus der RDF-Belastigungsstudie wurden zwei Varianten neu berechneter Luftverkehrsgeräusche verwendet: nach AzB-08 auf Basis des Datenerfassungssystems (DES) 2005 und nach AzB-08 auf Basis von STANLY-Radardaten zu Flugbewegungen aus dem Jahr 2005. Diagramm a stellt die Expositions-Wirkungsbeziehungen inklusive 95 %-Konfidenzintervalle dar, Diagramm b inklusive der empirischen %HA-Werte pro 2,5-dB-Stufe des $L_{pAeq,06-22h}$ und aus Gründen der Übersicht ohne Konfidenzintervalle. Die Expositions-Wirkungsbeziehungen beruhen auf logistischen Regressionen des HA-Anteils auf den Luftverkehrs-Tagesmittelungspegel $L_{pAeq,06-22h}$.

Abbildung 10-22. Anteil hoch fluglärmbelästigter Personen (HA; highly annoyed) im Vergleich: Daten der NORAH-Studie aus den Jahren 2011 bis 2013 (FRA 2011, 2012, 2013) versus RDF-Belastigungsstudie von 2005 (Schreckenberget al., 2010b).



Anmerkung. FRA 2011, 2012, 2013 sind Daten aus der NORAH-Studie vor NW-Bahneröffnung (2011), im Jahr danach (2012) und im zweiten Jahr danach 2013. BER 2012, CGN 2013, STR 2013 sind ebenfalls Daten aus der NORAH-Studie erhoben an den Flughäfen Berlin-Brandenburg (BER), Köln/Bonn (CGN) und Stuttgart (STR). Für die Luftverkehrsgeräuschexposition aus der RDF-Belastigungsstudie wurden zwei Varianten neu berechneter Luftverkehrsgeräusche verwendet: nach AzB-08 auf Basis des Datenerfassungssystems (DES) 2005 und nach AzB-08 auf Basis von STANLY-Radardaten zu Flugbewegungen aus dem Jahr 2005. Die Expositions-Wirkungsbeziehungen beruhen auf logistische Regressionen des HA-Anteils auf den Luftverkehrs-Tagesmittelungspegel $L_{pAeq,06-22h}$. Der Übersicht halber wurde auf die Angabe von Konfidenzintervallen verzichtet.

Abbildung 10-23. Anteil hoch fluglärm-belästigter Personen (HA; highly annoyed) im Vergleich: Daten der NORAH-Studie aus den Jahren 2011 bis 2013 am Flughafen Frankfurt (FRA 2011, 2012, 2013) versus RDF-Belastigungsstudie von 2005 (Schreckenberget al., 2010b). Ergänzend sind die in der NORAH-Studie ermittelten Expositions-Wirkungsbeziehungen an den Flughäfen Berlin-Brandenburg (BER), Köln/Bonn (CGN) und Stuttgart (STR) angegeben.

11 Wirkungsanalysen zum Straßenverkehrslärm, Rhein-Main-Gebiet (Studie QS Straße)

11.1 Überblick über Kapitel 11

Kapitel 10 stellt die Ergebnisse zu den Wirkungen des Straßenverkehrslärms im Rhein-Main-Gebiet vor. Datengrundlage ist die Querschnittsstudie QS Straße. Verwendet wurden die ungewichteten Originalstichprobendaten (vgl. Abschnitt 16.1). Zunächst werden deskriptive Angaben zur Straßenverkehrsgeräuschexposition (Abschnitt 11.2), anschließend zu den Zielvariablen Straßenverkehrslärmbelastung, berichtete straßenverkehrslärmbedingte Schlafstörungen und gesundheitsbezogene Lebensqualität (Abschnitt 11.3) vorgestellt. In den Abschnitten 11.4 bis 11.6 werden die Expositions-Wirkungsmodelle zu diesen Zielvariablen dargestellt.

11.2 Straßenverkehrsgeräuschexposition

Für die Expositions-Wirkungsanalysen zum Straßenverkehrslärm werden wie beim Fluglärm bezogen auf die Lärmbelastung und die gesundheitliche Lebensqualität der 24-Stunden-Mittelungspegel $L_{pAeq,24h}$ verwendet, da beide Wirkungsbereiche keine vorgegebenen tageszeitlichen Einschränkungen beinhalten.

Für die berichteten Schlafstörungen durch Straßenverkehrslärm wird der nächtliche Mittelungspegel $L_{pAeq,22-06h}$ verwendet. Für die in Kapitel 13, Abschnitt 14.1.1 dargestellten Aktivitätenstörungen am Tage durch Straßenverkehrslärm wird der Tagesmittelungspegel $L_{pAeq,06-22h}$ für Straßenverkehr als Expositionsmaß herangezogen. Bei allen verwendeten Expositionsmaßen handelt es sich um berechnete, über 12 Monate gemittelte Geräuschpegel.

Die im Nachfolgenden dargestellten deskriptiven Statistiken zu den Geräuschkenngößen beziehen sich auf die Teilstudie QS Straße und betreffen den 24-Stunden-Mittelungspegel, Tages- (6 - 22 Uhr) und Nachtmittelungspegel (22 - 06 Uhr) sowie den Maximalpegel für 24 Stunden.

Tabelle 11-1 zeigt, dass die Geräuschbelastung durch Straßenverkehr einen größeren Geräuschpegel-Range als beim Luftverkehr (vgl. Tabelle 9-7, S. 214) abdeckt. Bei der Geräuschbelastung durch Straßenverkehr werden in der Stichprobe im Rhein-Main-Gebiet am Tage (06 - 22h) Mittelungspegel bis 83 dB erreicht, in der Nacht (22 - 06h) bis 73 dB (Luftverkehr in der Panelstichprobe, Tag 2011 bis 2013: 60 - 62 dB, im Einzelfall in 2012 und 2013 bis 73 dB; Nacht: 57 dB, im Einzelfall in 2012 und 2013 bis 65 dB).

Entsprechend liegen auch die durchschnittlichen Mittelungspegel höher, z. B. liegt der mittlere $L_{pAeq,24h}$ für Luftverkehr im Rhein-Main-Gebiet bei 47 - 48 dB, für Straßenverkehr bei 57 dB. Dieser Unterschied von ca. 10 dB gilt auch für den 16-Stunden-Tag (06 - 22 Uhr) als auch für den Nachtzeitraum (22 - 06 Uhr).

Tabelle 11-1. Deskriptive Statistik zu den Mittelungs- und Maximalpegeln für den Straßenverkehr in der Studie QS Straße

Mittelungspegel Straßenverkehr in dB	N	Min	Max	M	SD
<i>Mittelungspegel</i>					
$L_{pAeq,24h}$	3.172	≤ 35,0	81,7	57,4	9,6
$L_{pAeq,06-22h}$	3.172	36,5	83,3	58,9	9,6
$L_{pAeq,22-06h}$	3.172	≤ 35,0	73,4	50,9	9,5
<i>Maximalpegel</i>					
$L_{pAmax,24h}$	3.172	40,0	100,0	69,1	13,6

Anmerkung. N = Anzahl; Min = Minimum; Max = Maximum, M = arithmetischer Mittelwert; SD = Standardabweichung (standard deviation).

Tabelle 11-2 zeigt die Korrelationen der Mittelungs- und Maximalpegel für Straßenverkehr. Die Interkorrelationen sind vergleichbar hoch wie bei den akustischen Kenngrößen der Luftverkehrsgeräuschbelastung (vgl. Tabelle 9-4, S. 207 für das Rhein-Main-Gebiet und Tabelle 9-10, S. 216 für die Vergleichsflughäfen). Auch die beim Luftverkehr im Rhein-Main Panel anzutreffende höhere Korrelation zwischen dem $L_{pAeq,24h}$ und dem Tagesmittelungspegel $L_{pAeq,06-22h}$ im Vergleich zur Korrelation mit dem nächtlichen Mittelungspegel $L_{pAeq,22-06h}$ findet sich auch - wenn auch im geringeren Maße als beim Luftverkehr - beim Straßenverkehr.

Tabelle 11-2. Korrelation zwischen akustischen Kennwerten der Straßenverkehrsgeräuschbelastung - Studie QS Straße

Korrelation r	$L_{pAeq,24h}$	$L_{pAeq,06-22h}$	$L_{pAeq,22-06h}$	$L_{pAmax,24h}$
$L_{pAeq,24h}$	1			
$L_{pAeq,06-22h}$	1,000	1		
$L_{pAeq,22-06h}$	0,986	0,984	1	
$L_{pAmax,24h}$	0,820	0,824	0,763	1

Anmerkung. Überschreitungswahrscheinlichkeit für alle Korrelationen: $p < 0,001$, $N = 3.172$.

11.3 Deskriptive Statistik zu den Zielvariablen in der Teilstudie QS Straße

Tabelle 11-3 zeigt die Straßenverkehrslärmbelastigung in der Teilstudie QS Straße. Gegenüber der Fluglärmbelastigung in der Panelstichprobe Rhein-Main ist die Stichprobe der Studie QS Straße insgesamt weniger durch Straßenverkehrslärm belästigt (Mittelwert = 2,3; Luftverkehr in der Panelstudie Rhein-Main 2011 bis 2013: Mittelwert = 3,2 - 3,4; Tabelle 9-11, S. 218). Auch der Anteil der hoch durch Straßenverkehrslärm belästigten Personen (*%HA-Anteil*) ist deutlich geringer (19,7 % gegenüber 45,7 bis 51,5 % hoch fluglärmbelästigter Personen in der Panelstichprobe, vgl. Tabelle 9-11, S. 218).

Tabelle 11-3. Straßenverkehrslärmbelastigung - Teilstudie QS Straße (2012)

Straßenverkehrslärmbelastigung	QS Straße	
	<i>N</i>	<i>% gültig</i>
1: überhaupt nicht	1.049	33,1
2: etwas	859	27,1
3: mittelmäßig	637	20,1
4: stark	423	13,3
5: äußerst	203	6,4
Summe	3.171	100,0
Fehlend	1 *	
Gesamt	3.172	
<i>M</i>	2,3	
<i>SD</i>	1,2	
<i>%HA</i>	19,7	

Anmerkung. *N* = Anzahl; *M* = arithmetischer Mittelwert; *SD* = Standardabweichung (standard deviation); QS Straße: Querschnittsstudie zum Straßenverkehrslärm Rhein-Main (2012). *) Häufigkeitsangaben beziehen sich auf die Antworten vor Missingimputation.

Entsprechend geringer fällt auch das Ausmaß der berichteten Schlafstörungen durch Straßenverkehrslärm in der Querschnittsstichprobe QS Straße gegenüber der durch den Fluglärm bedingten Schlafstörungen in der Panelstudie Rhein-Main aus (Tabelle 11-4, zum Luftverkehr vgl. Tabelle 9-19, S. 240). Beträgt der Mittelwert der fluglärmbedingten Schlafstörungen 2011 *M* = 2,3 und nach Einführung der Kernruhezeit von 23 bis 05 Uhr in 2012 und 2013 noch *M* = 2,2, der Anteil hoch schlafgestörter Personen, *%HSD-Anteil*, 12,3 bis 18,6 %, ist es beim Straßenverkehrslärm ein Mittelwert von *M* = 1,5 (*%HSD-Anteil* = 3,6).

Tabelle 11-4. Berichtete Schlafstörungen durch Straßenverkehrslärm (aus drei Items gebildeter Mittelwertsscore im Wertebereich von 1 bis 5) - Teilstudie QS Straße (2012)

Straßenverkehrslärmbedingte Schlafstörungen (Index)	QS Straße		
	N	% gültig	
Niedrig	1,00	1.919	60,7
(überhaupt nicht)	1,33	228	7,2
	1,50 *	4	0,1
	1,67	194	6,1
	2,00	238	7,5
	2,33	128	4,0
	2,50 *	3	0,1
	2,67	89	2,8
	3,00	111	3,5
	3,33	79	2,5
	3,50 *	1	0,0
	3,67	52	1,6
	4,00	48	1,5
	4,33	20	0,6
	4,50 *	1	0,0
	4,67	8	0,3
Hoch (äußerst)	5,00	39	1,2
Summe		3.162	100,0
Fehlend		10	
Gesamt		3.172	
M		1,5	
SD		0,9	
%HSD		3,6	

Anmerkung. N = Anzahl; M = arithmetischer Mittelwert; SD = Standardabweichung (standard deviation); QS Straße: Querschnittsstudie zum Straßenverkehrslärm Rhein-Main (2012); * bei den Werten 1,5 / 2,5 / 3,5 / 4,5 handelt es sich um imputierte Werte (vgl. Anhang 1).

Tabelle 11-5. Belästigung und berichtete Schlafstörungen durch Straßenverkehrslärm aufgeteilt nach Klassen des Mittelungspegel für Straßenverkehr $L_{pAeq,24h}$ bzw. $L_{pAeq,22-06h}$

Geräusch- pegelklasse [dB]	Belästigung durch Straßenverkehrslärm pro $L_{pAeq,24h}$ -Klasse			Schlafstörungen durch Straßenverkehrslärm pro $L_{pAeq,22-06h}$ -Klasse		
	N	M	SD	N	M	SD
< = 35,0	1	1,0		160	1,2	0,4
35,1 - 37,5	11	2,0	0,8	189	1,2	0,5
37,6 - 40,0	17	1,6	0,9	195	1,4	0,7
40,1 - 42,5	128	1,6	0,8	176	1,2	0,6
42,6 - 45,0	203	1,8	1,0	207	1,4	0,7
45,1 - 47,5	230	1,8	1,0	237	1,4	0,7
47,6 - 50,0	217	1,9	1,1	272	1,5	0,9
50,1 - 52,5	263	1,9	1,0	321	1,6	0,9
52,6 - 55,0	285	2,0	1,1	271	1,6	1,0
55,1 - 57,5	283	2,3	1,2	294	1,7	1,0
57,6 - 60,0	261	2,4	1,2	238	1,7	1,0
60,1 - 62,5	234	2,6	1,3	210	1,8	1,1
62,6 - 65,0	236	2,6	1,2	159	1,8	1,1
65,1 - 67,5	240	2,8	1,3	120	1,9	1,1
67,6 - 70,0	217	2,9	1,3	72	1,8	1,0
70,1 - 72,5	151	3,0	1,4	38	2,1	1,4
72,6 - 75,0	103	2,7	1,4	3	2,0	1,0
75,1 - 77,5	82	3,1	1,3			
77,6 - 80,0	7	3,0	1,2			
80,1 - 82,5	3	2,3	0,6			
Gesamt	3.172	2,3	1,2	3.162	1,5	0,9
	<i>Korrelation $L_{pAeq,24h}$-Lärmbelästigung ($p < 0,001$ für alle Koeffizienten)</i>			<i>Korrelation $L_{pAeq,22-06h}$-Schlafstörungen ($p < 0,001$ für alle Koeffizienten)</i>		
<i>r</i>	0,35			0,23		

Die Lärmbelästigung bzw. berichteten Schlafstörungen durch Straßenverkehr sind in höheren Klassen des 24-Stunden-Mittelungspegels $L_{pAeq,24h}$ bzw. Nachtpegels $L_{pAeq,22-06h}$ höher als in niedrigeren Klassen (Tabelle 11-5). Entsprechend zeigt sich jeweils eine positive Korrelation zwischen den Mittelungspegeln und der Lärmbelästigung ($r = 0,35$ mit $L_{pAeq,24h}$) und den berichteten Schlafstörungen ($r = 0,23$ mit $L_{pAeq,22-06h}$).

Diese Korrelationen fallen niedriger aus als beim Fluglärm (vgl. u.a. Tabelle 9-15, S. 229 und Tabelle 9-19, S.240) und - wie im Abschnitt 12.3 noch gezeigt wird - Schienenverkehrslärm.

Tabelle 11-6 zeigt die SF8-Werte der psychischen und körperlichen Lebensqualität MCS und PCS aufgeteilt nach $L_{pAeq,24h}$ -Klassen. Der durchschnittliche MCS-Wert zur psychischen Lebensqualität entspricht dem Bundesdurchschnitt (GSTel03-Normstichprobe des Robert-Koch-Instituts), der PCS-Wert zur körperlichen Lebensqualität liegt geringfügig unter dem Bundesdurchschnitt. Die Korrelationen mit dem 24-Stunden-Mittelungspegel für Straßenverkehr sind mit $r = -0,05$ (MCS) bzw. $r = -0,06$ (PCS) statistisch signifikant, allerdings in der Höhe deutlich geringer als im Fall der Straßenverkehrslärmbelästigung und der berichteten straßenverkehrslärmbedingten Schlafstörungen.

Tabelle 11-6. Körperliche (PCS) und psychische (MCS) Lebensqualität aufgeteilt nach Klassen des 24-Stunden-Mittelungspegels für Straßenverkehr

$L_{pAeq,24h}$ [dB]	SF8-Score MCS psychische Lebensqualität			SF8-Score PCS körperliche Lebensqualität		
	N	M	SD	N	M	SD
< = 35,0	1	54,7		1	47,8	
35,1 - 37,5	11	54,0	7,1	11	53,1	6,6
37,6 - 40,0	17	48,7	12,9	17	50,0	9,7
40,1 - 42,5	128	52,3	8,5	128	50,0	8,7
42,6 - 45,0	203	51,6	8,8	203	49,4	9,5
45,1 - 47,5	230	50,8	9,3	230	49,0	9,6
47,6 - 50,0	217	52,0	8,5	217	49,2	10,7
50,1 - 52,5	263	51,9	8,3	263	49,3	9,1
52,6 - 55,0	285	51,6	8,9	285	49,2	9,8
55,1 - 57,5	283	51,0	9,7	283	48,9	9,2
57,6 - 60,0	261	50,8	9,5	261	48,3	10,4
60,1 - 62,5	234	50,8	9,8	234	47,9	10,2
62,6 - 65,0	236	51,0	9,2	236	48,4	9,6
65,1 - 67,5	240	51,2	9,5	240	49,1	9,6
67,6 - 70,0	217	51,4	9,0	217	48,7	10,0
70,1 - 72,5	151	51,7	8,4	151	48,4	10,0
72,6 - 75,0	103	52,3	7,8	103	46,8	10,7
75,1 - 77,5	82	51,7	8,8	82	49,9	8,7
77,6 - 80,0	7	52,1	6,2	7	50,5	8,9
80,1 - 82,5	3	56,6	1,6	3	55,5	1,3
Gesamt	3.172	51,4	9,1	3.172	48,9	9,7
Bund		M = 51,4 95 %-Konfidenzintervall: 51,2 - 51,6)			M = 49,3 95 %-Konfidenzintervall: 49,1 - 49,5	
		Korrelation $L_{pAeq,24h}$ -Lärmbelästigung ($p < 0,001$ für alle Koeffizienten)		Korrelation $L_{pAeq,22-06h}$ -Schlafstörungen ($p < 0,001$ für alle Koeffizienten)		
r		-0,05 ($p = 0,007$)		-0,06 ($p = 0,001$)		

Anmerkung. Bund: Bundesdeutscher Normwert - Mittelwert und 95 %-Konfidenzintervall (GSTel03, telefonischer Gesundheitssurvey 2003 des Robert-Koch-Instituts); r = Produkt-Moment-Korrelations-Koeffizient; N = Anzahl; M = arithmetischer Mittelwert; SD = Standardabweichung (standard deviation).

11.4 Expositions-Wirkungsbeziehung zur Belästigung durch Straßenverkehrslärm

Für die Ermittlung der Expositions-Wirkungsbeziehungen zur Belästigung durch Straßenverkehrslärm bezogen auf den Mittelungspegel $L_{pAeq,24h}$ wurden mehrere Modelle auf Basis des Verallgemeinerten Linearen Modells (GzLM) berechnet:

- Für den Grad der Straßenverkehrslärmbelästigung im Wertebereich von 1 (überhaupt nicht gestört) bis 5 (äußerst gestört) und
- für den Anteil der hoch durch Straßenverkehrslärm belästigten Personen (*HA-Anteil*), d.h. für Personen mit Werten auf der fünfstufigen ICBEN/ISO-5Belästigungsskala größer gleich "stark" (4).

Für beide Variablen wurden ein Basis- und ein erweitertes Modell (Erweitertes Modell I, vgl. Tabelle 11-7) analog zu den Modellen für die Belästigung durch Fluglärm gerechnet. Darüber hinaus wurde ergänzend ein weiteres Erweitertes Modell II untersucht, welches zusätzlich noch den Einflussgröße "Autobahnnähe" (dichotom: kleiner gleich vs. größer 300 m) und die Interaktion dieses Faktors mit dem Mittelungspegel $L_{pAeq,24h}$ enthält.

Zur Erinnerung: Der Faktor "Autobahnnähe" dient der Prüfung der These, dass Geräusche des Autobahnverkehrs eine andere (höhere) Lärmbelästigung erzeugen als die Geräusche des Verkehrs auf übrigen Straßen. Für diese Studie liegen keine quellspezifischen Geräuschpegel des Autobahnverkehrs vor, da die dazu erforderliche manuelle Aufbereitung von Teilschallpegeldaten pro Straße für alle Immissionspunkte eines Wohngebäudes im Rahmen dieser Studie aus forschungsökonomischen Gründen nicht möglich war. Die Geräuschbelastung durch den Autobahnverkehr wurde deshalb über die Abschätzung der Entfernung zur Autobahn in der Annahme operationalisiert, dass eine größere Nähe zur Autobahn (hier: kleiner gleich 300 m) bedeutet, dass das Belästigungsurteil überwiegend durch den Autobahnverkehr geprägt ist. Die Einführung der Interaktion des Faktors mit dem $L_{pAeq,24h}$ erlaubt die Prüfung der These einer unterschiedlichen Steilheit der Expositions-Wirkungsbeziehung zur Straßenverkehrslärmbelästigung im Umfeld von Autobahnen und abseits davon. Die berechneten Modelle beinhalten die in Tabelle 11-7 aufgelisteten Einflussgrößen (Determinanten):

Tabelle 11-7. Modellübersicht der Regressionsmodelle zur Straßenverkehrslärmbelastigung

Basismodell	Erweitertes Modell I	Erweitertes Modell II
$L_{pAeq,24h}$ - Straßenverkehr	$L_{pAeq,24h}$ - Straßenverkehr	$L_{pAeq,24h}$ - Straßenverkehr
Befragungsmodus	Befragungsmodus	Befragungsmodus
	Geschlecht	Geschlecht
	Alter (quadratischer Term)	Alter (quadratischer Term)
	Wohndauer	Wohndauer
	Hauseigentum	Hauseigentum
	SWI	SWI
	Migration	Migration
	Lärmempfindlichkeit	Lärmempfindlichkeit
	Straßenverkehr = nützlich	Straßenverkehr = nützlich
	Straßenverkehr = bequem	Straßenverkehr = bequem
	Straßenverkehr = umweltschädigend	Straßenverkehr = umweltschädigend
	$L_{pAeq,24h}$ - Luftverkehr	$L_{pAeq,24h}$ - Luftverkehr
	$L_{pAeq,24h}$ - Schienenverkehr	$L_{pAeq,24h}$ - Schienenverkehr
	Befragungsmodus * Alter	Befragungsmodus * Alter
		Autobahnnähe
		Autobahnnähe * $L_{pAeq,24h}$ - Straßenverkehr
AIC	9.911,20	9.157,60 (2.602,75 [#])
		9.154,96

Anmerkung. AIC = Akaike-Informationskriterium. [#] Der AIC-Wert in Klammern bezieht sich auf das Regressionsmodell zum Anteil hoch (stark/äußerst) belastigter Personen (Personen mit Antworten auf Stufe 4 oder 5 der IC BEN/ISO-Belastigungsskala), die übrigen AIC-Werte beziehen sich auf die 5-stufige IC BEN/ISO-Lärmbelastigungsskala.

Die in Tabelle 11-7 angegebenen AIC-Wert signalisieren eine bessere Modellgüte des erweiterten Modells I gegenüber dem Basismodell (kleinerer AIC-Wert). Die Hinzunahme von weiteren Co-Determinanten zusätzlich zu den beiden Variablen 24-Stunden-Mittelungspegel und Befragungsmodus klärt demnach mehr Varianz in der Belastigung durch Straßenverkehrslärm auf. Die weitere Hinzunahme des Faktors "Autobahnnähe" und dessen Interaktion mit dem $L_{pAeq,24h}$ bringt dagegen kaum eine Verbesserung der Modellgüte; die Regressionskoeffizienten der hinzugenommenen beiden Determinanten erweisen sich auch als statistisch nicht signifikant. Dieses erweiterte Modell II wird im Folgenden in diesem Abschnitt nicht weiter behandelt; die tabellarisch aufgeführten Ergebnisse dazu (Regressionskoeffizienten) finden sich im Anhang 7.

Tabelle 11-8 zeigt die Ergebnisse des erweiterten Regressionsmodells I jeweils zur 5-stufig erfassten Lärmbelastigung durch Straßenverkehrslärm (IC BEN/ISO-Belastigungsskala, Modell Ia) und zum Anteil hoch (stark/äußerst) durch Straßenverkehrslärm belastigter Personen (HA-Anteil; Anteil *highly annoyed*; Modell Ib). Zum erweiterten Modell I wurde zur Robustheitsprüfung ein Bootstrapping-Verfahren mit 5.000 Bootstrap-Stichproben (N_B) durchgeführt (vgl. Abschnitt 7.5.6, S. 109ff.). Die Verzerrungen sind nahe Null und signalisieren eine hohe Robustheit des Modells.

Tabelle 11-8. Ergebnisse der Regressionsanalysen im Rahmen des GzLM zur

Straßenverkehrslärmbelastigung in der Region Rhein-Main (Stichprobe QS Straße, 2012, N = 3.172). Erweitertes Modell I, (a) bezogen auf 5-stufige ICBEN/ISO-Belästigungsskala, (b) bezogen auf den Anteil hoch durch Straßenverkehrslärm belästigter Personen

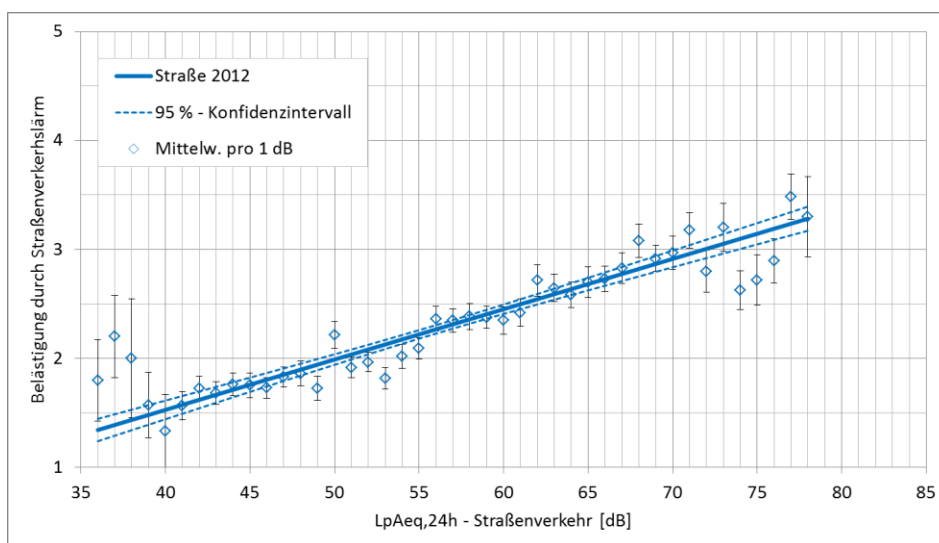
Parameter	Erweitertes Modell I													
	a) Modell zur Belästigung durch Straßenverkehrslärm (5-stufige ICBEN-Belästigungsskala)							b) Modell zum Anteil hoch (stark/ äußerst) durch Straßenverkehrslärm belästigter Personen (HA-Anteil; <i>highly annoyed</i>)						
	Bootstrap zu B (N _B = 5.000)							Bootstrap zu B (N _B = 5.000)						
	B	SE	p	BCI -	BCI +	V.	β	B	SE	p	BCI -	BCI +	V.	β
Konstanter Term	-0,32	0,14	0,02	-0,59	-0,04	0,00	0,00	-6,58	0,37	**	-7,37	-5,94	-0,06	-1,69
L _{pAeq,24h} - Straße	0,05	0,00	**	0,04	0,05	0,00	0,36	0,09	0,01	**	0,07	0,10	0,00	0,82
Befragungsmodus	-0,09	0,02	**	-0,13	-0,05	0,00	-0,07	-0,10	0,05	0,05	-0,21	0,00	0,00	-0,10
Geschlecht	0,01	0,02	0,52	-0,03	0,06	0,00	0,01	-0,02	0,05	0,71	-0,12	0,08	0,00	-0,02
Alter	-0,05	0,03	0,08	-0,10	0,00	0,00	-0,04	-0,05	0,07	0,48	-0,18	0,09	0,00	-0,05
Alter ²	-0,09	0,02	**	-0,14	-0,05	0,00	-0,07	-0,17	0,06	0,01	-0,30	-0,06	0,00	-0,17
Wohndauer	0,06	0,02	0,01	0,01	0,11	0,00	0,05	0,12	0,06	0,03	0,01	0,24	0,00	0,12
Hauseigentum	0,01	0,02	0,78	-0,04	0,05	0,00	0,00	0,02	0,05	0,76	-0,09	0,12	0,00	0,02
SWI	-0,03	0,02	0,15	-0,08	0,01	0,00	-0,03	-0,15	0,06	0,01	-0,26	-0,04	0,00	-0,15
Migration	-0,03	0,02	0,21	-0,07	0,02	0,00	-0,02	-0,04	0,05	0,43	-0,15	0,06	0,00	-0,04
Lärmempfindlichk.	0,24	0,02	**	0,20	0,29	0,00	0,20	0,46	0,05	**	0,37	0,56	0,01	0,46
Straßenv. = nützlich	-0,11	0,02	**	-0,16	-0,07	0,00	-0,09	-0,23	0,05	**	-0,34	-0,13	0,00	-0,23
Straßenv. = bequem	-0,02	0,02	0,31	-0,06	0,02	0,00	-0,02	0,06	0,05	0,26	-0,04	0,16	0,00	0,06
Straßenv. = umweltschäd. ^a	-0,10	0,02	**	-0,15	-0,06	0,00	-0,08	-0,18	0,06	**	-0,30	-0,07	0,00	-0,18
L _{pAeq,24h} - Luft	0,00	0,02	0,87	-0,04	0,05	0,00	0,00	0,01	0,05	0,90	-0,10	0,10	0,00	0,01
L _{pAeq,24h} - Schiene	0,00	0,02	1,00	-0,05	0,05	0,00	0,00	0,01	0,05	0,88	-0,09	0,11	0,00	0,01
B.-Modus * Alter	-0,04	0,03	0,10	-0,10	0,01	0,00	-0,04	-0,15	0,06	**	-0,26	-0,04	0,00	-0,15
AIC	9.157,60							2.602,75						

Anmerkung. B = Regressionskoeffizient; SE = Standardfehler; p = Überschreitungswahrscheinlichkeit; p-Werte in roter Schrift weisen auf einen statistisch nicht signifikanten Regressionskoeffizienten hin ($p > 0,05$); BCI -/+ = untere/obere Grenze des 95 %-Bootstrap-Konfidenzintervalls mit B = 5.000 Bootstrap-Stichproben; V. = Verzerrung; β = Standardisierter Regressionskoeffizient; AIC = Akaike Informationskriterium, ^a: umweltschädigend: Bewertungsskala umkodiert, d. h. hohe Werte = positive Bewertung, ** $p < 0,01$.

Aus Tabelle 11-8 geht hervor, dass neben dem Mittelungspegel $L_{pAeq,24h}$ weitere Einflussgrößen zur Erklärung der Straßenverkehrslärmbelastigung beitragen, vor allem die Lärmempfindlichkeit sowie im Weiteren die Bewertung des Straßenverkehrs als umweltschädigend (beide belästigungserhöhend) und nützlich (belästigungsmindernd). Unter den demografischen Variablen erweist sich das Alter als bedeutsam, wobei sich auch bei der Straßenverkehrslärmbelastigung der von der Belästigung zum Fluglärm bekannte nicht-lineare Einfluss (umgekehrt u-förmige Beziehung) zeigt. Dies gilt entsprechend auch für das Modell zur Vorhersage des Anteils hoch belästigter Personen. Bei diesem Modell kommt noch der Scheuch-Winkler-Index zum Sozialstatus als weiterer Einflussfaktor hinzu, wonach mit zunehmendem Sozialstatus die Wahrscheinlichkeit, hoch durch Straßenverkehrslärm belästigt zu sein, sinkt.

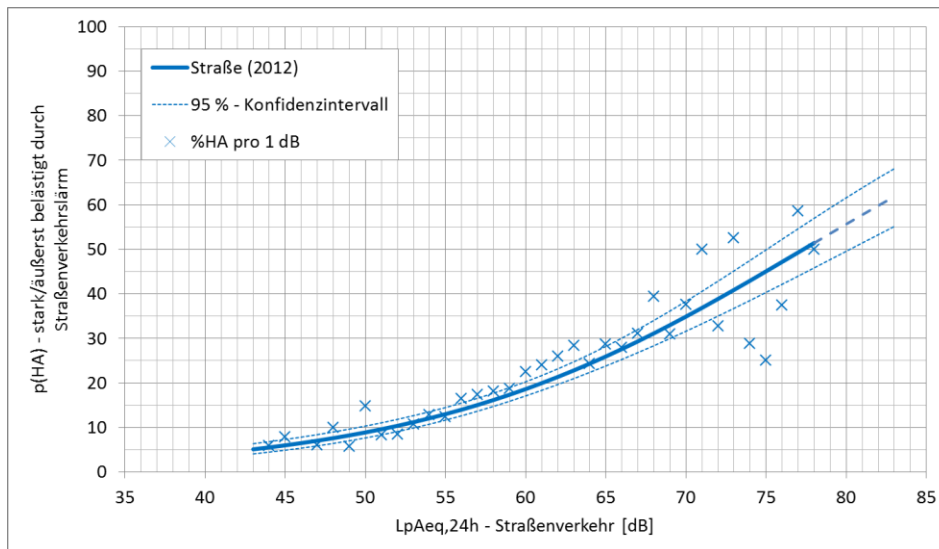
Die in Abbildung 11-1 und Abbildung 11-2 dargestellten Expositions-Wirkungsbeziehungen zur Lärmbelastigung und zum HA-Anteil basieren auf dem erweiterten Modell I. Für die Darstellung der Expositions-Wirkungsbeziehung wurden die Co-Determinanten z-standardisiert (Mittelwert = 0, Standardabweichung = 1) und auf Null gesetzt und geben damit die durchschnittliche Ausprägung in der Stichprobe wieder. Die lineare Modellierung der Expositions-Wirkungsbeziehung zur 5-stufig erfassten Straßenverkehrslärmbelastigung erweist sich insbesondere im $L_{pAeq,24h}$ -Bereich von 40 bis 70 dB als eine gute Anpassung an die in Abbildung 11-1 ebenfalls dargestellten durchschnittlichen Belastigungswerte pro 1-dB-Stufe.

Die logistische Regression, die der Expositions-Wirkungsbeziehung zum Anteil hoch durch Straßenverkehrslärm belästigter Personen zugrunde liegt (Abbildung 11-2) weist im $L_{pAeq,24h}$ -Bereich von 45 bis 70 dB eine gute Anpassung an den empirischen %HA-Anteil pro 1-dB-Stufe auf. Oberhalb von 70 dB streuen die HA-Anteile stärker, was ein Resultat der geringer werdenden Zellenbesetzung ist. Alle angegebenen HA-Anteile pro 1-dB-Stufe im $L_{pAeq,24h}$ beziehen sich auf eine absolute Anzahl größer gleich 5 Personen; Anzahlen von unter 10 hoch belästigten Personen treten bei $L_{pAeq,24h}$ -Stufen unterhalb von 52 dB und im oberen Pegelbereich bei 75 dB ($n = 8$) und bei 78 dB ($n = 5$) auf.



Anmerkung. Erweitertes Modell I adjustiert nach Befragungsmodus, Geschlecht, Alter, Wohndauer, Hauseigentum, SWI, Migration, Lärmempfindlichkeit, Bewertung von Straßenverkehr als nützlich, bequem, umweltschädigend, $L_{pAeq,24h}$ - Luftverkehr, $L_{pAeq,24h}$ - Schienenverkehr, Interaktion B.-Modus * Alter. Mittelw. = arithmetischer Mittelwert. Teilnehmerzahl (QS Straße): $n = 3.172$.

Abbildung 11-1. Expositions-Wirkungsbeziehung zur Straßenverkehrslärmbelastigung in der Rhein-Main-Region (Stichprobe "QS Straße").



Anmerkung. Erweitertes Modell I adjustiert nach Befragungsmodus, Geschlecht, Alter, Wohndauer, Hauseigentum, SWI, Migration, Lärmempfindlichkeit, Bewertung von Straßenverkehr als nützlich, bequem, umweltschädigend, $L_{pAeq,24h}$ - Luftverkehr, $L_{pAeq,24h}$ - Schienenverkehr, Interaktion B.-Modus * Alter. Zu dem mittels logistischer Regression geschätzten HA-Anteil ist der empirische %HA-Anteil pro $L_{pAeq,24h}$ -1dB-Stufe angegeben. Teilnehmerzahl (QS Straße): $n = 3.172$. Die gestrichelte Fortführung der Kurve beruht auf Einzeldaten mit $n < 10$ Personen pro 1dB-Stufe.

Abbildung 11-2. Anteil hoch durch Straßenverkehrslärm belästigter Personen (HA-Anteil) im Rhein-Main-Gebiet, Stichprobe "QS-Straße".

11.5 Expositions-Wirkungsbeziehung zu straßenverkehrslärmbedingten Schlafstörungen

Für die Expositions-Wirkungsbeziehungen zu den berichteten Schlafstörungen durch Straßenverkehrslärm bezogen auf den nächtlichen Mittelungspegel $L_{pAeq,22-06h}$ für Straßenverkehr wurden Modelle auf Basis des Verallgemeinerten Linearen Modells (GzLM) berechnet für

- den Grad der durch Straßenverkehrslärm bedingten Schlafstörungen im Wertebereich von 1 (überhaupt nicht gestört) bis 5 (äußerst gestört) und für
- den Anteil der hoch durch Straßenverkehrslärm bedingten schlafgestörten Personen (Personen mit Werten auf der Schlafstörungsskala größer gleich 4; *HSD-Anteil*; Anteil *highly sleep disturbed*).

Es wurde ein Basismodell, ein erweitertes Modell I und ein quellenspezifisches Erweitertes Modell II gerechnet. Die Modelle schließen die folgenden Einflussgrößen (Determinanten) ein (Tabelle 11-9):

Tabelle 11-9. Modellübersicht der Regressionsmodelle für die Schlafstörungen durch Straßenverkehrslärm

Basismodell	Erweitertes Modell I	Erweitertes Modell II
$L_{pAeq,22-06h}$ - Straßenverkehr	$L_{pAeq,22-06h}$ - Straßenverkehr	$L_{pAeq,22-06h}$ - Straßenverkehr
Befragungsmodus	Befragungsmodus	Befragungsmodus
	Geschlecht	Geschlecht
	Alter (quadratischer Term)	Alter (quadratischer Term)
	Wohndauer	Wohndauer
	Hauseigentum	Hauseigentum
	SWI	SWI
	Migration	Migration
	Lärmempfindlichkeit	Lärmempfindlichkeit
	Straßenverkehr = nützlich	Straßenverkehr = nützlich
	Straßenverkehr = bequem	Straßenverkehr = bequem
	Straßenverkehr = umweltschädigend	Straßenverkehr = umweltschädigend
	$L_{pAeq,22-06h}$ - Luftverkehr	$L_{pAeq,22-06h}$ - Luftverkehr
	$L_{pAeq,22-06h}$ - Schienenverkehr	$L_{pAeq,22-06h}$ - Schienenverkehr
	Befragungsmodus * Alter	Befragungsmodus * Alter
	Befragungsmodus * Attribut "Straßenverkehr" = nützlich	Befragungsmodus * Attribut "Straßenverkehr" = nützlich
		Autobahnnähe
		Autobahnnähe* $L_{pAeq,22-06h}$ - Straßenverkehr
AIC	8.011,72	7.367,41 (833,96)
		7.366,49

Anmerkung. AIC = Akaike-Informationskriterium. # Der AIC-Wert in Klammern bezieht sich auf das Regressionsmodell zum Anteil hoch durch Straßenverkehrslärm schlafgestörter Personen (Personen mit einem Schlafstörungsscore größer gleich 4 im Gesamtwertebereich von 1 [überhaupt nicht] bis 5 [äußerst gestört]), die übrigen AIC-Werte beziehen sich auf den Schlafstörungsscore im Wertebereich von 1 bis 5.

Wie auch bei der Belästigung durch Straßenverkehrslärm zeigen die AIC-Werte der Modelle zu den Schlafstörungen durch Straßenverkehrslärm eine Verbesserung der Modellgüte des erweiterten Modells I relativ zum Basismodell und eine nahezu gleichbleibende Modellgüte des erweiterten Modells II relativ zum Modell I. Die Hinzunahme des Faktors "Autobahnnähe" und dessen Interaktion mit dem $L_{pAeq,22-06h}$ bringen kaum eine weitere Varianzaufklärung der straßenverkehrslärmbedingten Schlafstörungen. Die dazugehörigen Regressionskoeffizienten sind statistisch nicht signifikant. Die Koeffizienten des erweiterten Modells II sowie auch des Basismodells sind im Anhang 7 tabellarisch aufgeführt.

Die Regressionskoeffizienten zum erweiterten Modell I bezogen auf den Schlafstörungsscore und den Anteil der hoch durch Straßenverkehrslärm schlafgestörten Personen zeigt Tabelle 11-10. Die Ergebnisse des Bootstrapping zu den Regressionskoeffizienten der Modelle zu den Schlafstörungen zeigen eine nahezu unverzerrte Schätzung der Koeffizienten für den Schlafstörungsscore und eine geringe Verzerrung der Regressionskoeffizienten der Einflussfaktoren (bis -0,05 beim quadrierten Altersterm). Insgesamt spricht dies für eine hohe Robustheit des Modells.

Neben dem Mittelungspegel $L_{pAeq,22-06h}$ erweisen sich - gemessen an der Höhe des standardisierten Regressionskoeffizienten - vor allem die Lärmempfindlichkeit (störungserhöhend) und die Bewertung der Nützlichkeit des Straßenverkehrs (störungsmindernd) als weitere relevante Einflussgrößen der berichteten straßenverkehrslärmbedingten Schlafstörungen. Beim Modell zum Anteil hoch schlafgestörter Personen kommen noch die Bewertungen des Straßenverkehrs als bequem und als umweltschädigend als statistisch signifikante Einflussgrößen hinzu. Befragungsmodus und das Alter stellen weitere statistisch signifikante Confounder dar, nach denen die Expositions-Wirkungsbeziehungen zu den Schlafstörungen und dem Anteil hoch durch Straßenverkehrslärm schlafgestörter Personen adjustiert sind. Die Mittelungspegel der übrigen zwei Verkehrsträger sowie die übrigen demografischen Variablen haben keinen statistisch signifikanten Einfluss.

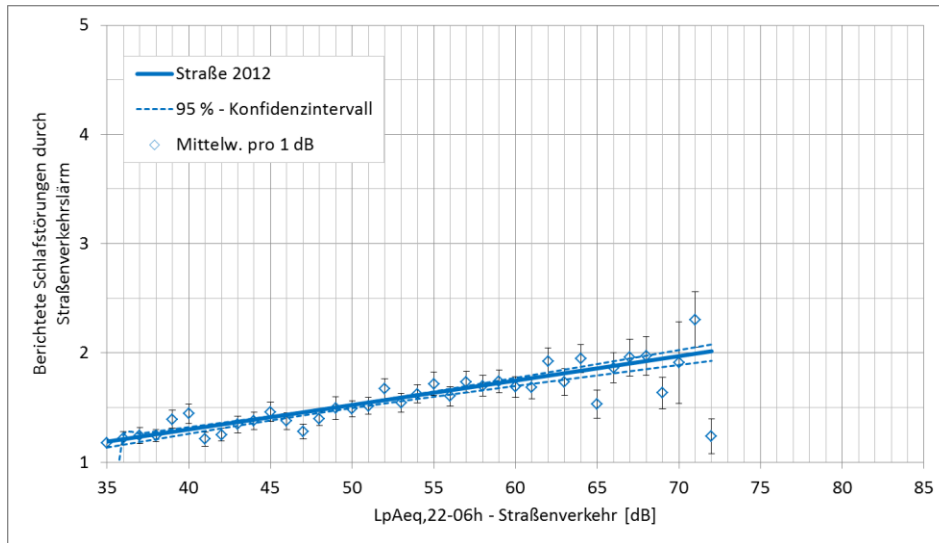
Die Schätzung der Expositions-Wirkungsbeziehung zum Score der berichteten Schlafstörungen durch Straßenverkehrslärm auf Basis des linearen Modells passt sich insbesondere im $L_{pAeq,22-06h}$ -Bereich unter 65 dB gut an die in Abbildung 11-3 ebenfalls dargestellten durchschnittlichen Belästigungswerte pro 1-dB-Stufe an. Oberhalb von $L_{pAeq,22-06h} = 65$ dB streuen die mittleren Schlafstörungswerte stärker. Auf allen dB-Stufen liegt die Zellenbesetzung bei mindestens 15 Personen (15 - 160 Personen) bis auf die Stufe 72 dB, die mit 7 Personen besetzt ist.

In Abbildung 11-4 ist der Anteil durch den Straßenverkehrslärm schlafgestörter Personen in Abhängigkeit des Mittelungspegels für die Nachtzeit von 22 - 06 Uhr angegeben. Die Kurve verläuft bis zu einem $L_{pAeq,22-06h}$ von ca. 60 dB relativ flach und steigt dann langsam an. Dieser flache Anstieg korrespondiert mit der insgesamt im Vergleich zu fluglärmbedingten Schlafstörungen geringeren Korrelation mit dem Mittelungspegel $L_{pAeq,22-06h}$ (beim Straßenverkehr $r = 0,23$, beim Luftverkehr $0,36 \leq r \leq 0,43$, vgl. Tabelle 9-19, S. 240, und Tabelle 11-5, S. 404).

Tabelle 11-10. Ergebnisse der Regressionsanalysen im Rahmen des GzLM zu berichteten durch Straßenverkehrslärm bedingten Schlafstörungen in der Region Rhein-Main (Stichprobe QS Straße, 2012, n = 3.172). Erweitertes Modell I, (a) bezogen auf den Schlafstörungs-Index im Wertebereich von 1 (überhaupt nicht) bis 5 (äußerst gestört), (b) bezogen auf den Anteil hoch durch Straßenverkehrslärm schlafgestörter Personen

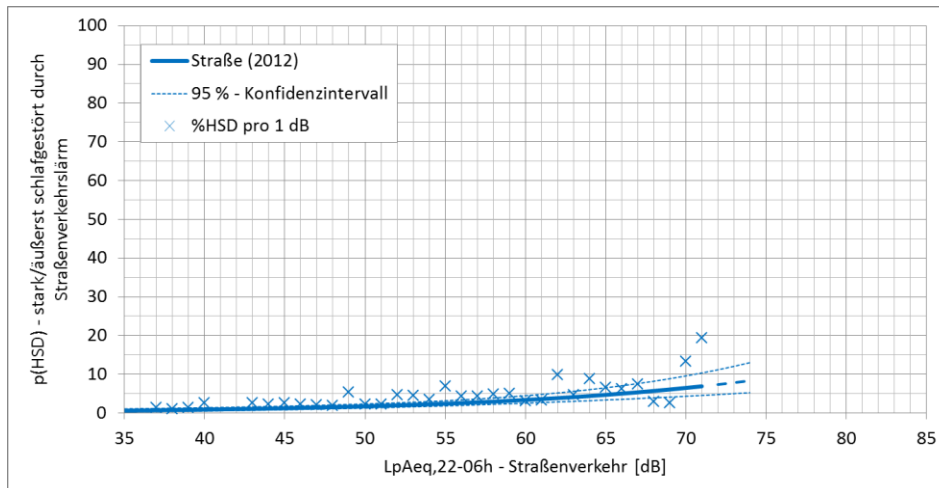
Parameter	Erweitertes Modell I													
	a) Modell zu berichteten Schlafstörungen durch Straßenverkehrslärm (Score im Wertebereich von 1 bis 5)							b) Modell zum Anteil hoch durch Straßenverkehrslärm im Schlaf gestörter Personen (HSD-Anteil; <i>highly sleep disturbed</i>)						
	Bootstrap zu b (N _B = 5.000)							Bootstrap zu b (N _B = 5.000)						
	B	SE	p	BCI -	BCI +	V.	β	B	SE	p	BCI -	BCI +	V.	β
Konstanter Term	0,41	0,09	**	0,23	0,57	0,00	0,00	-7,44	0,70	**	-9,02	-6,29	-0,15	-3,97
L _{pAeq,24h} - Straße	0,02	0,00	**	0,02	0,03	0,00	0,24	0,07	0,01	**	0,05	0,09	0,00	0,65
Befragungsmodus	-0,13	0,02	**	-0,17	-0,10	0,00	-0,15	-0,22	0,11	0,03	-0,41	0,01	0,01	-0,22
Geschlecht	-0,01	0,02	0,67	-0,04	0,02	0,00	-0,01	-0,09	0,12	0,41	-0,34	0,12	-0,01	-0,09
Alter	-0,10	0,02	**	-0,13	-0,06	0,00	-0,11	-0,65	0,16	**	-1,00	-0,35	-0,02	-0,65
Alter ²	-0,06	0,02	**	-0,10	-0,03	0,00	-0,07	-0,52	0,19	**	-0,98	-0,24	-0,05	-0,52
Wohndauer	0,02	0,02	0,19	-0,01	0,06	0,00	0,03	0,21	0,13	0,10	-0,04	0,45	0,00	0,21
Hauseigentum	0,01	0,02	0,62	-0,02	0,04	0,00	0,01	0,05	0,11	0,67	-0,16	0,27	0,00	0,05
SWI	-0,03	0,02	0,10	-0,06	0,01	0,00	-0,03	-0,08	0,11	0,46	-0,30	0,14	0,00	-0,08
Migration	-0,01	0,02	0,44	-0,04	0,02	0,00	-0,01	0,03	0,12	0,78	-0,23	0,23	-0,01	0,03
Lärmempfindlichk.	0,19	0,02	**	0,16	0,22	0,00	0,21	0,71	0,12	**	0,49	0,97	0,01	0,71
Straßenv. = nützlich	-0,07	0,02	**	-0,10	-0,03	0,00	-0,08	-0,23	0,11	0,03	-0,45	-0,02	0,00	-0,23
Straßenv. = bequem	-0,03	0,02	0,06	-0,07	0,00	0,00	-0,04	-0,15	0,10	0,14	-0,34	0,06	0,00	-0,15
Straßenv. = umweltschäd. ^a	-0,05	0,01	**	-0,08	-0,02	0,00	-0,05	-0,10	0,14	0,45	-0,39	0,15	-0,01	-0,10
L _{pAeq,24h} - Luft	-0,01	0,02	0,50	-0,04	0,02	0,00	-0,01	-0,03	0,10	0,76	-0,24	0,16	0,00	-0,03
L _{pAeq,24h} - Schiene	0,03	0,02	0,11	-0,01	0,06	0,00	0,03	0,06	0,10	0,53	-0,13	0,26	0,00	0,06
B.-Modus * Alter	-0,02	0,02	0,32	-0,06	0,02	0,00	-0,02	-0,15	0,13	0,14	-0,39	0,11	0,00	-0,15
B.-Modus * Straßenv. = nützlich	-0,03	0,02	0,16	-0,06	0,01	0,00	-0,03	-0,09	0,09	0,27	-0,28	0,07	-0,01	-0,09
<i>AIC</i>	7.367,41							833,96						

Anmerkung. B = Regressionskoeffizient; SE = Standardfehler; p = Überschreitungswahrscheinlichkeit; p-Werte in roter Schrift weisen auf einen statistisch nicht signifikanten Regressionskoeffizienten hin (p > 0,05); BCI -/+ = untere/obere Grenze des 95 %-Bootstrap-Konfidenzintervalls mit B = 5.000 Bootstrap-Stichproben; V. = Verzerrung; β = Standardisierter Regressionskoeffizient; AIC = Akaike Informationskriterium, ^a: umweltschädigend: Bewertungsskala umkodiert, d. h. hohe Werte = positive Bewertung, ** p < 0,01.



Anmerkung. Erweitertes Modell I adjustiert nach Befragungsmodus, Geschlecht, Alter, Wohndauer, Hauseigentum, SWI, Migration, Lärmempfindlichkeit, Bewertung von Straßenverkehr als nützlich, bequem, umweltschädigend, $L_{pAeq,24h}$ - Luftverkehr, $L_{pAeq,24h}$ - Schienenverkehr, Interaktionen B.-Modus * Alter, B.-Modus * "Luftverkehr = nützlich". Mittelw. = arithmetischer Mittelwert. Teilnehmerzahl (QS Straße): $n = 3.172$.

Abbildung 11-3. Expositions-Wirkungsbeziehung zu berichteten Schlafstörungen durch Straßenverkehrslärm in der Rhein-Main-Region (Stichprobe "QS Straße").



Anmerkung. Erweitertes Modell I adjustiert nach Befragungsmodus, Geschlecht, Alter, Wohndauer, Hauseigentum, SWI, Migration, Lärmempfindlichkeit, Bewertung von Straßenverkehr als nützlich, bequem, umweltschädigend, $L_{pAeq,22-06h}$ - Luftverkehr, $L_{pAeq,22-06h}$ - Schienenverkehr, Interaktionen B.-Modus * Alter, B.-Modus * "Luftverkehr = nützlich". Zu dem mittels logistischer Regression geschätzten HSD-Anteil ist der empirische %HSD-Anteil pro $L_{pAeq,22-06h}$ -1dB-Stufe angegeben. Teilnehmerzahl (QS Straße): $n = 3.172$. Die gestrichelte Fortführung der Kurve beruht auf Einzeldaten mit $n < 10$ Personen pro 1dB-Stufe.

Abbildung 11-4. Anteil hoch durch Straßenverkehrslärm schlafgestörter Personen (HSD-Anteil, Anteil highly sleep-disturbed) im Rhein-Main-Gebiet, Stichprobe "QS-Straße".

11.6 Gesundheitsbezogene Lebensqualität (SF8) und Straßenverkehrsgeräuschexposition

Die zur gesundheitsbezogenen Lebensqualität (SF8) bezogen auf den Mittelungspegel $L_{pAeq,24h}$ berechneten Expositions-Wirkungsmodelle auf Basis des Verallgemeinerten Linearen Modells (GzLM) betreffen den Grad

- der selbst berichteten psychischen Lebensqualität (SF8-Score MCS),
- der selbst berichteten körperlichen Lebensqualität (SF8-Score PCS).

Für beide SF8-Variablen wurde ein Basis- und mehrere erweiterte Modelle gerechnet. Die erweiterten Modelle unterscheiden sich in der Berücksichtigung der Straßenverkehrslärmbelastigung, um den spezifischen Einfluss dieser Variable auf die gesundheitsbezogene Lebensqualität aufzeigen zu können. Das erweiterte Modell I enthält neben dem Mittelungspegel $L_{pAeq,24h}$ und dem Befragungsmodus alle weiteren ausgewählten Co-Determinanten (zur Auswahl s. Abschnitt 9.6.3, S. 271) ohne die Straßenverkehrslärmbelastigung. Das Modell II ist gegenüber dem Modell I um die Straßenverkehrslärmbelastigung als weiteren Einflussfaktor erweitert. Das dritte erweiterte Modell, das Annoyance-Modell enthält zusammen mit den übrigen Co-Determinanten die Variable "Straßenverkehrslärmbelastigung" *anstelle* des Mittelungspegels für Straßenverkehr $L_{pAeq,24h}$. Die in den Modellen enthaltenen Determinanten sind in Tabelle 11-11 aufgelistet.

Die AIC-Werte in Tabelle 11-11 zeigen, dass das erweiterte Modell II, welches neben den weiteren Co-Determinanten sowohl den Mittelungspegel als auch die Straßenverkehrslärmbelastigung als Einflussfaktor enthält die beste Modellgüte (niedrigsten AIC-Wert) unter den analysierten Modellen aufweist. Das Modell welches die Straßenverkehrslärmbelastigung anstelle des Mittelungspegels $L_{pAeq,24h}$ als Determinante enthält (A-Modell) hat eine höhere Modellgüte (geringeren AIC-Wert) als das Modell, welches den Mittelungspegel anstelle der Straßenverkehrslärmbelastigung als Determinante beinhaltet (erweitertes Modell I).

Tabelle 11-11. Modellübersicht der Regressionsmodelle zum Einfluss von Straßenverkehrslärm auf die Lebensqualität (SF 8)

Basismodell	Erweitertes Modell I	Erweitertes Modell II	Annoyance-Modell
$L_{pAeq,24h}$ - Straßenverkehr	$L_{pAeq,24h}$ - Straßenverkehr	$L_{pAeq,24h}$ - Straßenverkehr	--
Befragungsmodus	Befragungsmodus	Befragungsmodus	Befragungsmodus
	Geschlecht	Geschlecht	Geschlecht
	Alter (linear)	Alter (linear)	Alter (linear)
	Wohndauer	Wohndauer	Wohndauer
	Hauseigentum	Hauseigentum	Hauseigentum
	SWI	SWI	SWI
	Migration	Migration	Migration
	Lärmempfindlichkeit	Lärmempfindlichkeit	Lärmempfindlichkeit
	BMI	BMI	BMI
	Sport (Stunden pro Woche)	Sport (Stunden pro Woche)	Sport (Stunden pro Woche)
	$L_{pAeq,24h}$ - Luftverkehr	$L_{pAeq,24h}$ - Luftverkehr	$L_{pAeq,24h}$ - Luftverkehr
	$L_{pAeq,24h}$ - Schienenverkehr	$L_{pAeq,24h}$ - Schienenverkehr	$L_{pAeq,24h}$ - Schienenverkehr
		Straßenverkehrslärm-belästigung	Straßenverkehrslärm-belästigung
AIC für MCS	22.938,31	19.974,04	19.918,95
AIC für PCS	23.443,67	20.124,86	20.099,80

Anmerkung. MCS = SF8-Score für die psychische Lebensqualität; PCS = SF8-Score für die körperliche Lebensqualität.

In Tabelle 11-12 sind die Regressionskoeffizienten zum Mittelungspegel $L_{pAeq,24h}$ für Straßenverkehr und zur Straßenverkehrslärmbelastigung auszugsweise aus den Regressionsmodellen zur gesundheitsbezogenen Lebensqualität dargestellt. Im Basis- und dem erweiterten Modell I zur psychischen Lebensqualität (MCS) ist der negative Regressionskoeffizient b bzw. β des 24-Stunden-Mittelungspegels für Straßenverkehr statistisch nicht signifikant. Mit Hinzunahme der Straßenverkehrslärmbelastigung (erweitertes Modell II) ergibt sich ein statistisch signifikanter positiv gerichteter Einfluss in kleiner Effektstärke auf den MCS-Wert (niedriger standardisierter Regressionskoeffizient $\beta = 0,07$). Der Effekt der Straßenverkehrslärmbelastigung ist dem gegenüber größer ($\beta = -0,15$ im erweiterten Modell II) und bleibt in dem Modell ohne den Mittelungspegel $L_{pAeq,24h}$ in etwa erhalten ($\beta = -0,13$ im Annoyance-Modell). Ein ähnliches Bild zu den Effekten des $L_{pAeq,24h}$ und der Straßenverkehrslärmbelastigung ergibt sich auch bei der körperlichen Lebensqualität (PCS) mit dem Unterschied, dass im Basismodell der Regressionskoeffizient des $L_{pAeq,24h}$ grenzwertig statistisch signifikant ist ($p = 0,046$; in Tabelle 11-12 auf $p = 0,05$ gerundet). Das negative Vorzeichen des Koeffizienten verweist auf einen lebensqualitätsmindernden Effekt des $L_{pAeq,24h}$.

Entsprechend bedeutet auch das negative Vorzeichen des (un)standardisierten Regressionskoeffizienten β (b), dass mit zunehmender Straßenverkehrslärmbelastigung die Lebensqualität sinkt. Der Regressionskoeffizient der Straßenverkehrslärmbelastigung ist im

Modell zur körperlichen Lebensqualität kleiner als im Modell zur psychischen Lebensqualität, was entsprechend für eine etwas geringere Einflussstärke spricht.

Die Umkehrung des Vorzeichens des verbleibenden Einflusses (Regressionskoeffizienten) des Mittelungspegels bei Hinzunahme der Lärmbelastigung in das Modell ist auch beim Fluglärm beobachtet worden. Der Effekt der Lärmbelastigung auf die Lebensqualität scheint dem gegenüber stabiler zu sein, da er mit gleichem Vorzeichen und ähnlicher Größenordnung sowohl jeweils im Modell II als auch im Annoyance-Modell zur körperlichen und psychischen Lebensqualität besteht.

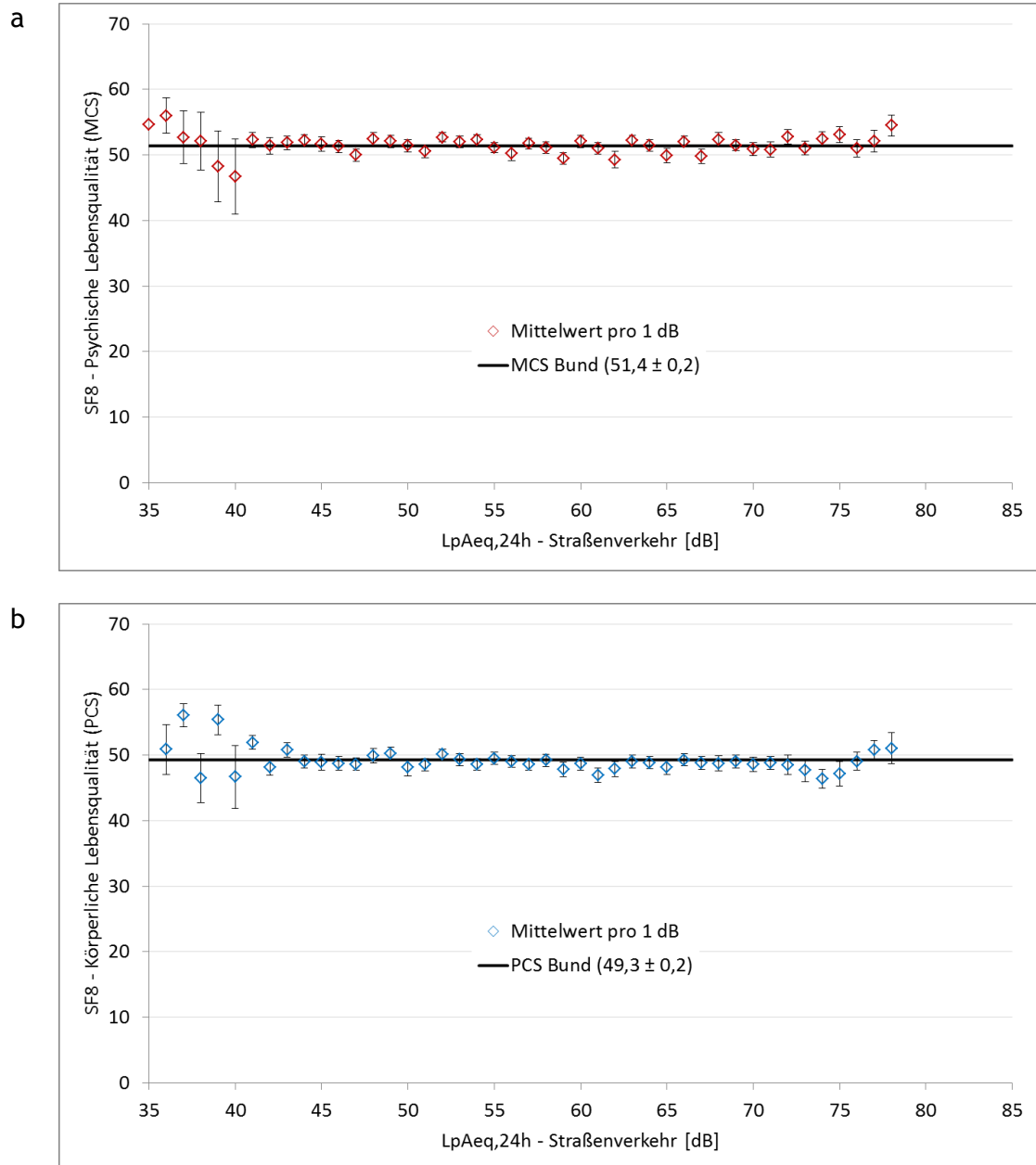
Wie auch beim Fluglärm wird daraus geschlossen, dass ein geringfügiger negativer Effekt des Straßenverkehrslärms auf die psychische und körperliche Lebensqualität über die Lärmbelastigung vermittelt wird.

Tabelle 11-12. Auszug aus den Regressionsanalysen zur gesundheitsbezogenen Lebensqualität: Regressionskoeffizienten für die Einflussgrößen Mittelungspegel $L_{pAeq,24h}$ für Straßenverkehr und Straßenverkehrslärmbelastigung

Modell	Parameter	Psychische Lebensqualität SF8-Score MCS		Körperliche Lebensqualität SF8-Score PCS	
		$L_{pAeq,24h}$ - Straße	Lärmbelästi-gung - Straße	$L_{pAeq,24h}$ - Straße	Lärmbelästi-gung - Straße
Basismodell	<i>B</i>	-0,01	--	-0,04	--
	<i>SE</i>	0,02	--	0,02	--
	<i>p</i>	0,67	--	0,05	--
	β	-0,01	--	-0,03	--
Erweitertes Modell I	<i>B</i>	0,02	--	0,02	--
	<i>SE</i>	0,02	--	0,02	--
	<i>p</i>	0,35	--	0,29	--
	β	0,02	--	0,02	--
Erweitertes Modell II	<i>B</i>	0,07	-1,36	0,06	-0,97
	<i>SE</i>	0,02	0,19	0,02	0,19
	<i>p</i>	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
	β	0,07	-0,15	0,06	-0,10
Annoyance- Modell	<i>B</i>	--	-1,14	--	-0,79
	<i>SE</i>	--	0,18	--	0,18
	<i>p</i>	--	< 0,01	--	< 0,01
	β	--	-0,13	--	-0,08

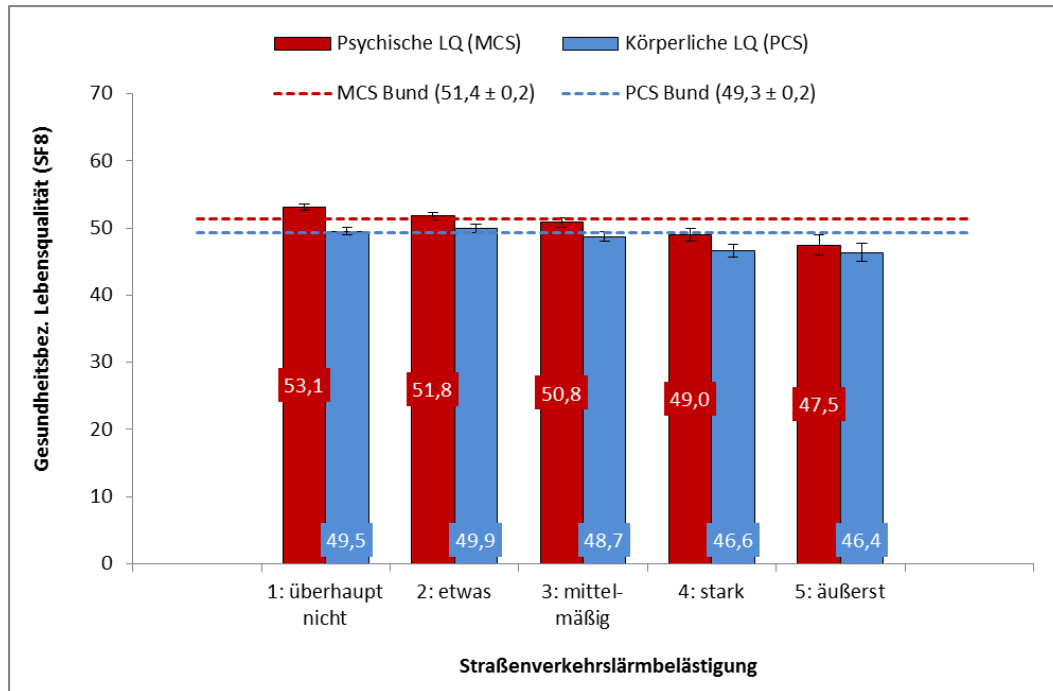
Anmerkung. *B* = Regressionskoeffizient; *SE* = Standardfehler; *p* = Überschreitungswahrscheinlichkeit; β = standardisierter Regressionskoeffizient.

Die nachfolgenden Abbildungen zeigen die körperliche und psychische Lebensqualität nach Stufen der Straßenverkehrslärmbelastigung (Abbildung 11-6). Die hohen Streuungen im unteren Pegelbereich beruhen auf geringen Zellenbesetzungen.



Anmerkung. SF8-Score MCS, PCS: Mittelwert und 95 %-Konfidenzintervall (mit Zellenbesetzung ≥ 5); Bund = Normdaten (Mittelwert \pm 95 %-Konfidenzintervall) des telefonischen Gesundheitssurveys 2003 (GSTel03) des Robert-Koch-Instituts (vgl. Ellert et al., 2005). Teilnehmende QS Straße: $n = 3.172$.

Abbildung 11-5. Gesundheitsbezogene psychische und körperliche Lebensqualität - SF8-Scores MCS (a) und PCS (b) - pro 1-dB- $L_{pAeq,24h}$ -Klasse für Straßenverkehr.



Anmerkung. SF8-Scores MCS, PCS: Mittelwert und 95 %-Konfidenzintervall; Bund = Normdaten (Mittelwert \pm 95 %-Konfidenzintervall) des telefonischen Gesundheitssurveys 2003 (GSTel03) des Robert-Koch-Instituts (vgl. Ellert et al., 2005). Teilnehmende QS Straße: $n = 3.172$.

Abbildung 11-6. Gesundheitsbezogene psychische und körperliche Lebensqualität gruppiert nach Stufen der Straßenverkehrslärmbelastigung.

Die Abbildungen zeigen, dass ein systematischer Zusammenhang zwischen $LpA_{eq,24h}$ und Lebensqualität kaum erkennbar ist (Abbildung 11-5) und dass dagegen eine Zunahme der Straßenverkehrslärmbelastigung mit einer Reduzierung der psychischen und körperlichen Lebensqualität einhergeht. Insbesondere bei den Antwortstufen der Straßenverkehrslärmbelastigung "stark" und "äußerst" liegt der Durchschnitt (Mittelwert) der Lebensqualitätsscore MCS und PCS unterhalb des Bundesdurchschnitts in der Normstichprobe GSTel03 des Robert-Koch-Instituts.

Adjustiert man bei inferenzstatistischer Prüfung der paarweisen Mittelwertvergleiche der MCS-Scores zwischen den Stufen der Straßenverkehrslärmbelastigung nach den Co-Determinanten des Annoyance-Modells, so unterscheiden sich insbesondere die MCS-Werte zwischen den Endpunkten 1 und 2 vs. 4 und 5 der Belästigungsskala statistisch signifikant voneinander. Die PCS-Scores in der Belästigungsstufe 1 sind statistisch signifikant höher als die Scores in allen anderen Belästigungsstufen. Bei den PCS-Scores unterscheiden sich die Mittelwerte in den Belästigungsstufe 1 und 2 von dem der Belästigungsstufe 4.

Tabelle 11-13. Signifikanzniveaus aus Post-hoc-Analysen (Paarvergleich) zum Vergleich von MCS- und PCS-Mittelwertsdifferenzen zwischen Kategorien der Straßenverkehrslärmbelastigung

		Abhängige Variable (AV)	
		Psychische Lebensqualität (MCS)	Körperliche Lebensqualität (PCS)
Unabhängige Variable (UV) = Straßenverkehrslärmbelastigung	<i>p</i> von Post-hoc Test mit sequentieller Bonferroni Anpassung (Holm, 1979)		
	1,00	2,00	3,00
	2,00	0,144	1,000
	3,00	0,009	0,437
	4,00	< 0,001	0,001
	5,00	< 0,001	0,057
	1,00	0,144	1,000
	3,00	0,342	0,495
	4,00	0,001	0,002
	5,00	0,005	0,086
	1,00	0,009	0,437
	2,00	0,342	0,495
	4,00	0,053	0,086
	5,00	0,053	0,437
	1,00	< 0,001	0,001
	2,00	0,001	0,002
	3,00	0,053	0,086
	5,00	0,416	1,000
	1,00	< 0,001	0,057
	2,00	0,005	0,086
	3,00	0,053	0,437
	4,00	0,416	1,000

Anmerkung. Grüne Hervorhebung = Mittelwertsdifferenz auf Signifikanzniveau $p < 0,05$ statistisch signifikant. Mittelwertsvergleiche adjustiert nach Befragungsmodus, Geschlecht, Alter, Wohndauer, Stunden außer Haus, Hauseigentum, SWI, Migrationshintergrund, Lärmempfindlichkeit, BMI, Dauer Sport pro Woche, $L_{pAeq,24h}$ für Schienenverkehr, $L_{pAeq,24h}$ für Luftverkehr.

12 Wirkungsanalysen zum Schienenverkehrslärm, Rhein-Main-Gebiet (Studie QS Schiene)

12.1 Überblick über Kapitel 12

Kapitel 12 stellt die Ergebnisse zu den Wirkungen des Schienenverkehrslärms im Rhein-Main-Gebiet vor. Datengrundlage ist die Querschnittsstudie QS Schiene. Verwendet wurden die ungewichteten Originalstichprobendaten (vgl. Abschnitt 16.1). Zunächst werden deskriptive Angaben zur Schienenverkehrsgeräuschexposition (Abschnitt 12.2), anschließend zu den Zielvariablen Schienenverkehrslärmbelastigung, berichtete schienenverkehrslärmbedingte Schlafstörungen und gesundheitsbezogene Lebensqualität (Abschnitt 12.3) vorgestellt. In den Abschnitten 12.4 bis 12.6 werden die Expositions-Wirkungsmodelle zu diesen Zielvariablen dargestellt.

12.2 Schienenverkehrslärmexposition

Für die Expositions-Wirkungsanalysen zum Schienenverkehr werden die folgenden Expositionsmaße verwendet:

- Der Mittelungspegel für die Nachtzeit (22 - 06 Uhr) $L_{pAeq,22-06h}$ in Wirkungsanalysen zu den berichteten Schlafstörungen durch Schienenverkehrslärm.
- Der Mittelungspegel für den 16-Stunden Tag (06 - 22 Uhr) $L_{pAeq,06-22h}$ für Analysen zu Aktivitätenstörungen am Tage durch Schienenverkehrslärm (Kapitel 13, Abschnitt 14.1.1)
- Der 24-Stunden-Mittelungspegel für Analysen zur Schienenverkehrslärmbelastigung und zum Einfluss von Schienenverkehrslärm auf die gesundheitsbezogene Lebensqualität.

Bei allen verwendeten Expositionsmaßen handelt es sich um berechnete, über 12 Monate gemittelte Geräuschpegel.

Die im Nachfolgenden dargestellten deskriptiven Statistiken zu den Geräuschkenngößen beziehen sich auf die Teilstudie QS Schiene, die 2012 im Rhein-Main-Gebiet parallel zur zweiten Erhebungswelle in der Panelstudie Rhein-Main und zur Querschnittsstudie zum Straßenverkehrslärm (QS Straße) durchgeführt wurde. Der Pegelbereich umfasst über 24 Stunden und über den 16-Stunden-Tag von 06 bis 22 Uhr eine mit dem Straßenverkehrslärm vergleichbare Spannweite von " $\leq 35,0$ dB" bis 82 dB ($L_{pAeq,24h}$) bzw. 81 dB ($L_{pAeq,06-22h}$).

Anders als beim Luft- oder Straßenverkehr ist der Mittelungspegel für die Nachtzeit (22 - 06 Uhr) nicht kleiner als der Tages- oder 24-Stunden-Mittelungspegel, vielmehr erreicht er mit 83 dB das höchste Maximum unter den Mittelungspegeln, der Mittelwert des $L_{pAeq,22-06h}$ liegt mit 59 dB um 1 dB höher als der Mittelwert des $L_{pAeq,06-22h}$. Insgesamt sind bei dieser Geräuschquellenart die Tag- und Nachtdifferenzen deutlich geringer als beim Luft- und Straßenverkehr. Mit einem Maximum von $L_{pAmax} = 102$ dB wird unter den drei Verkehrslärmquellenarten beim Schienenverkehrslärm auch der höchste Maximalwert unter den Maximalpegeln erreicht.

Tabelle 12-1. Deskriptive Statistik zu den Mittelungs- und Maximalpegeln für den Schienenverkehr in der Studie QS Schiene

Mittelungspegel Schienenverkehr in dB	N	Min	Max	M	SD
<i>Mittelungspegel</i>					
$L_{pAeq,24h}$	3.307	≤ 35,0	81,8	58,3	8,7
$L_{pAeq,06-22h}$	3.307	≤ 35,0	81,3	57,8	8,7
$L_{pAeq,22-06h}$	3.307	≤ 35,0	82,6	58,8	9,0
<i>Maximalpegel</i>					
$L_{pAmax,24h}$	3.307	≤ 35,0	102,0	77,4	9,6

Anmerkung. N = Anzahl, Min = Minimum, Max = Maximum, M = arithmetischer Mittelwert, SD = Standardabweichung (standard deviation).

Tabelle 12-2 zeigt die Interkorrelation der Mittelungs- und Maximalpegel für Schienenverkehr. Wie bei Straßen- und Luftverkehr korrelieren die Geräuschpegel mit $r > 0,90$ hoch miteinander. Gegenüber den Korrelationen beim Straßenverkehr (vgl. Tabelle 11-2, S. 401) sind die Korrelationen zwischen Mittelungs- und Maximalpegel höher, was für den stärker intermittierenden Charakter der Schienen- im Vergleich zur Straßenverkehrsgeräuschbelastung spricht.

Tabelle 12-2. Korrelation zwischen akustischen Kennwerten der Schienenverkehrsgeräuschbelastung - Studie QS Schiene

Korrelation r	$L_{pAeq,24h}$	$L_{pAeq,06-22h}$	$L_{pAeq,22-06h}$	$L_{pAmax,24h}$
$L_{pAeq,24h}$	1			
$L_{pAeq,06-22h}$	0,994	1		
$L_{pAeq,22-06h}$	0,985	0,962	1	
$L_{pAmax,24h}$	0,935	0,925	0,912	1

Anmerkung. Überschreitungswahrscheinlichkeit für alle Korrelationen: $p < 0,001$, $n = 3.307$.

12.3 Deskriptive Statistik zu den Zielvariablen in der Teilstudie QS Schiene

Tabelle 12-3 zeigt die Schienenverkehrslärmbelastigung in der Teilstudie QS Schiene. Im Durchschnitt ist die Belästigung durch Schienenverkehrslärm mit einem Mittelwert von $M = 2,3$ so hoch wie bei Straßenverkehrslärmbelastigung in der Teilstichprobe QS Straße. Auch der Anteil der hoch durch Schienenverkehrslärm belästigten Personen (HA-Anteil) entspricht mit 19,1 % etwa dem HA-Anteil durch Straßenverkehrslärm (19,7 % in der Teilstudie QS Straße) und ist niedriger als die Fluglärmbelastigung in der Panelstudie Rhein-Main und an den Vergleichsflughäfen.

Tabelle 12-3. Schienenverkehrslärmbelastigung - Teilstudie QS Schiene (2012)

Schienenverkehrs- lärmbelastigung	QS Schiene	
	<i>N</i>	% gültig
1: überhaupt nicht	1.188	35,9
2: etwas	888	26,9
3: mittelmäßig	598	18,1
4: stark	386	11,7
5: äußerst	245	7,4
Summe	3.305	99,9
Fehlend	2 *	
Gesamt	3.307	
<i>M</i>	2,3	
<i>SD</i>	1,3	
%HA	19,1	

Anmerkung. *N* = Anzahl; *M* = arithmetischer Mittelwert; *SD* = Standardabweichung (standard deviation); QS Schiene: Querschnittsstudie zum Schienenverkehrslärm Rhein-Main (2012). * Häufigkeitsangaben beziehen sich auf die Antworten vor Missingimputation.

Tabelle 12-4. Berichtete Schlafstörungen (aus drei Items gebildeter Mittelwertsscore im Wertebereich von 1 bis 5) durch Schienenverkehrslärm - Teilstudie QS Schiene

Schienenverkehrslärmbedingte Schlafstörungen (Index)	QS Schiene		
	N	% gültig	
Niedrig (überhaupt nicht)	1,00	1.918	58,7
	1,33	196	6,0
	1,50 *	3	0,1
	1,67	164	5,0
	2,00	298	9,1
	2,33	104	3,2
	2,50 *	3	0,1
	2,67	87	2,7
	3,00	140	4,3
	3,33	69	2,1
	3,50 *	1	0,0
	3,67	75	2,3
	4,00	106	3,2
	4,33	30	0,9
	4,50 *	1	0,0
Hoch (äußerst)	4,67	16	0,5
	5,00	56	1,7
Summe	3.267	100,0	
Fehlend	40		
Gesamt	3.307		
M		1,6	
SD		1,0	
%HSD		6,4	

Anmerkung. N = Anzahl; M = arithmetischer Mittelwert; SD = Standardabweichung (standard deviation); QS Studie: Querschnittsstudie zum Schienenverkehrslärm Rhein-Main (2012); * bei den Werten 1,5 / 2,5 / 3,5 / 4,5 handelt es sich um imputierte Werte (vgl. Anhang 1).

Insgesamt sind in den höheren Geräuschpegelklassen die Schienenverkehrslärmbelastigung sowie die berichteten Schlafstörungen durch Schienenverkehr höher als in niedrigeren Klassen, wobei dies bei der Lärmbelastigung ausgeprägter ist (Tabelle 12-5). Entsprechend ist auch die Korrelation zwischen den Mittelungspegeln $L_{pAeq,24h}$ und der Lärmbelastigung mit $r = 0,43$ höher als die zwischen dem Mittelpegel für die Nachtzeit $L_{pAeq,22-06h}$ und den

berichteten Schlafstörungen ($r = 0,31$ mit $L_{pAeq,22-06h}$). Insgesamt sind die Korrelationen höher als beim Straßenverkehr und in der Höhe vergleichbar mit den entsprechenden Korrelationen beim Fluglärm (vgl. Tabelle 11-5, S. 404 zum Straßenverkehr und Tabelle 9-15, S. 229 bzw. Tabelle 9-19, S.240 zum Luftverkehr).

Tabelle 12-5. Belästigung und berichtete Schlafstörungen durch Schienenverkehrslärm aufgeteilt nach Klassen des Mittelungspegel für Schienenverkehr $L_{pAeq,24h}$ bzw. $L_{pAeq,22-06h}$

Geräusch- pegelklasse [dB]	Belästigung durch Schienenverkehrslärm pro $L_{pAeq,24h}$ -Klasse			Schlafstörungen durch Schienenverkehrslärm pro $L_{pAeq,22-06h}$ -Klasse		
	N	M	SD	N	M	SD
< = 35,0	2	1,0		2	1,0	
35,1 - 37,5				1	1,0	
37,6 - 40,0				32	1,1	0,3
40,1 - 42,5	24	1,3	0,6	19	1,1	0,4
42,6 - 45,0	139	1,3	0,6	84	1,1	0,4
45,1 - 47,5	178	1,4	0,7	184	1,2	0,5
47,6 - 50,0	316	1,6	0,8	260	1,2	0,6
50,1 - 52,5	322	1,7	0,9	318	1,3	0,7
52,6 - 55,0	353	1,9	1,0	314	1,4	0,8
55,1 - 57,5	345	2,3	1,1	361	1,6	0,9
57,6 - 60,0	309	2,5	1,2	336	1,7	1,0
60,1 - 62,5	260	2,7	1,3	262	1,8	1,1
62,6 - 65,0	260	2,8	1,3	214	1,9	1,2
65,1 - 67,5	226	2,7	1,3	246	1,9	1,2
67,6 - 70,0	177	2,8	1,4	157	1,9	1,2
70,1 - 72,5	165	3,2	1,4	211	2,2	1,3
72,6 - 75,0	139	3,1	1,4	111	2,3	1,3
75,1 - 77,5	84	2,9	1,3	134	1,9	1,2
77,6 - 80,0	6	2,8	1,7	16	2,1	1,1
80,1 - 82,5	2	1,5	0,7	4	1,8	0,6
82,6 - 85,0				1	1,7	
Gesamt	3.307	2,3	1,3	3.267	1,6	1,0
	<i>Korrelation $L_{pAeq,24h}$-Lärmbelästigung ($p < 0,001$)</i>			<i>Korrelation $L_{pAeq,22-06h}$-Schlafstörungen ($p < 0,001$)</i>		
<i>r</i>		0,43			0,31	

Tabelle 12-6 zeigt die SF8-Werte der psychischen und körperlichen Lebensqualität MCS und PCS aufgeteilt nach $L_{pAeq,24h}$ -Klassen. Der durchschnittliche MCS-Wert zur psychischen Lebensqualität liegt in Höhe der unteren Grenze des 95 %-Konfidenzintervalls des Bundesdurchschnitt (GSTel03-Normstichprobe des Robert-Koch-Instituts), der PCS-Wert zur körperlichen Lebensqualität liegt geringfügig unter dem Bundesdurchschnitt. Damit entsprechen die durchschnittlichen MCS- und PCS-Werte der QS-Schiene-Stichprobe den Durchschnittswerten der QS-Straße-Stichprobe. Die Korrelationen zum 24-Stunden-Mittelungspegel für Schienenverkehr liegen bei beiden Lebensqualität-Scores zwischen $0 > r > -0,1$ (MCS) bei $r = -0,03$ und bei der körperlichen Lebensqualität (PCS) bei $r = -0,07$. Vorzeichen und Größenordnung der Korrelationen entsprechen denen beim Straßenverkehr in der Teilstudie QS Straße. Im Vergleich zu den Korrelationen zwischen den Scores der Lebensqualität und dem Mittelungspegel $L_{pAeq,24h}$ liegt insbesondere die Korrelation des $L_{pAeq,24h}$ mit dem MCS-Wert unter denen beim Luftverkehr, dort werden je nach Flughafen Korrelationen mit dem $L_{pAeq,24h}$ bis zu $r = 0,12$ (Flughafen Köln/Bonn) bzw. $r = 0,13$ (Flughafen Frankfurt, 2012) erreicht.

Tabelle 12-6. Körperliche (PCS) und psychische (MCS) Lebensqualität aufgeteilt nach Klassen des 24-Stunden-Mittelungspegels für Schienenverkehr

$L_{pAeq,24h}$ [dB] Schienenverkehr	Psychische Lebensqualität (MCS)			Körperliche Lebensqualität (PCS)		
	N	M	SD	N	M	SD
< = 40,0	2	43,5	9,7	2	37,3	8,7
40,1 - 42,5	24	53,9	7,9	24	48,9	9,7
42,6 - 45,0	139	51,4	9,6	139	50,3	8,1
45,1 - 47,5	178	51,8	8,9	178	50,3	7,8
47,6 - 50,0	316	51,2	8,8	316	49,2	9,3
50,1 - 52,5	322	51,8	9,0	322	48,9	10,0
52,6 - 55,0	353	51,5	9,8	353	48,6	9,9
55,1 - 57,5	345	50,6	9,9	345	48,1	10,3
57,6 - 60,0	309	51,5	9,2	309	49,2	9,3
60,1 - 62,5	260	51,5	9,0	260	48,8	9,7
62,6 - 65,0	260	50,3	10,5	260	48,2	10,0
65,1 - 67,5	226	51,2	9,0	226	47,1	9,7
67,6 - 70,0	177	50,4	9,8	177	48,5	10,3
70,1 - 72,5	165	49,3	10,7	165	47,2	10,7
72,6 - 75,0	139	51,1	9,1	139	47,1	11,1
75,1 - 77,5	84	52,9	7,7	84	48,4	10,4
77,6 - 80,0	6	54,8	4,6	6	46,8	14,0
80,1 - 82,5	2	57,2	0,0	2	52,7	3,8
Gesamt	3.307	51,2	9,4	3.307	48,6	9,8
Bund		M = 51,4 95 %-Konfidenzintervall: 51,2 - 51,6)			M = 49,3 95 %-Konfidenzintervall: 49,1 - 49,5	
<i>Korrelation $L_{pAeq,24h}$ -Lärmbelastigung ($p < 0,001$)</i>						
<i>r</i>		-0,03			-0,07	

12.4 Expositions-Wirkungsbeziehung zur Belästigung durch Schienenverkehrslärm

Zur Analyse der Expositions-Wirkungsbeziehung zwischen der Geräuschbelastung (Mittelungspegel $L_{pAeq,24h}$) und der Lärmbelästigung durch Schienenverkehr wurden zwei Modelle auf Basis des Verallgemeinerten Linearen Modells (GzLM) für

- den Grad der Schienenverkehrslärmbelästigung im Wertebereich von 1 (überhaupt nicht gestört) bis 5 (äußerst gestört) und
- den Anteil der hoch durch Schienenverkehrslärm belästigten Personen (Personen mit Werten auf der ICBEN/ISO-Belästigungsskala größer gleich 4; *HA-Anteil*)

berechnet.

Das berechnete Basis- und erweiterte Modell enthalten die folgenden Einflussgrößen (Determinanten) - Tabelle 12-7.

Tabelle 12-7. Modellübersicht der Regressionsmodelle zur Schienenverkehrslärmbelästigung

Basismodell	Erweitertes Modell
$L_{pAeq,24h}$ - Schienenverkehr	$L_{pAeq,24h}$ - Schienenverkehr
Befragungsmodus	Befragungsmodus
	Geschlecht
	Alter (quadratischer Term)
	Wohndauer
	Hauseigentum
	SWI
	Migration
	Lärmempfindlichkeit
	Schienenverkehr = nützlich
	Schienenverkehr = bequem
	Schienenverkehr = umweltschädigend
	$L_{pAeq,24h}$ - Luftverkehr
	$L_{pAeq,24h}$ - Straßenverkehr
	Befragungsmodus * Alter
<i>AIC</i>	
10.242,92	9.603,42 (2.562,63 [#])

Anmerkung. *AIC* = Akaike-Informationskriterium. [#] Der *AIC*-Wert in Klammern bezieht sich auf das Regressionsmodell zum Anteil hoch (stark/äußerst) belästigter Personen (Personen mit Antworten auf Stufe 4 oder 5 der ICBEN/ISO-Belästigungsskala), die übrigen *AIC*-Werte beziehen sich auf die 5-stufige ICBEN/ISO-Lärmbelästigungsskala.

Die *AIC*-Werte in Tabelle 12-7 zeigen, dass das erweiterte Modell gegenüber dem Basismodell die bessere Anpassungsgüte aufweist (niedrigerer *AIC*-Wert).

Die Regressionskoeffizienten zum erweiterten Modell zur 5-stufig erfassten Lärmbelastigung durch Schienenverkehrslärm (ICBEN/ISO-Belastigungsskala, Modell Ia) und zum Anteil hoch (stark/äußerst) durch Schienenverkehrslärm belastigter Personen (HA-Anteil; Modell Ib) sind in Tabelle 12-8 dargestellt. Neben dem $L_{pAeq,24h}$ tragen weitere Einflussgrößen, insbesondere u. a. die Lärmempfindlichkeit, die Bewertung des Schienenverkehr als umweltschädigend (beides belästigungserhöhend) sowie die Bewertung des Schienenverkehr als nützlich (belästigungsreduzierend) zur Erklärung der Schienenverkehrslärmbelastigung sowie zum Anteil hoch belastigter Personen bei. Anders als bei der Belästigung durch Flug- oder Straßenverkehrslärm spielen beim Schienenverkehrslärm auch die Geräuschpegel ($L_{pAeq,24h}$) der weiteren Verkehrslärmquellenarten eine in der Effektstärke marginale aber statistisch signifikante Rolle. Während eine Zunahme des 24-Stunden-Mittelungspegels für Luftverkehr mit einem Anstieg in der Schienenverkehrslärmbelastigung, allerdings nicht mit steigendem Anteil an hoch durch Schienenverkehrslärm belastigter Personen (HA-Anteil) assoziiert ist, sinkt die Schienenverkehrslärmbelastigung und der HA-Anteil durch Schienenverkehrslärm mit zunehmendem Mittelungspegel $L_{pAeq,24h}$ für Straßenverkehr. Unter den demografischen Variablen ist das Alter als quadratischer Term mit der Schienenverkehrslärmbelastigung assoziiert. Diese Beziehung ist wie beim Flug- und Straßenverkehrslärm umgekehrt u-förmig.

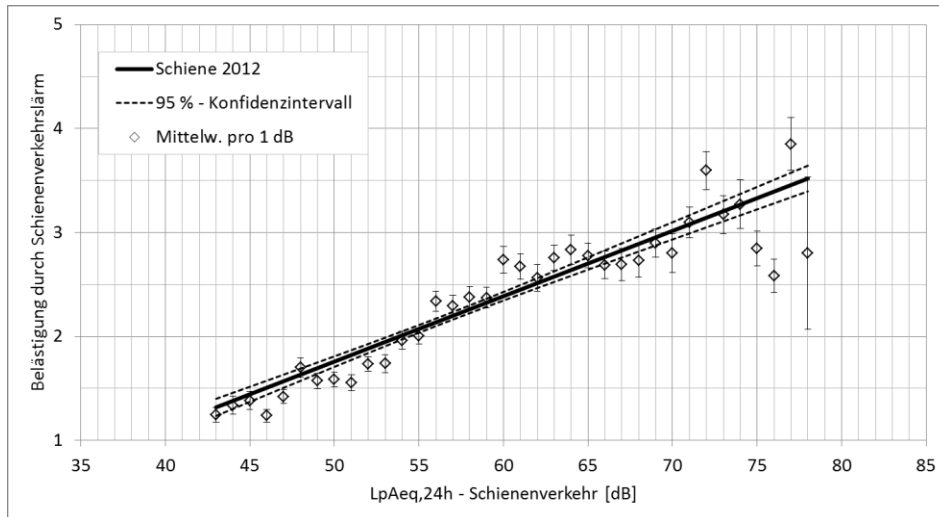
Das zur Robustheitsprüfung des erweiterten Modells eingesetzte Bootstrapping-Verfahren mit 5.000 Bootstrap-Stichproben (N_B) (vgl. Abschnitt 7.5.6, S. 109ff.) verweist mit Verzerrungswerten ("V." in Tabelle 12-8) nahe 0 auf eine hohe Robustheit des Modells.

Die in Abbildung 12-1 und Abbildung 12-2 dargestellten Expositions-Wirkungsbeziehungen zur Schienenverkehrslärmbelastigung (lineare Regression) und zum HA-Anteil für Schienenverkehrslärm (logistische Regression) basieren auf den erweiterten Modellen Ia bzw. Ib. Für die Darstellung der Expositions-Wirkungsbeziehung wurden die Co-Determinanten z-standardisiert (Mittelwert = 0, Standardabweichung = 1) und auf Null gesetzt und geben damit die durchschnittliche Ausprägung in der Stichprobe wieder.

Tabelle 12-8. Ergebnisse der Regressionsanalysen im Rahmen des GzLM zur Schienenverkehrslärmbelastigung in der Region Rhein-Main (Stichprobe QS Schiene, 2012, n = 3.307). Erweitertes Modell I, (a) bezogen auf 5-stufige IC BEN/ISO-Belastigungsskala, (b) bezogen auf den Anteil hoch durch Schienenverkehrslärm belästigter Personen

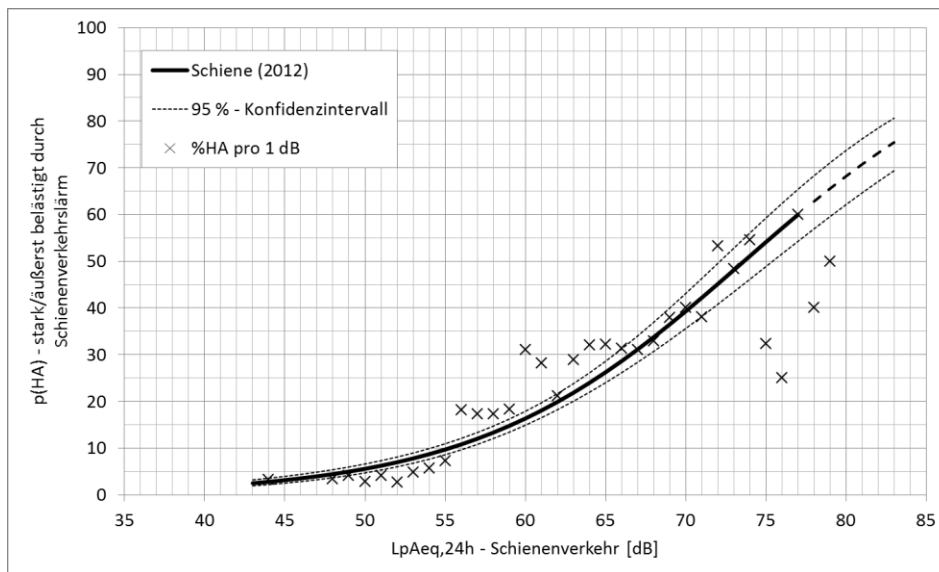
Parameter	Erweitertes Modell I													
	a) Modell zur Belästigung durch Schienenverkehrslärm (5-stufige IC BEN-Belastigungsskala)							b) Modell zum Anteil hoch (stark/ äußerst) durch Schienenverkehrslärm belästigter Personen (HA-Anteil; <i>highly annoyed</i>)						
	Bootstrap zu B (N _B = 5.000)							Bootstrap zu B (N _B = 5.000)						
	B	SE	p	BCI -	BCI +	V.	β	B	SE	p	BCI -	BCI +	V.	β
Konstanter Term	-1,39	0,16	**	-1,69	-1,07	0,00	0,00	-8,82	0,42	**	-9,70	-8,08	-0,08	-1,84
L _{pAeq,24h} - Schiene	0,06	0,00	**	0,06	0,07	0,00	0,43	0,12	0,01	**	0,11	0,13	0,00	1,04
Befragungsmodus	0,04	0,02	0,10	-0,01	0,08	0,00	0,03	0,10	0,06	0,09	-0,01	0,21	0,00	0,10
Geschlecht	0,02	0,02	0,32	-0,02	0,06	0,00	0,02	0,09	0,05	0,10	-0,01	0,19	0,00	0,09
Alter	-0,04	0,03	0,12	-0,09	0,01	0,00	-0,03	-0,04	0,07	0,56	-0,18	0,09	0,00	-0,04
Alter ²	-0,10	0,02	**	-0,15	-0,06	0,00	-0,08	-0,15	0,06	0,02	-0,28	-0,03	-0,01	-0,15
Wohndauer	-0,02	0,02	0,37	-0,07	0,02	0,00	-0,02	-0,11	0,06	0,08	-0,23	0,01	0,00	-0,11
Hauseigentum	0,01	0,02	0,55	-0,03	0,05	0,00	0,01	-0,04	0,05	0,44	-0,14	0,07	0,00	-0,04
SWI	-0,01	0,02	0,50	-0,06	0,03	0,00	-0,01	-0,06	0,06	0,29	-0,18	0,05	0,00	-0,06
Migration	-0,03	0,02	0,18	-0,07	0,01	0,00	-0,02	-0,05	0,05	0,34	-0,16	0,05	0,00	-0,05
Lärmempfindlichk.	0,23	0,02	**	0,19	0,27	0,00	0,18	0,42	0,05	**	0,32	0,52	0,00	0,42
Schienenenv. = nützlich	-0,08	0,02	**	-0,13	-0,04	0,00	-0,06	-0,19	0,05	**	-0,30	-0,08	0,00	-0,19
Schienenenv. = bequem	0,00	0,02	0,93	-0,04	0,04	0,00	0,00	-0,04	0,06	0,52	-0,15	0,08	0,00	-0,04
Schienenenv. = umweltschäd. ^a	-0,16	0,02	**	-0,21	-0,11	0,00	-0,13	-0,36	0,06	**	-0,48	-0,26	0,00	-0,36
L _{pAeq,24h} - Luft	0,05	0,02	0,01	0,01	0,09	0,00	0,04	0,08	0,05	0,13	-0,02	0,18	0,00	0,08
L _{pAeq,24h} - Straße	-0,06	0,02	0,01	-0,11	-0,02	0,00	-0,05	-0,15	0,06	0,01	-0,27	-0,05	0,00	-0,15
B.-Modus * Alter	0,00	0,02	0,98	-0,04	0,04	0,00	0,00	-0,06	0,06	0,36	-0,17	0,08	0,00	-0,06
AIC	9.603,42							2.562,63						

Anmerkung. B = Regressionskoeffizient; SE = Standardfehler; p = Überschreitungswahrscheinlichkeit; p-Werte in roter Schrift weisen auf einen statistisch nicht signifikanten Regressionskoeffizienten hin (p > 0,05); CI -/+ = untere/obere Grenze des 95 %-Wald-Konfidenzintervalls; BCI -/+ = untere/obere Grenze des 95 %-Bootstrap-Konfidenzintervalls mit B = 5.000 Bootstrap-Stichproben; V. = Verzerrung; β = Standardisierter Regressionskoeffizient; AIC = Akaike Informationskriterium, ^a: umweltschädigend: Bewertungsskala umkodiert, d. h. hohe Werte = positive Bewertung, ** p < 0,01.



Anmerkung. Erweitertes Modell I adjustiert nach Befragungsmodus, Geschlecht, Alter, Wohndauer, Hauseigentum, SWI, Migration, Lärmempfindlichkeit, Bewertung von Schienenverkehr als nützlich, bequem, umweltschädigend, $L_{pAeq,24h}$ - Luftverkehr, $L_{pAeq,24h}$ - Straßenverkehr, Interaktion B.-Modus * Alter. Mittelw. = arithmetischer Mittelwert. Teilnehmerzahl (QS Schiene): $n = 3.307$.

Abbildung 12-1. Expositions-Wirkungsbeziehung zur Schienenverkehrslärmbelastigung in der Rhein-Main-Region (Stichprobe "QS Schiene").



Anmerkung. Erweitertes Modell I adjustiert nach Befragungsmodus, Geschlecht, Alter, Wohndauer, Hauseigentum, SWI, Migration, Lärmempfindlichkeit, Bewertung von Schienenverkehr als nützlich, bequem, umweltschädigend, $L_{pAeq,24h}$ - Luftverkehr, $L_{pAeq,24h}$ - Schienenverkehr, Interaktion B.-Modus * Alter. Zu dem mittels logistischer Regression geschätzten HA-Anteil ist der empirische %HA-Anteil pro $L_{pAeq,24h}$ -1dB-Stufe angegeben. Teilnehmerzahl (QS Schiene): $n = 3.307$. gestrichelte Fortführung der Kurve beruht auf Einzeldaten mit $n < 10$ Personen pro 1dB-Stufe.

Abbildung 12-2. Anteil hoch durch Schienenverkehrslärm belastigter Personen (HA-Anteil) im Rhein-Main-Gebiet, Stichprobe "QS-Schiene".

12.5 Expositions-Wirkungsbeziehung zu schienenverkehrslärmbedingten Schlafstörungen

Für die Expositions-Wirkungsbeziehungen zu den berichteten Schlafstörungen durch Schienenverkehrslärm bezogen auf den nächtlichen Mittelungspegel $L_{pAeq,22-06h}$ für Schienenverkehr wurden Modelle auf Basis des Verallgemeinerten Linearen Modells (GzLM) für

- den Grad der durch Schienenverkehrslärm bedingten Schlafstörungen im Wertebereich von 1 (überhaupt nicht gestört) bis 5 (äußerst gestört) und für
- den Anteil der hoch durch Schienenverkehrslärm bedingten schlafgestörten Personen (Personen mit Werten auf der Schlafstörungsskala größer gleich 4; *HSD-Anteil*; Anteil *highly sleep disturbed*)

berechnet.

Tabelle 12-9 zeigt die Übersicht der im Basis -und erweiterten Modell enthaltenen Einflussfaktoren (Co-Determinanten) und jeweils den AIC-Wert als Maß der Modellgüte.

Tabelle 12-9. Modellübersicht der Regressionsmodelle für die Schlafstörungen durch Schienenverkehrslärm

Basismodell	Erweitertes Modell
$L_{pAeq,22-06h}$ - Schienenverkehr	$L_{pAeq,22-06h}$ - Schienenverkehr
Befragungsmodus	Befragungsmodus
	Geschlecht
	Alter (quadratischer Term)
	Wohndauer
	Hauseigentum
	SWI
	Migration
	Lärmempfindlichkeit
	Schienenverkehr = nützlich
	Schienenverkehr = bequem
	Schienenverkehr = umweltschädigend
	$L_{pAeq,24h}$ - Luftverkehr
	$L_{pAeq,24h}$ - Straßenverkehr
	Befragungsmodus * Alter
	Befragungsmodus * Attribut "Schienenverkehr" = nützlich"
AIC	8.976,34
	8.349,84 (1.319,07 [#])

Anmerkung. AIC = Akaike-Informationskriterium. [#] Der AIC-Wert in Klammern bezieht sich auf das Regressionsmodell zum Anteil hoch durch Schienenverkehrslärm schlafgestörter Personen (Personen mit einem Schlafstörungsscore größer gleich 4 im Gesamtwertebereich von 1 [überhaupt nicht] bis 5 [äußerst gestört]), die übrigen AIC-Werte beziehen sich auf den Schlafstörungsscore im Wertebereich von 1 bis 5.

Der AIC-Wert des erweiterten Modells ist niedriger als der des Basismodells (Tabelle 12-9), d. h. dies spricht für eine bessere Modellgüte des erweiterten Modells.

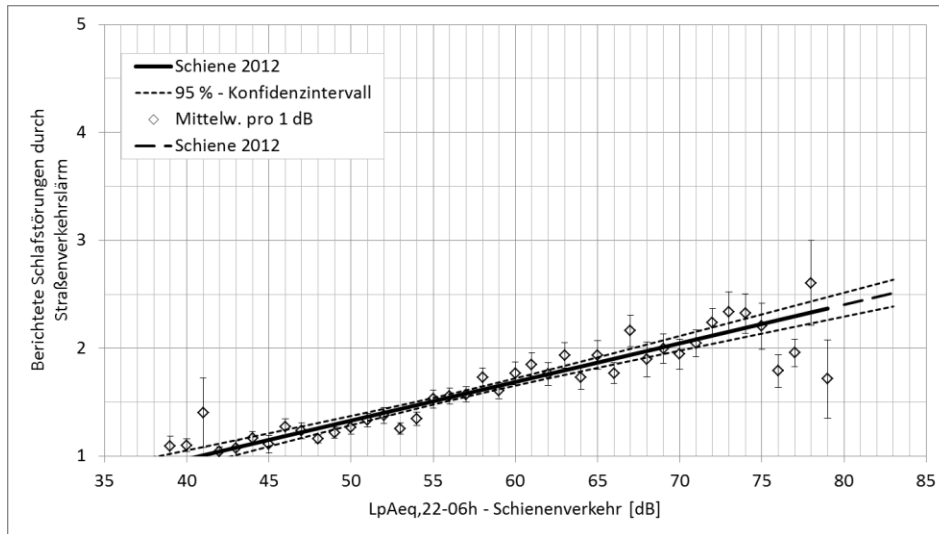
Die Regressionskoeffizienten des Basismodells finden sich im Anhang 8. Tabelle 12-10 zeigt die Ergebnisse des erweiterten Modells, wonach neben dem Nacht-Mittelungspegel $L_{pAeq,22-06h}$ für Schienenverkehr weitere Determinanten einen Einfluss auf die berichteten Schlafstörungen durch Schienenverkehrslärm haben. Dazu zählen vor allem die Lärmempfindlichkeit und die Bewertung des Schienenverkehrs als umweltschädigend (beides störungserhöhend). Beim Modell zum HSD-Anteil kommt noch die Bewertung des Schienenverkehrs als nützlich als eine störungsmindernde Einflussgröße hinzu. Befragungsmodus und der Sozialschicht-Index SWI im Modell zum Schlafstörungsscore sowie die insbesondere durch telefonisch Befragte bewertete Nützlichkeit des Schienenverkehrs im Modell zum HSD-Anteil stellen weitere statistisch signifikante Confounder dar, nach denen die Expositions-Wirkungsbeziehungen zu den Schlafstörungen und dem Anteil hoch durch Straßenverkehrslärm schlafgestörter Personen adjustiert sind. Anders als bei der Schienenverkehrslärmbelästigung haben die Mittelungspegel der übrigen zwei Verkehrsträger sowie die übrigen demografischen Variablen keinen statistisch signifikanten Einfluss.

Abbildung 12-3 zeigt die Expositions-Wirkungsbeziehung zum Score der berichteten Schlafstörungen durch Schienenverkehrslärm bezogen auf den Nachtmittelungspegel $L_{pAeq,22-06h}$. Die Expositions-Wirkungsbeziehung basiert auf dem erweiterten linearen Regressionsmodell Ia. Abbildung 12-4 enthält die Expositions-Wirkungsbeziehung zum Anteil hoch durch Schienenverkehrslärm schlafgestörter Personen (HSD-Anteil) basierend auf der logistischen Regression (erweitertes Modell Ib). Im $L_{pAeq,22-06h}$ -Bereich von 40 dB bis ca. 70 - 75 dB zeigen beide Modelle Ia und Ib gute Annäherungen jeweils an den empirischen Mittelwert (Ia) bzw. HSD-Anteil (Ib) pro 1-dB-Stufe. Oberhalb von 70 - 75 dB streuen die empirischen Werte stärker.

Tabelle 12-10. Ergebnisse der Regressionsanalysen im Rahmen des GzLM zu berichteten Schlafstörungen durch Schienenverkehrslärm in der Region Rhein-Main (Stichprobe QS Schiene, 2012, n = 3.307). Erweitertes Modell I, (a) bezogen auf den Schlafstörungs-Index im Wertebereich von 1 (überhaupt nicht) bis 5 (äußerst gestört), (b) bezogen auf den Anteil hoch durch Schienenverkehrslärm schlafgestörter Personen

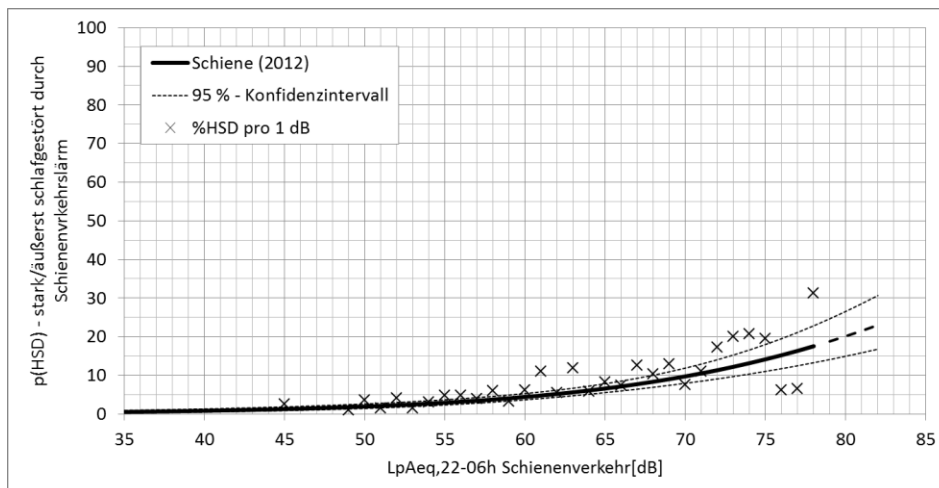
Parameter	Erweitertes Modell I													
	a) Modell zu berichteten Schlafstörungen durch Schienenverkehrslärm (Score im Wertebereich von 1 bis 5)							b) Modell zum Anteil hoch durch Schienenverkehrslärm im Schlaf gestörter Personen (HSD-Anteil; highly sleep disturbed)						
	Bootstrap zu B (N _B = 5.000)							Bootstrap zu B (N _B = 5.000)						
	B	SE	p	BCI -	BCI +	V.	β	B	SE	p	BCI -	BCI +	V.	β
Konstanter Term	-0,46	0,13	**	-0,72	-0,20	0,01	0,00	-8,15	0,60	**	-9,43	-7,08	-0,10	-3,18
L _{pAeq,24h} - Schiene	0,04	0,00	**	0,03	0,04	0,00	0,32	0,08	0,01	**	0,07	0,10	0,00	0,76
Befragungsmodus	-0,05	0,02	0,02	-0,09	-0,01	0,00	-0,05	-0,01	0,11	0,93	-0,15	0,26	0,04	-0,01
Geschlecht	0,03	0,02	0,08	0,00	0,06	0,00	0,03	0,14	0,08	0,07	-0,01	0,30	0,00	0,14
Alter	-0,05	0,02	0,01	-0,09	-0,01	0,00	-0,05	-0,23	0,11	0,04	-0,45	-0,02	0,00	-0,23
Alter ²	-0,07	0,02	**	-0,11	-0,04	0,00	-0,07	-0,25	0,11	0,02	-0,51	-0,07	-0,03	-0,25
Wohndauer	-0,01	0,02	0,56	-0,05	0,02	0,00	-0,01	0,01	0,09	0,88	-0,17	0,19	0,00	0,01
Hauseigentum	0,02	0,02	0,35	-0,02	0,05	0,00	0,02	0,03	0,08	0,70	-0,13	0,20	0,00	0,03
SWI	-0,03	0,02	0,05	-0,07	0,00	0,00	-0,03	-0,06	0,09	0,54	-0,24	0,13	0,00	-0,06
Migration	-0,01	0,02	0,71	-0,04	0,03	0,00	-0,01	-0,01	0,08	0,95	-0,18	0,14	0,00	-0,01
Lärmempfindlichk.	0,22	0,02	**	0,18	0,25	0,00	0,22	0,45	0,08	**	0,31	0,61	0,00	0,45
Schienenenv. = nützlich	-0,07	0,02	**	-0,11	-0,03	0,00	-0,07	-0,21	0,08	0,01	-0,37	-0,07	-0,01	-0,21
Schienenenv. = bequem	-0,02	0,02	0,29	-0,06	0,02	0,00	-0,02	-0,04	0,09	0,62	-0,22	0,14	0,00	-0,04
Schienenenv. = umweltschäd. ^a	-0,12	0,02	**	-0,17	-0,08	0,00	-0,12	-0,32	0,08	**	-0,49	-0,16	-0,01	-0,32
L _{pAeq,24h} - Luft	-0,03	0,02	0,10	-0,06	0,01	0,00	-0,03	-0,14	0,08	0,08	-0,30	0,02	0,00	-0,14
L _{pAeq,24h} - Straße	-0,04	0,02	0,08	-0,08	0,01	0,00	-0,04	-0,07	0,08	0,40	-0,23	0,09	0,00	-0,07
B.-Modus * Alter	0,02	0,02	0,43	-0,02	0,05	0,00	0,02	0,08	0,16	0,58	-0,12	0,48	0,04	0,08
B.-Modus * Straßenv. = nützlich	-0,05	0,03	0,09	-0,11	0,00	0,00	-0,05	-0,13	0,12	0,39	-0,31	0,13	0,02	-0,13
AIC	8.349,84							1.319,07						

Anmerkung. B = Regressionskoeffizient; SE = Standardfehler; p = Überschreitungswahrscheinlichkeit; p-Werte in roter Schrift weisen auf einen statistisch nicht signifikanten Regressionskoeffizienten hin (p > 0,05); BCI -/+ = untere/obere Grenze des 95 %-Bootstrap-Konfidenzintervalls mit B = 5.000 Bootstrap-Stichproben; V. = Verzerrung; β = Standardisierter Regressionskoeffizient; AIC = Akaike Informationskriterium. ^a: umweltschädigend: Bewertungsskala umkodiert, d. h. hohe Werte = positive Bewertung, ** p < 0,01.



Anmerkung. Erweitertes Modell I adjustiert nach Befragungsmodus, Geschlecht, Alter, Wohndauer, Hauseigentum, SWI, Migration, Lärmempfindlichkeit, Bewertung von Schienenverkehr als nützlich, bequem, umweltschädigend, $L_{pAeq,24h}$ - Schienenverkehr, $L_{pAeq,24h}$ - Schienenverkehr, Interaktionen B.-Modus * Alter, B.-Modus * "Schienenverkehr = nützlich". Mittelw. = arithmetischer Mittelwert. Teilnehmerzahl (QS Schiene): $n = 3.307$. Die gestrichelte Fortführung der Kurve beruht auf Einzeldaten mit $n < 10$ Personen pro 1dB-Stufe.

Abbildung 12-3. Expositions-Wirkungsbeziehung zu berichteten Schlafstörungen durch Schienenverkehrslärm in der Rhein-Main-Region (Stichprobe "QS Schiene").



Anmerkung. Erweitertes Modell I adjustiert nach Befragungsmodus, Geschlecht, Alter, Wohndauer, Hauseigentum, SWI, Migration, Lärmempfindlichkeit, Bewertung von Schienenverkehr als nützlich, bequem, umweltschädigend, $L_{pAeq,22-06h}$ - Schienenverkehr, $L_{pAeq,22-06h}$ - Schienenverkehr, Interaktionen B.-Modus * Alter, B.-Modus * "Schienenverkehr = nützlich". Mittelw. = arithmetischer Mittelwert. Teilnehmerzahl (QS Schiene): $n = 3.307$. Die gestrichelte Fortführung der Kurve beruht auf Einzeldaten mit $n < 10$ Personen pro 1dB-Stufe.

Abbildung 12-4. Expositions-Wirkungsbeziehung zu berichteten Schlafstörungen durch Schienenverkehrslärm in der Rhein-Main-Region (Stichprobe "QS Schiene").

12.6 Gesundheitsbezogene Lebensqualität (SF8) und Schienenverkehrsgeräuschexposition

Die zur gesundheitsbezogenen Lebensqualität (SF8) bezogen auf den Mittelungspegel $L_{pAeq,24h}$ für Schienenverkehrslärm berechneten Expositions-Wirkungsmodelle auf Basis des Verallgemeinerten Linearen Modells (GzLM) betreffen den Grad

- der selbst berichteten psychischen Lebensqualität (SF8-Score MCS),
- der selbst berichteten körperlichen Lebensqualität (SF8-Score PCS).

Für beide SF8-Variablen wurde ein Basis- und mehrere erweiterte Modelle gerechnet. Das erweiterte Modell I enthält neben dem Mittelungspegel $L_{pAeq,24h}$ und dem Befragungsmodus alle weiteren ausgewählten Co-Determinanten (zur Auswahl s. Abschnitt 9.6.3, S. 271) ohne die Schienenverkehrslärmbelastigung. Im Modell II ist zusätzlich zu den Determinanten des Modell I die Schienenverkehrslärmbelastigung als weitere Einflussgröße hinzugefügt. Das dritte erweiterte Modell, das Annoyance-Modell enthält zusammen mit den übrigen Co-Determinanten die Variable "Schienenverkehrslärmbelastigung" anstelle des Mittelungspegels für Schienenverkehr $L_{pAeq,24h}$. Tabelle 12-11 listet die in den Modellen enthaltenen Determinanten auf.

Das erweiterte Modell II und das Annoyance-Modell, welche neben weiteren Co-Determinanten die Schienenverkehrslärmbelastigung zusätzlich zum $L_{pAeq,24h}$ (erweitertes Modell II) oder an dessen Stelle (Annoyance-Modell) enthalten, haben untereinander etwa gleich hohe und insgesamt niedrigere AIC-Werte als das Basis- und erweiterte Modell I (Tabelle 12-11) und weisen diesen Modellen gegenüber eine bessere Modellgüte auf. Dass sich die AIC-Werte des erweiterten Modells II und des Annoyance-Modells kaum voneinander unterscheiden, legt nahe, dass die Schienenverkehrslärmbelastigung im Vergleich zum Mittelungspegel den relevanteren Faktor darstellt, was dafür spricht, dass der Einfluss der Schienenverkehrsgeräuschbelastung auf die berichtete gesundheitsbezogene Lebensqualität wie auch beim Flug- und Straßenverkehrslärm über die Lärmbelastigung vermittelt wird.

Tabelle 12-11. Modellübersicht der Regressionsmodelle zum Einfluss von Schienenverkehrslärm auf die Lebensqualität (SF 8)

	Basismodell	Erweitertes Modell I	Erweitertes Modell II	Annoyance-Modell
	$L_{pAeq,24h}$ - Schienenverkehr	$L_{pAeq,24h}$ - Schienenverkehr	$L_{pAeq,24h}$ - Schienenverkehr	--
	Befragungsmodus	Befragungsmodus	Befragungsmodus	Befragungsmodus
		Geschlecht	Geschlecht	Geschlecht
		Alter (linear)	Alter (linear)	Alter (linear)
		Wohndauer	Wohndauer	Wohndauer
		Hauseigentum	Hauseigentum	Hauseigentum
		SWI	SWI	SWI
		Migration	Migration	Migration
		Lärmempfindlichkeit	Lärmempfindlichkeit	Lärmempfindlichkeit
		BMI	BMI	BMI
		Sport (Stunden pro Woche)	Sport (Stunden pro Woche)	Sport (Stunden pro Woche)
	$L_{pAeq,24h}$ - Luftverkehr	$L_{pAeq,24h}$ - Luftverkehr	$L_{pAeq,24h}$ - Luftverkehr	$L_{pAeq,24h}$ - Luftverkehr
	$L_{pAeq,24h}$ - Straßenverkehr	$L_{pAeq,24h}$ - Straßenverkehr	$L_{pAeq,24h}$ - Straßenverkehrs-lärmbelastigung	$L_{pAeq,24h}$ - Straßenverkehrs-lärmbelastigung
AIC für MCS	24.161,95	21.069,19	21.039,56	21.041,11
AIC für PCS	24.475,82	21.147,61	21.113,71	21.112,11

Anmerkung. MCS = SF8-Score für die psychische Lebensqualität; PCS = SF8-Score für die körperliche Lebensqualität.

In Tabelle 12-12 sind die Regressionskoeffizienten zum Mittelungspegel $L_{pAeq,24h}$ für Schienenverkehr und zur Schienenverkehrslärmbelastigung auszugsweise aus den Regressionsmodellen zur gesundheitsbezogenen Lebensqualität dargestellt. Im Basis- und dem erweiterten Modell I zur psychischen Lebensqualität (MCS) ist der negative Regressionskoeffizient b bzw. β des 24-Stunden-Mittelungspegels für Schienenverkehr statistisch nicht signifikant. Mit Hinzunahme der Schienenverkehrslärmbelastigung (erweitertes Modell II) ergibt sich ein statistisch signifikanter positiv gerichteter Einfluss in kleiner Effektstärke auf den MCS-Wert (niedriger standardisierter Regressionskoeffizient $\beta = 0,05$). Der Effekt der Schienenverkehrslärmbelastigung ist betragsmäßig dem gegenüber geringfügig größer ($\beta = -0,08$ im erweiterten Modell II) und bleibt in dem Modell ohne den Mittelungspegel $L_{pAeq,24h}$ erhalten ($\beta = -0,09$ im Annoyance-Modell). Ein ähnliches Bild zu den Effekten des $L_{pAeq,24h}$ und der Schienenverkehrslärmbelastigung ergibt sich auch bei der körperlichen Lebensqualität (PCS) mit dem Unterschied, dass im Basismodell der Regressionskoeffizient des $L_{pAeq,24h}$ statistisch signifikant ist ($p < 0,01$). Das negative Vorzeichen des Koeffizienten verweist auf einen lebensqualitätsmindernden Effekt des $L_{pAeq,24h}$ im Basismodell.

Entsprechend bedeutet auch das negative Vorzeichen des (un)standardisierten Regressionskoeffizienten β (b), dass mit zunehmender Schienenverkehrslärmbelastigung die Lebensqualität sinkt. Die Regressionskoeffizienten der Schienenverkehrslärm-

belästigung in den Modellen zur psychischen und körperlichen Lebensqualität haben die gleiche Größenordnung, was entsprechend für eine gleiche, allerdings insgesamt geringe Einflussstärke der Schienenverkehrslärmbelastigung auf die gesundheitsbezogene Lebensqualität spricht.

Die Umkehrung des Vorzeichens des verbleibenden Einflusses (Regressionskoeffizienten) des Mittelungspegels bei Hinzunahme der Lärmbelastigung in das Modell zeigt sich beim Schienenverkehrslärm ebenso wie bei den Modellen zum Einfluss des Flug- und Schienenverkehrslärm auf die Lebensqualität.

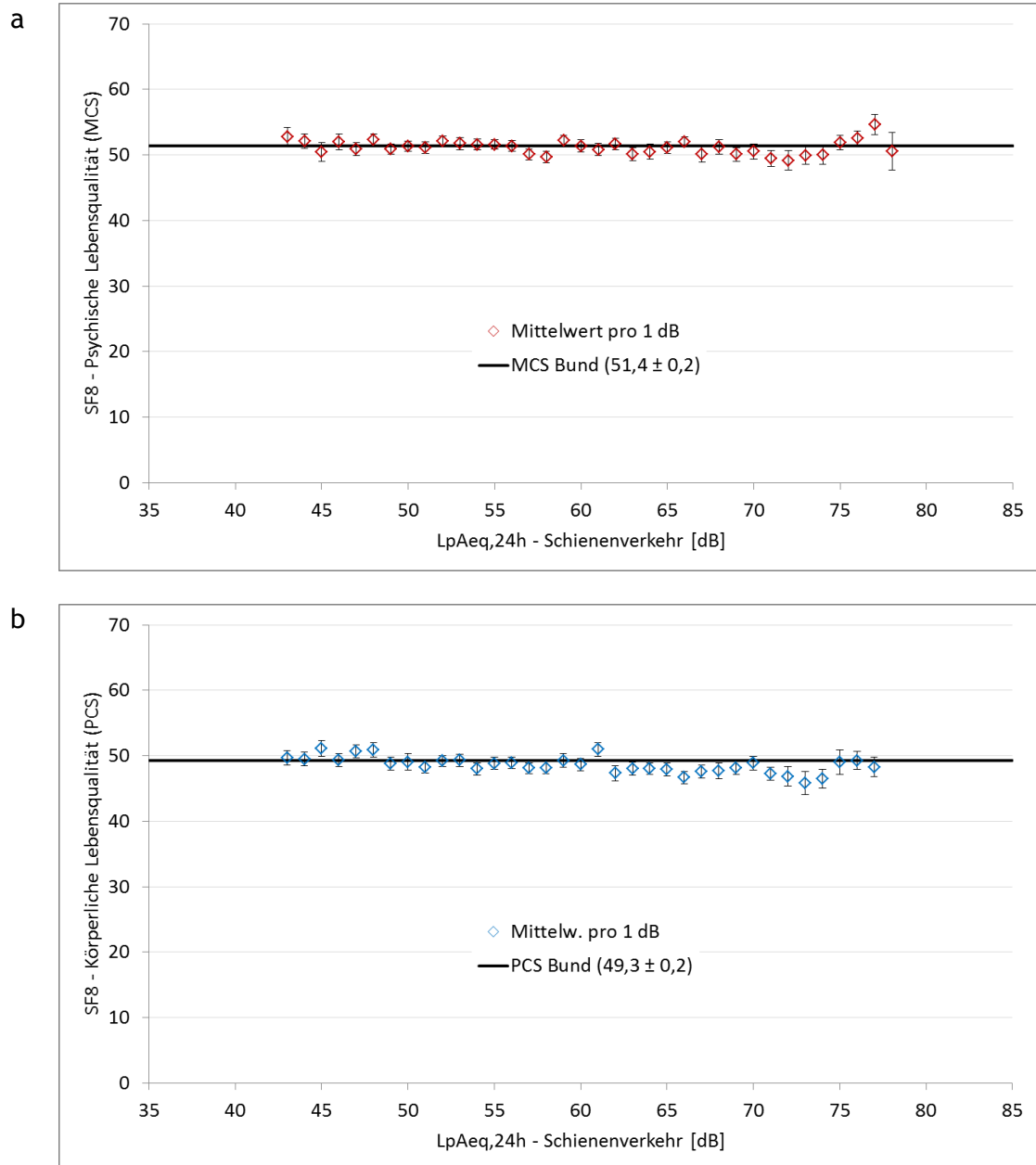
Insgesamt wird aus den Ergebnissen geschlossen, dass bei allen Verkehrslärmquellenarten ein Einfluss der Geräuschbelastung in geringer Effektstärke auf die berichtete gesundheitsbezogene psychische wie körperliche Lebensqualität aufgezeigt werden kann und dass dieser über die Lärmbelastigung vermittelt wird.

Tabelle 12-12. Auszug aus den Regressionsanalysen zur gesundheitsbezogenen Lebensqualität: Regressionskoeffizienten für die Einflussgrößen Mittelungspegel $L_{pAeq,24h}$ für Schienenverkehr und Schienenverkehrslärmbelastigung

Modell	Parameter	Psychische Lebensqualität SF8-Score MCS		Körperliche Lebensqualität SF8- Score PCS	
		$L_{pAeq,24h}$ - Schiene	Lärmbelästi- gung - Schiene	$L_{pAeq,24h}$ - Schiene	Lärmbelästi- gung - Schiene
Basismodell	<i>B</i>	-0,03	--	-0,07	--
	<i>SE</i>	0,02	--	0,02	--
	<i>p</i>	0,06	--	< 0,01	--
	<i>β</i>	-0,03	--	-0,07	--
Erweitertes Modell I	<i>B</i>	0,01	--	-0,02	--
	<i>SE</i>	0,02	--	0,02	--
	<i>p</i>	0,64	--	0,30	--
	<i>β</i>	0,01	--	-0,02	--
Erweitertes Modell II	<i>B</i>	0,05	-0,79	0,02	-0,90
	<i>SE</i>	0,02	0,19	0,02	0,19
	<i>p</i>	0,03	< 0,01	0,39	< 0,01
	<i>β</i>	0,05	-0,08	0,02	-0,09
Annoyance- Modell	<i>B</i>	--	-0,64	--	-0,83
	<i>SE</i>	--	0,18	--	0,18
	<i>p</i>	--	< 0,01	--	< 0,01
	<i>β</i>	--	-0,07	--	-0,08

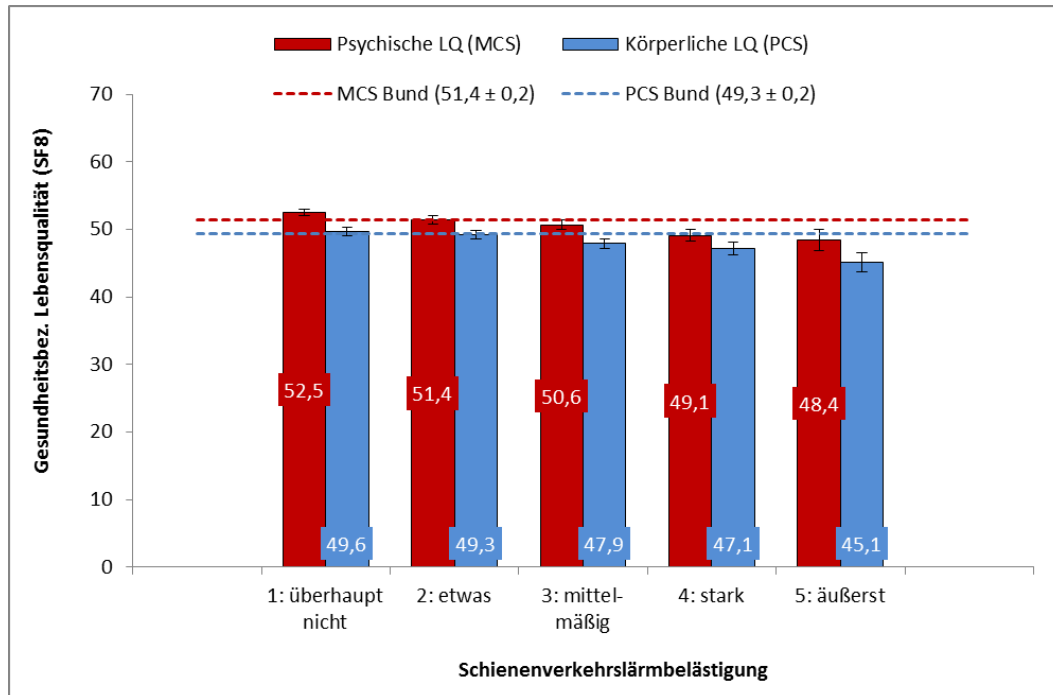
Anmerkung. *B* = Regressionskoeffizient; *SE* = Standardfehler; *p* = Überschreitungswahrscheinlichkeit; *β* = standardisierter Regressionskoeffizient.

Die nachfolgenden Abbildungen zeigen die körperliche und psychische Lebensqualität (SF8-Scores PCS und MCS) gruppiert nach 1-dB-Stufen des $L_{pAeq,24h}$ für Schienenverkehr (Abbildung 12-5) und nach Stufen der Schienenverkehrslärmbelastigung (Abbildung 12-6).



Anmerkung. SF8-Score MCS, PCS: Mittelwert und 95 %-Konfidenzintervall (mit Zellenbesetzung ≥ 5); Bund = Normdaten (Mittelwert \pm 95 %-Konfidenzintervall) des telefonischen Gesundheitssurveys 2003 (GSTel03) des Robert-Koch-Instituts (vgl. Ellert et al., 2005). Teilnehmende QS Schiene: $n = 3.307$.

Abbildung 12-5. Gesundheitsbezogene psychische und körperliche Lebensqualität - SF8-Scores MCS (a) und PCS (b) - pro 1-dB- $L_{pAeq,24h}$ -Klasse für Schienenverkehr.



Anmerkung. (SF8-Scores MCS, PCS, Mittelwert und 95 %-Konfidenzintervall) Bund = Normdaten (Mittelwert ± 95 %-Konfidenzintervall) des telefonischen Gesundheitssurveys 2003 (GSTel03) des Robert-Koch-Instituts (vgl. Ellert et al., 2005). Teilnehmende QS Schiene: n = 3.307.

Abbildung 12-6. Gesundheitsbezogene psychische und körperliche Lebensqualität gruppiert nach Stufen der Schienenverkehrslärmbelastigung.

Die Abbildungen zeigen, dass ein systematischer Zusammenhang zwischen $L_{pAeq,24h}$ und Lebensqualität kaum erkennbar ist (Abbildung 12-5) und dass dagegen eine Zunahme der Schienenverkehrslärmbelastigung mit einer Reduzierung der psychischen und körperlichen Lebensqualität einhergeht. Insbesondere bei den Antwortstufen der Schienenverkehrslärmbelastigung "stark" und "äußerst" liegt der Durchschnitt (Mittelwert) der Lebensqualitätsscore MCS und PCS unterhalb des Bundesdurchschnitts in der Normstichprobe GSTel03 des Robert-Koch-Instituts (Abbildung 12-6). Adjustiert man bei inferenzstatistischer Prüfung der paarweisen Mittelwertsvergleiche der MCS-Scores zwischen den Stufen der Schienenverkehrslärmbelastigung nach den Co-Determinanten des Annoyance-Modells, so unterscheiden sich lediglich die MCS-Werte in den Belästigungsstufen 1 (überhaupt nicht) und 4 (stark belästigt). Die PCS-Scores in der Belästigungsstufe 1 sind statistisch signifikant höher als die Scores in allen anderen Belästigungsstufen. Die PCS-Scores in der Belästigungsstufe 5 sind statistisch signifikant niedriger als die in den Belästigungsstufen 1 und 2. Die körperliche Lebensqualität fällt demnach zwischen den Endpunkten der Belästigungsskala unterschiedlich aus.

Tabelle 12-13. Signifikanzniveaus aus Post-hoc-Analysen (Paarvergleich) zum Vergleich von MCS- und PCS-Mittelwertsdifferenzen zwischen Kategorien der Schienenverkehrslärmbelastigung

		Abhängige Variable (AV)	
		Psychische Lebensqualität (MCS)	Körperliche Lebensqualität (PCS)
Unabhängige Variable (UV) = Schienenverkehrslärmbelastigung		p von Post-hoc Test mit sequentieller Bonferroni Anpassung (Holm, 1979)	
1,00	2,00	1,000	0,701
	3,00	0,435	0,046
	4,00	0,013	0,007
	5,00	0,222	0,006
2,00	1,00	1,000	0,701
	3,00	0,981	0,455
	4,00	0,097	0,087
	5,00	0,474	0,046
3,00	1,00	0,435	0,046
	2,00	0,981	0,455
	4,00	0,767	0,701
	5,00	1,000	0,455
4,00	1,00	0,013	0,007
	2,00	0,097	0,087
	3,00	0,767	0,701
	5,00	1,000	0,701
5,00	1,00	0,222	0,006
	2,00	0,474	0,046
	3,00	1,000	0,455
	4,00	1,000	0,701

Anmerkung. Grüne Hervorhebung = Mittelwertsdifferenz auf Signifikanzniveau $p < 0,05$ statistisch signifikant. Mittelwertsvergleiche adjustiert nach Befragungsmodus, Geschlecht, Alter, Wohndauer, Stunden außer Haus, Hauseigentum, SWI, Migrationshintergrund, Lärmempfindlichkeit, BMI, Dauer Sport pro Woche, $L_{pAeq,24h}$ für Straßenverkehr, $L_{pAeq,24h}$ für Luftverkehr.

13 Zusammenführung der bisherigen Ergebnisse zur Wirkung von Verkehrslärm im Rhein-Main-Gebiet

In den vorangegangenen Kapiteln 9 bis 12 wurden die Ergebnisse zur Wirkung der Geräuschbelastung durch Luft-, Straßen- und Schienenverkehr getrennt dargestellt. In diesem Kapitel 13 werden die Ergebnisse zu den verschiedenen Arten von Verkehrslärmquellen vergleichend zusammengeführt.

Der in dieser Studie untersuchte Mittelungspegelbereich liegt bezogen auf Luftverkehrsgereusche tagsüber ($L_{pAeq,06-22h}$) und bezogen auf einen 24-Stunden-Tag ($L_{pAeq,24h}$) überwiegend zwischen ca. 35 dB und 62 dB und nachts ($L_{pAeq,22-06h}$) zwischen unter 35 dB bis ca. 57 dB. Am Flughafen Köln/Bonn liegt das Maximum der Mittelungspegel um knapp 10 dB höher. Insgesamt ist der Geräuschpegelbereich am Flughafen Frankfurt im Durchschnitt nach Inbetriebnahme der Nordwest-Landebahn gleich geblieben. Dies beruht darauf, dass es sowohl zu Entlastungen als auch zusätzlichen Belastungen gekommen ist und bei rund drei Viertel der Befragten der Panelstudie Rhein/Main die Veränderungen 2012 gegenüber 2011 in den Mittelungspegeln (tags oder nachts) im Bereich von +/- 2 dB liegt.

Die Geräuschbelastung durch Straßen- und Schienenverkehr deckt dagegen einen größeren Bereich ab als die Geräuschbelastung durch Luftverkehr. Bei der Geräuschbelastung durch Straßen- und Schienenverkehr umfasst der untersuchte Bereich Mittelungspegel von unter 35 dB bis ca. 80 dB (tags und nachts). Beim Schienenverkehr sind die Tag- und Nachtdifferenzen deutlich geringer als bei den übrigen Verkehrsträgern, teils sind die nächtlichen Geräuschbelastungen höher als tagsüber.

Es zeigt sich ein deutlicher statistischer Zusammenhang - ausgedrückt durch Korrelationswerte - zwischen dem Mittelungspegel der Verkehrsgeräusche und den Urteilen der Befragten zu ihrer quellspezifischen Lärmbelastigung und den berichteten verkehrslärmbedingten Schlafstörungen. Die Lärmbelastigung korreliert in der Regel etwas stärker mit dem 24-Stunden-Mittelungspegel und mit dem Tagesmittelungspegel als mit dem Nachtpegel. Dies gilt für alle Verkehrsgeräuscharten. Eine Ausnahme stellt der Flughafen Köln/Bonn dar, hier korreliert die Fluglärmbelastigung stärker mit dem Nacht- als mit dem Tagesmittelungspegel. Ein Grund hierfür liegt möglicherweise in dem höchsten relativen Anteil an nächtlichen Flugbewegungen am Flughafen Köln/Bonn (30 %) im Vergleich zu den übrigen untersuchten Flughäfen (Berlin-Brandenburg: 12 %, Frankfurt: 7 - 10 %, Stuttgart: 7 %).

Die Korrelationskoeffizienten zwischen der Belästigung durch Verkehrslärm und akustischer Belastung ($L_{pAeq,24h}$, $L_{pAeq,06-22h}$ und $L_{pAeq,22-06h}$) liegen über alle Verkehrsträger hinweg zwischen $0,35 < r < 0,59$ (entspricht mittleren bis starken Effekten nach Cohen, 1988). Die Korrelationskoeffizienten zwischen berichteten Schlafstörungen und akustischer Belastung

liegen zwischen $0,23 < r < 0,44$ (entspricht kleinen bis mittleren Effektstärken nach Cohen, 1988).

Die Korrelationen der Lärmbelästigung und der berichteten Schlafstörungen fallen beim Straßenverkehr niedriger aus als beim Flug- und Schienenverkehr. Straßenverkehrsgeräusche unterscheiden sich von Flug- und Schienenverkehrsgeräuschen durch ein in der Regel höheres Verkehrsaufkommen bei vergleichsweise moderateren Geräuschpegeln der Einzelfahrzeuge. Ein anderer möglicher Grund für die geringeren Korrelationen beim Straßenverkehr ist, dass die Lärmbelästigungs- und Störungsurteile durch andere mit dem Straßenverkehr in Beziehung stehende Faktoren mit beeinflusst werden, z. B. verkehrsbedingte Luftschadstoffe, die in dieser Untersuchung nicht erfasst wurden. Bei den erhobenen personen- und situationsbezogenen Kontextfaktoren haben sich diesbezüglich keine Auffälligkeiten gezeigt, die die geringere Korrelationshöhe beim Straßenverkehr erklären könnten.

Vergleicht man den Anteil der hoch durch Luftverkehrsgeräusche belästigten Personen (HA-Anteil) mit den Anteilen durch Straßen- und Schienenverkehrsgeräusche hoch belästigter Personen, so wird ein Unterschied in den Quellenarten deutlich. Bei gleichen 24-Stunden-Mittelungspegeln sind deutlich mehr Menschen durch Luftverkehrs- als durch Straßen- oder Schienenverkehrsgeräusche hoch belästigt. Dies gilt unabhängig davon, ob die Fluglärmbelästigung vor- oder nach Inbetriebnahme der NW-Landebahn erhoben wurde. Abbildung 13-1 zeigt die Expositions-Wirkungsbeziehungen zum HA-Anteil für Flug-, Schienen- und Straßenverkehrslärm im Rhein-Main-Gebiet bezogen auf den jeweils quellenspezifischen $L_{pAeq,24h}$.

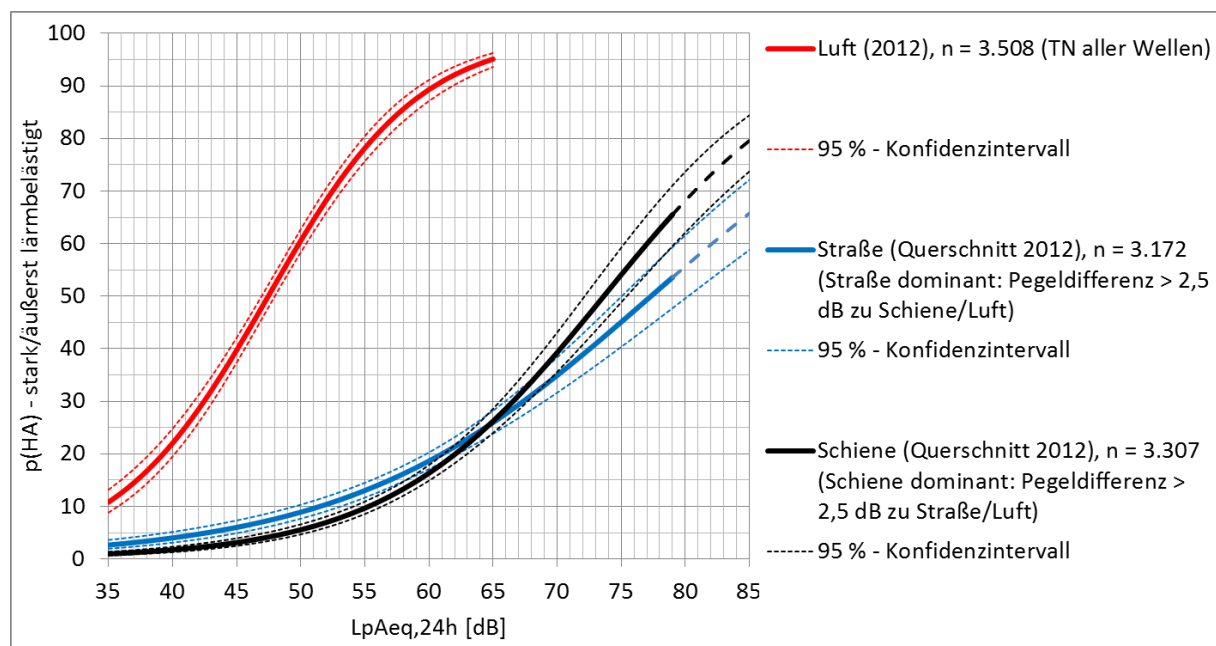
Die geringere Belästigung durch Straßen- und Schienenverkehrslärm korrespondiert mit folgenden Unterschieden zwischen den Teilnehmenden der Panelstichprobe (Bezug: Fluglärm, Erhebungswelle 2012, Teilnehmende aller Erhebungswellen) und den Stichproben QS Straße (Bezug: Straßenverkehrslärm) und QS Schiene (Bezug: Schienenverkehrslärm):

- Die Lärmempfindlichkeit ist in den Teilstudien QS Straße und QS Schiene geringfügig niedriger als bei den Teilnehmenden aller Erhebungswellen in der Panelstichprobe im Jahr 2012 (um 0,1 bis 0,2 Skaleneinheiten der 5-stufigen Antwortskala).
- Die Panelteilnehmende sind im Jahr 2012 im Durchschnitt ca. 3 - 4 Jahre jünger als die Teilnehmenden der Stichproben QS Straße und QS Schiene (Mittelwert: 52,6 Jahre in der Panelstudie in 2012 vs. 57,4 Jahre jeweils in den Teilstudien QS Straße und QS Schiene).
- Entsprechend weisen die Panelteilnehmenden eine ca. 4 - 5 Jahre geringere Wohndauer auf (Mittelwert Panel: 26,5 Jahre, QS Straße: 30,7 Jahre, QS Schiene: 31,9 Jahre).
- Der Schienen- und Straßenverkehr wurde gegenüber dem Luftverkehr teilweise als positiver bewertet: beide als nützlicher (Differenz zur Bewertung des Luftverkehrs: 0,4 bzw. 0,8 Skaleneinheiten der 5-stufigen

Antwortskala beim Straßen- bzw. Schienenverkehr), der Schienenverkehr zudem als weniger umweltschädigend (Differenz: 2,1 Skalenstufen).

Ob diese Personenmerkmals- und Bewertungsunterschiede oder unterschiedliche im Dauerschallpegel nicht abbildbare Geräuschcharakteristiken für die Wirkungsunterschiede der Verkehrslärmquellenarten verantwortlich sind, kann letztlich nicht geklärt werden, da außer dem Dauerschall- und dem mittleren Maximalpegel keine weiteren (psycho-) akustischen Parameter vorliegen.

Ein möglicher methodischer Grund könnte darin liegen, dass im Rhein-Main-Gebiet die Expositions-Wirkungskurven für Luft-, Schienen- und Straßenverkehrsgeräusche mittels verschiedener Stichproben ermittelt wurden (für Luftverkehr: Panelstichprobe 2011 - 2013, für Schienen- und Straßenverkehr jeweils getrennt in 2012 gezogene Stichproben). Dieses Vorgehen getrennter Stichprobenziehungen wurde gewählt, um auf die Problematik der jeweiligen Verkehrslärmquellenarten zugeschnittene Stichproben zu erhalten (Schichtung nach quellenspezifischen Geräuschpegeln und teils weiteren Faktoren wie Autobahnnähe, Dominanz der betrachteten Lärmquelle gegenüber anderen ggf. störenden Verkehrslärmexpositionen: Pegeldifferenz > 2,5 dB im $L_{pAeq,24h}$).

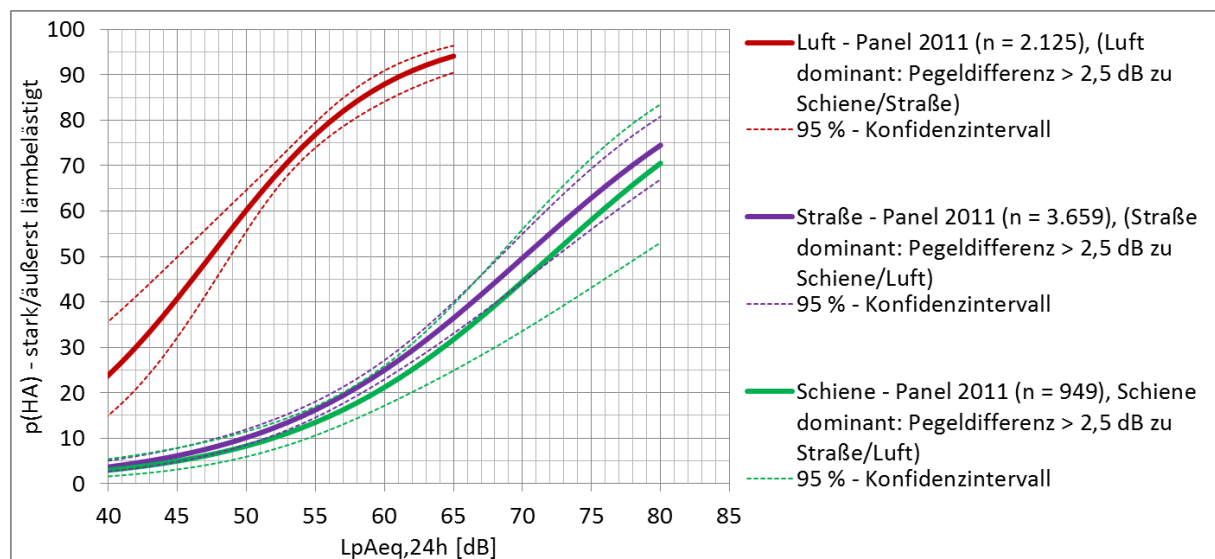


Anmerkung. Modelle adjustiert nach Befragungsmodus, Geschlecht, Alter, Wohndauer, Hauseigentum, SWI, Migration, Lärmempfindlichkeit, quellenspezifischer Bewertung des Verkehrs als nützlich, bequem, umweltschädigend, $L_{pAeq,24h}$ der jeweils anderen beiden Verkehrslärmquellenarten, Interaktion Modus * Alter. TN = Teilnehmende. Stichproben: Luft: Panel-Teilnehmende, Erhebungswellen 2011, 2012, 2013: n = 3.508 (Teilnehmende aller Wellen), Straße: Teilnehmende der Studie "QS Straße": n = 3.172, Straße: Teilnehmende der Studie "QS Schiene": n = 3.162.

Abbildung 13-1. Anteil hoch durch Verkehrsgeräusche belästigter Personen (%HA; highly annoyed) in getrennten, quellenspezifischen Stichproben im Rhein-Main-Gebiet im Umfeld des Flughafens Frankfurt.

Am Beispiel der Lärmbelastung (HA-Anteil) kann allerdings gezeigt werden, dass sich die höhere Beeinträchtigung durch Luftverkehrsgeräusche gegenüber Straßen- und Schienenverkehrsgeräuschen bei gleichen Mittelungspegeln auch innerhalb der Panelstichprobe ergibt, wenn daraus Subgruppen mit jeweils dominierender Luft-, Schienen- oder Straßenverkehrslärmexposition, operationalisiert durch eine Pegeldifferenz $> 2,5$ dB im $L_{pAeq,24h}$, gebildet werden (Abbildung 13-2). Diese Zusatzanalyse wurde mit den Daten der ersten Panelwelle 2011 durchgeführt, um mit einer einmaligen Querschnittsbefragung weitgehend vergleichbare Bedingungen zu haben und mögliche, beim Quellenvergleich störende Einflüsse durch die Inbetriebnahme der NW-Landebahn zu minimieren.

Insgesamt unterscheiden sich die HA-Anteile zum Straßen- und Schienenverkehrslärm kaum; in der Panelstichprobe liegt der HA-Anteil Straße vollständig im Konfidenzintervall der Expositions-Wirkungskurve zum HA-Anteil Schiene (Abbildung 13-2). Bei den Kurven aus den unabhängigen Querschnittsstichproben (Abbildung 13-1) liegt der HA-Anteil Straße allerdings unterhalb von $L_{pAeq,24h} = 60$ dB, oberhalb des HA-Anteil Schiene, zwischen 60 dB $< L_{pAeq,24h} < 65$ dB, kreuzen sich die Kurven und der Schienenverkehr erweist sich bei $L_{pAeq,24h}$ - Werten größer 65 dB gegenüber dem Straßenverkehr als lästiger.

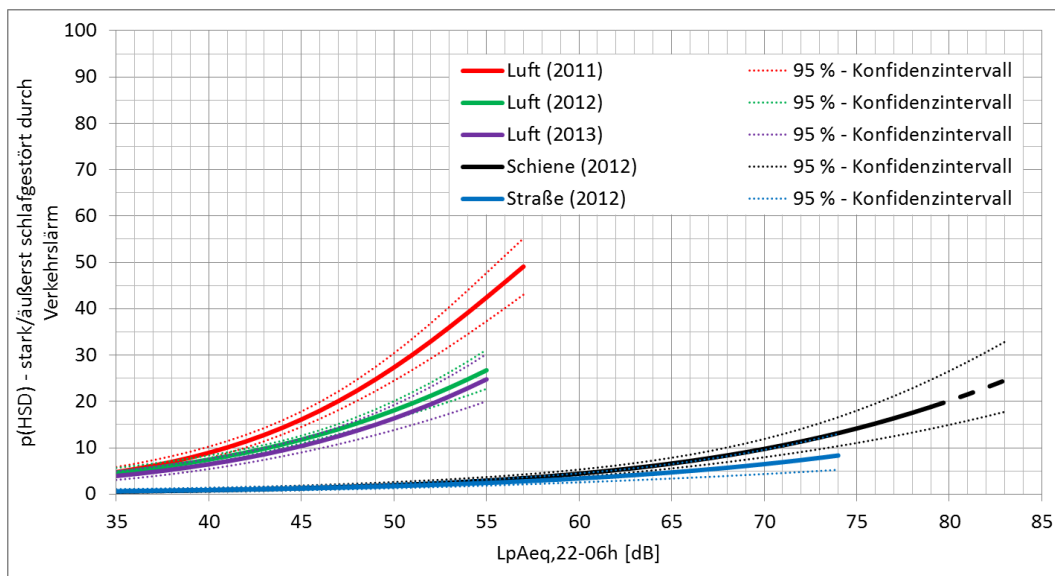


Anmerkung. Modelle adjustiert nach Befragungsmodus, Geschlecht, Alter, Wohndauer, Hauseigentum, SWI, Migration, Lärmempfindlichkeit, quellenspezifischer Bewertung des Verkehrs als nützlich, bequem, umweltschädigend, $L_{pAeq,24h}$ der jeweils anderen beiden Verkehrslärmquellenarten, Interaktion Modus * Alter. Subgruppen: "Luft" ($n = 2.125$): Panel-Teilnehmende in 2011 mit Dominanz des $L_{pAeq,24h}$ für Luftverkehr, "Straße" ($n = 3.659$): Panel-Teilnehmende mit Dominanz des $L_{pAeq,24h}$ für Straßenverkehr, "Schiene" ($n = 949$): Panel-Teilnehmende mit Dominanz des $L_{pAeq,24h}$ für Schienenverkehr. Dominanz: Pegeldifferenz größer 2,5 dB im $L_{pAeq,24h}$ gegenüber den anderen beiden Verkehrslärmquellenarten.

Abbildung 13-2. Anteil hoch durch Verkehrsgeräusche belastigter Personen (%HA; highly annoyed) in Subgruppen der Panelstichprobe Rhein-Main im Umfeld des Flughafens Frankfurt mit jeweils dominierender Luft-, Schienen-, bzw. Straßenverkehrsgeräuschbelastung (Pegeldifferenz: größer 2,5 dB im $L_{pAeq,24h}$).

Diese Unterschiede beruhen darauf, dass die HA-Anteile Straße in der Panelstudie und in der QS-Straße-Stichprobe differieren: Bei gleichem Mittelungspegel ist der HA-Anteil Straße in der Panelstichprobe höher als in der unabhängigen Stichprobe QS Straße. Um hierüber mehr Aufschluss zu bekommen, wäre eine kleinräumige Sichtung der in den verschiedenen Stichproben vom Straßenverkehrslärm dominierend betroffenen Wohngebieten adäquat, was im Rahmen dieser Studie nicht möglich ist. Insgesamt ist festzustellen, dass insbesondere in der Panelstudie die Konfidenzintervalle der Expositions-Wirkungskurven zum Schienen- und Straßenverkehrslärm in oberen Pegelbereichen relativ breit werden, so dass man für diese beiden Quellenarten davon ausgehen muss, dass die genaue Lage der jeweiligen Regressionskurve unsicherer ist als beim Luftverkehr. Für ein Studiengebiet in Flughafennähe ist dies nicht weiter verwunderlich; für die Ermittlung belastbarer quellspezifischer Expositions-Wirkungsbeziehungen z. B. zum Straßenverkehrslärm würden Untersuchungsgebiete mit potenziell anderen Störquellen - dazu zählt auch der Luftverkehr - eher gemieden.

Bei den berichteten Schlafstörungen durch Verkehrslärm zeigen sich ähnliche Unterschiede zwischen den Verkehrsträgern wie bei der Lärmbelästigung: Bei gleichen Nachtmittelungspegeln sind die berichteten Schlafstörungen und der Anteil der hoch (stark/äußerst) schlafgestörten Personen (HSD-Anteil) durch Fluglärm höher als durch Schienen- und Straßenverkehrslärm (Abbildung 13-3).



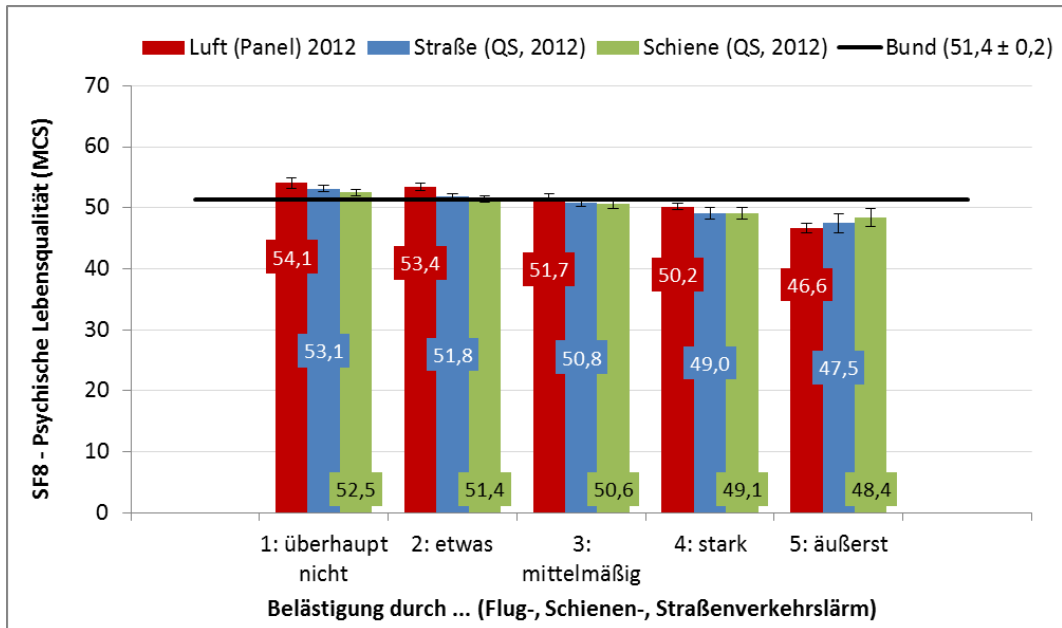
Anmerkung. Modelle adjustiert nach Befragungsmodus, Geschlecht, Alter, Wohndauer, Hauseigentum, SWI, Migration, Lärmempfindlichkeit, quellspezifischer Bewertung des Verkehrs als nützlich, bequem, umweltschädigend, $L_{pAeq,24h}$ der jeweils anderen beiden Verkehrslärmquellenarten, Interaktionen Modus * Alter, Modus * Bewertung Verkehr = nützlich. Stichproben: Luft: Panel-Teilnehmende, Erhebungswellen 2011, 2012, 2013: $n = 3.508$ (Teilnehmende aller Wellen), Straße: Teilnehmende der Querschnittsstudie "QS Straße": $n = 3.172$, Teilnehmende der "QS Schiene": $n = 3.162$.

Abbildung 13-3. Anteil hoch (stark/äußerst) durch Verkehrsgeräusche schlafgestörter Personen (%HSD; highly sleep disturbed) im Rhein-Main-Gebiet.

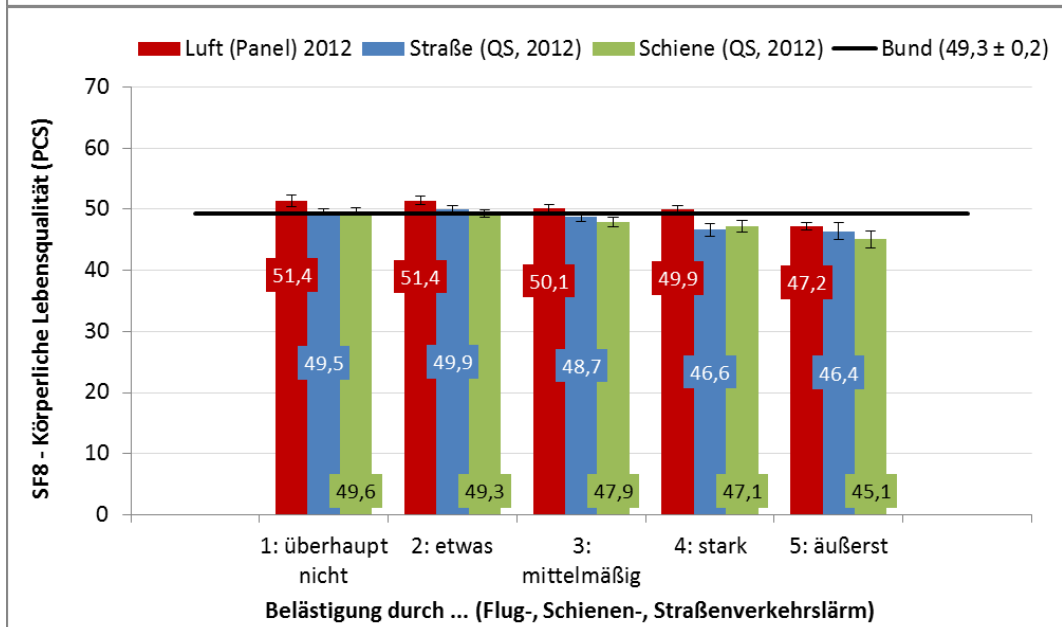
Bei der Untersuchung des Zusammenhangs zwischen Lebensqualitäts-Variablen und Luftverkehrs-Geräuschpegeln stellt sich heraus, dass die beiden Summscores zur Lebensqualität, die psychische (MCS) und die körperliche (PCS) Lebensqualität, zwar leichte Zusammenhänge mit dem 24-Stunden-Dauerschallpegel aufweisen, der Einfluss der Geräuschbelastung aber vor allem durch die Lärmbelastung (negativ) vermittelt wird. Dies gilt sowohl für die psychische als auch körperliche Lebensqualität, und zwar an allen untersuchten Flughäfen und bezogen auf alle drei Verkehrsarten. Während die psychische Lebensqualität vor allem in den höheren Stufen der Belästigung durch Fluglärm vermindert ist, ist die körperliche Lebensqualität im Quellenvergleich vor allem (negativ) mit der Schienenverkehrslärmbelastigung assoziiert. Die Straßenverkehrslärmbelastigung scheint in den höheren Belästigungsstufen die berichtete psychische als auch körperliche Lebensqualität in gleichem Maße zu mindern.

Abbildung 13-4 zeigt dies für die Rhein-Main Region für die drei Verkehrslärmarten Luft-, Schienen- und Straßenverkehr. Die Daten bezogen auf Straßen- und Schienenverkehrslärm stammen aus den Querschnittsstudien im Rhein-Main-Gebiet im Jahr 2012, die Daten zum Luftverkehr aus der Panelstudie 2012 (Erhebungswelle t2).

a



b



Anmerkung. (SF8-Scores MCS, PCS, Mittelwert und 95 %-Konfidenzintervall) Bund = Normdaten (Mittelwert ± 95 %-Konfidenzintervall) des telefonischen Gesundheitssurveys 2003 (GSTel03) des Robert-Koch-Instituts (vgl. Ellert et al., 2005). Teilnehmende Panel: $n = 3.508$ (Teilnehmende aller Wellen), QS Straße: $n = 3.172$, QS Schiene: $n = 3.307$.

Abbildung 13-4. Gesundheitsbezogene psychische (a) und körperliche (b) Lebensqualität gruppiert nach Stufen der Belästigung durch Verkehrslärm (Flug-, Schienen- oder Straßenverkehrslärm).

14 Weitere Effekte von Verkehrslärm

14.1 Überblick über Kapitel 14

Im Folgenden werden die weiteren Variablen Aktivitätenstörungen (Kommunikation, Ruhe), psycho-vegetative Störungen, Lärmbewältigungsvermögen, die Schlafqualität und Wohnzufriedenheit sowie die Veränderungen in der Wahrnehmung (Einstellung zum Flugbetrieb, Vertrauen in die Verantwortlichen und prozedurale Fairness) anhand ihrer Mittelwerte im Bezug auf die entsprechenden Geräuschpegelklassen beschrieben. Dies erfolgt für jede Variable zunächst im Zeitvergleich für die Jahre 2011-2013 am Frankfurter Flughafen, dann im Vergleich bezüglich der weiteren Standorte Berlin-Brandenburg, Köln/Bonn und Stuttgart und abschließend für einen Vergleich zwischen Straßen- und Schienenverkehrslärmquellen im Rhein-Main-Gebiet.

14.1.1 Aktivitätsstörung

14.1.1.1 Kommunikationsstörungen

Die Kommunikationsstörungen steigen in der Panelstudie Rhein-Main in jedem Befragungsjahr erwartungsgemäß mit zunehmendem Pegel (hier: Tagesmittelungspegel $L_{pAeq,06-22h}$). Die Korrelationen zwischen dem Tagesmittelungspegel und den Kommunikationsstörungen liegen im Bereich $0,51 \leq r \leq 0,55$ (Tabelle 14-1).

Im Zeitvergleich zeigt sich im Panel Rhein-Main (Tabelle 14-1) tendenziell ein Change-Effekt, wie er in der Belästigung zu sehen ist, in der $L_{pAeq,06-22h}$ -Pegelklasse 57,6 - 60,0 dB(A). Das heißt, die Störungen in der Kommunikation werden in 2012, nach der Eröffnung der Landebahn höher bewertet als in 2011 und fallen in 2013 wieder auf den gleichen Wert von 2011 zurück. Auch in der nächsten Pegelklasse findet sich eine geringere Bewertung der Kommunikationsstörungen in 2013 als in 2012, allerdings erfolgte in 2012 kein Anstieg im Vergleich zu 2011. Beide Werte sind mit 3,5 gleich hoch, was eventuell auf eine Erwartung hoher Störungen vor der Eröffnung der Nord-West-Bahn schließen lässt oder darauf, dass Veränderungen im Flugbetrieb bereits im März 2011 erfolgten und demnach möglicherweise ein Deckeneffekt vorliegt, d.h. danach wäre das Höchstmaß der individuellen Belästigung bereits 2011 erreicht.

Tabelle 14-1. Zeitvergleich Kommunikationsstörungen Panel Rhein-Main 2011-2013

$L_{pAeq,06-22h}$ Luftverkehr [dB]	Kommunikationsstörungen - Fluglärm								
	Panel Rhein-Main (TN aller Wellen)								
	FRA 2011			FRA 2012			FRA 2013		
	<i>N</i>	<i>M</i>	<i>SD</i>	<i>N</i>	<i>M</i>	<i>SD</i>	<i>N</i>	<i>M</i>	<i>SD</i>
35,1 - 37,5	3	1,4	0,8	9	1,3	0,5	48	1,4	0,7
37,6 - 40,0	160	1,3	0,6	340	1,3	0,6	347	1,4	0,7
40,1 - 42,5	395	1,5	0,7	325	1,5	0,8	364	1,4	0,7
42,6 - 45,0	500	1,6	0,9	414	1,7	0,9	413	1,6	0,8
45,1 - 47,5	425	2,0	1,1	350	2,0	1,1	329	1,9	1,0
47,6 - 50,0	382	2,2	1,1	343	2,2	1,1	483	2,3	1,2
50,1 - 52,5	376	2,5	1,2	374	2,6	1,2	430	2,6	1,2
52,6 - 55,0	445	2,9	1,2	558	2,8	1,2	467	2,7	1,2
55,1 - 57,5	440	3,2	1,2	482	3,2	1,2	351	3,0	1,2
57,6 - 60,0	210	3,2	1,2	254	3,4	1,2	209	3,2	1,2
> 60	171	3,5	1,2	55	3,5	1,2	65	3,3	1,2
Gesamt	3.507	2,3	1,3	3.505	2,3	1,3	3.506	2,2	1,2
Korrelation $L_{pAeq,06-22h}$ - Kommunikationsstörungen ($p < 0,001$ für alle Koeffizienten)									
<i>r</i>	0,55			0,54			0,51		

Anmerkung. TN = Teilnehmende; *N* = Anzahl; *M* = arithmetischer Mittelwert; *SD* = Standardabweichung (standard deviation).

Auch an den Vergleichsflughäfen zeigen sich deutlich die zunehmenden Kommunikationsstörungen mit zunehmendem Tagesmittelungspegel; die Korrelationskoeffizienten weisen die gleiche Größenordnung auf wie am Flughafen Frankfurt (Tabelle 14-2).

Im Quellenvergleich zeigt sich (Tabelle 14-3), dass die Störungsurteile bezüglich der Kommunikation beim Schienenverkehrslärm wesentlich schneller steigen und auch negativer ausfallen als beim Straßenverkehrslärm; entsprechend ist die Pegel-Störungs-Korrelation deutlich höher ($r = 0,41$ beim Schienenverkehrslärm vs. $r = 0,28$ beim Straßenverkehrslärm). Es ist möglich, dass die unterschiedliche Höhe der Korrelationskoeffizienten darin beruht, dass Schienenverkehrsgeräusche gegenüber Straßenverkehrsgeräuschen stärker intermittierende Geräusche darstellen (bei gleichem Mittelungspegel höhere Pausenanteile und Einzelvorbeifahrten mit höherem Schallpegel), die entsprechend mit Sprachkommunikation stärker interferieren.

Tabelle 14-2. Standortvergleich Kommunikationsstörungen Berlin-Brandenburg, Köln/Bonn, Stuttgart 2012/2013

$L_{pAeq,06-22h}$ Luftverkehr [dB]	Kommunikationsstörungen - Fluglärm								
	N	BER M	SD	Vergleichsflughäfen			N	STR M	SD
				CGN N	CGN M	CGN SD			
< = 35,0	1.100	1,1	0,4	115	1,3	0,5	283	1,1	0,3
35,1 - 37,5	308	1,2	0,5	197	1,3	0,6	123	1,2	0,5
37,6 - 40,0	386	1,4	0,6	372	1,4	0,7	349	1,1	0,4
40,1 - 42,5	647	1,4	0,7	320	1,5	0,8	148	1,3	0,5
42,6 - 45,0	725	1,6	0,9	355	1,7	0,9	98	1,2	0,4
45,1 - 47,5	602	1,8	0,9	312	1,8	1,0	94	1,5	0,8
47,6 - 50,0	586	2,0	1,0	442	2,3	1,2	176	1,7	0,9
50,1 - 52,5	557	2,4	1,1	232	2,4	1,2	218	2,0	1,0
52,6 - 55,0	311	2,5	1,1	213	2,7	1,3	277	2,3	1,2
55,1 - 57,5	220	2,7	1,1	130	2,8	1,3	211	2,4	1,2
57,6 - 60,0	97	2,8	1,2	155	3,0	1,3			
60,1 - 62,5	2	3,0	1,9	78	3,1	1,1			
62,6 - 65,0				18	3,7	1,1			
65,1 - 67,5				8	2,8	1,2			
67,6 - 70,0				3	2,3	0,6			
70,1 - 72,5				1	4,0				
72,6 - 75,0				1	3,7				
Gesamt	5.541	1,7	1,0	2.952	2,0	1,2	1.977	1,6	1,0
Korrelation $L_{pAeq,06-22h}$ - Kommunikationsstörungen ($p < 0,001$ für alle Koeffizienten)									
r		0,51			0,49			0,51	

Anmerkung. TN = Teilnehmende; N = Anzahl; M = arithmetischer Mittelwert; SD = Standardabweichung (standard deviation).

Tabelle 14-3. Quellenvergleich Kommunikationsstörungen Straßen-/Schienenverkehrslärm, 2012

Kommunikationsstörungen - Frankfurt Querschnitt 2012						
$L_{pAeq,06-22h}$ [dB]	Straßen- verkehrslärm			Schienen- verkehrslärm		
	<i>N</i>	<i>M</i>	<i>SD</i>	<i>N</i>	<i>M</i>	<i>SD</i>
< = 35,0				2	1,0	0,0
35,1 - 37,5	6	1,0	0,0			
37,6 - 40,0	11	1,3	0,4	14	1,1	0,3
40,1 - 42,5	57	1,2	0,4	43	1,1	0,5
42,6 - 45,0	172	1,1	0,4	134	1,0	0,2
45,1 - 47,5	207	1,2	0,5	180	1,1	0,3
47,6 - 50,0	232	1,2	0,5	322	1,1	0,3
50,1 - 52,5	225	1,3	0,6	326	1,2	0,4
52,6 - 55,0	283	1,2	0,5	369	1,3	0,7
55,1 - 57,5	295	1,3	0,6	302	1,5	0,8
57,6 - 60,0	260	1,4	0,7	319	1,6	0,9
60,1 - 62,5	247	1,5	0,7	261	1,9	1,0
62,6 - 65,0	241	1,5	0,8	264	2,0	1,1
65,1 - 67,5	241	1,5	0,9	199	2,0	1,2
67,6 - 70,0	206	1,7	1,0	207	2,0	1,2
70,1 - 72,5	199	1,8	1,0	123	2,5	1,4
72,6 - 75,0	123	1,7	1,0	164	2,1	1,3
75,1 - 77,5	116	1,8	1,1	35	3,0	1,4
77,6 - 80,0	35	2,0	1,1	7	1,8	1,5
80,1 - 82,5	1	1,0		1	1,0	
82,6 - 85,0	3	1,0	0,0			
Gesamt	3.160	1,4	0,8	3.272	1,6	1,0
<i>Korrelation $L_{pAeq,06-22h}$ - Kommunikationsstörungen ($p < 0,001$ für alle Koeffizienten)</i>						
<i>r</i>		0,28			0,41	

Anmerkung. TN = Teilnehmende; *N* = Anzahl; *M* = arithmetischer Mittelwert; *SD* = Standardabweichung (standard deviation).

14.1.1.2 Störungen der Ruhe und Konzentration

In allen Erhebungswellen in der Panelstudie korreliert der $L_{pAeq,06-22h}$ mit den Ruhe- und Konzentrationsstörungen um ca. $r = 0,5$. Das heißt, mit zunehmendem Tagesmittelungspegel steigt die Intensität der Störungen der Ruhe und Konzentration (Tabelle 14-4).

Bei den Störungen der Ruhe und Konzentration ist im Zeitvergleich im Panel tendenziell ein Change-Effekt lediglich in der Tagesmittelungs-Pegelklasse ($L_{pAeq,06-22h}$) 60,1 - 62,5 dB(A) zu erkennen (Tabelle 14-4). Hier wird die Störung der Ruhe und Konzentration mit dem höchsten Wert 4,0 in 2012 beurteilt und fällt in 2013 auf den tiefsten Wert (3,7) in der

Pegelklasse. In allen anderen Pegelklassen sind die Urteile über die Befragungsjahre vergleichbar hoch.

Tabelle 14-4. Zeitvergleich Störungen der Ruhe und Konzentration Panel Rhein-Main 2011-2013

$L_{pAeq,06-22h}$ Luftverkehr [dB]	Störungen der Ruhe und Konzentration - Fluglärm								
	Panel Rhein-Main (TN aller Wellen)								
	FRA 2011			FRA 2012			FRA 2013		
	<i>N</i>	<i>M</i>	<i>SD</i>	<i>N</i>	<i>M</i>	<i>SD</i>	<i>N</i>	<i>M</i>	<i>SD</i>
35,1 - 37,5	3	1,8	1,4	9	1,7	0,7	48	1,9	0,9
37,6 - 40,0	159	1,8	1,0	335	1,8	0,9	346	1,9	0,9
40,1 - 42,5	395	2,1	1,1	324	2,1	1,0	364	1,9	1,0
42,6 - 45,0	499	2,3	1,1	414	2,3	1,1	412	2,3	1,0
45,1 - 47,5	424	2,7	1,2	347	2,6	1,2	328	2,5	1,1
47,6 - 50,0	380	2,8	1,2	342	2,9	1,2	481	3,0	1,3
50,1 - 52,5	373	3,1	1,2	372	3,2	1,2	430	3,2	1,2
52,6 - 55,0	443	3,4	1,1	557	3,4	1,2	466	3,4	1,2
55,1 - 57,5	439	3,7	1,1	481	3,7	1,1	349	3,5	1,2
57,6 - 60,0	210	3,8	1,0	253	3,8	1,1	209	3,8	1,1
> 60	170	3,9	1,0	55	4,0	1,0	64	3,7	1,1
Gesamt	3.495	2,9	1,3	3.490	2,9	1,3	3.498	2,8	1,3
<i>Korrelation $L_{pAeq,06-22h}$ - Ruhe-/Konzentrationsstörungen ($p < 0,001$ für alle Koeffizienten)</i>									
<i>r</i>	0,49			0,50			0,49		

Anmerkung. TN = Teilnehmende; *N* = Anzahl; *M* = arithmetischer Mittelwert; *SD* = Standardabweichung (standard deviation).

Im Standortvergleich (Tabelle 14-5) liegen die Gesamtwerte eines jeden Vergleichsflughafens deutlich unter den Beurteilungen jeder einzelnen Welle im Frankfurter Panel. Am wenigsten fühlten sich die Befragten um den Flughafen Stuttgart in ihrer Ruhe und Konzentration gestört, gefolgt von Berlin und danach Köln/Bonn. An den Flughäfen Berlin-Brandenburg und Stuttgart sind die Mittelungspegel-Störungs-Korrelationen mit $r = 0,54$ bzw. $r = 0,56$ etwas höher als am Flughafen FRA, am Flughafen Köln/Bonn mit $r = 0,46$ darunter.

Tabelle 14-5. Standortvergleich Störungen der Ruhe und Konzentration Berlin-Brandenburg, Köln/Bonn, Stuttgart 2012/2013

$L_{pAeq,06-22h}$ Luftverkehr [dB]	Störungen der Ruhe und Konzentration - Fluglärm								
	Vergleichsflughäfen								
	BER			CGN			STR		
	<i>N</i>	<i>M</i>	<i>SD</i>	<i>N</i>	<i>M</i>	<i>SD</i>	<i>N</i>	<i>M</i>	<i>SD</i>
< = 35,0	1.093	1,5	0,6	115	1,7	0,9	283	1,2	0,4
35,1 - 37,5	307	1,6	0,7	197	1,7	0,9	123	1,5	0,7
37,6 - 40,0	384	1,9	0,9	371	1,8	0,9	348	1,4	0,7
40,1 - 42,5	645	2,0	0,9	318	1,9	1,0	148	1,8	0,8
42,6 - 45,0	723	2,2	1,1	352	2,2	1,1	97	1,7	0,8
45,1 - 47,5	599	2,4	1,1	311	2,2	1,1	94	2,0	1,0
47,6 - 50,0	585	2,7	1,1	440	2,8	1,2	175	2,4	1,1
50,1 - 52,5	554	3,0	1,1	231	2,8	1,2	217	2,6	1,1
52,6 - 55,0	311	3,1	1,0	211	3,1	1,3	275	2,7	1,2
55,1 - 57,5	220	3,3	1,0	129	3,2	1,2	210	2,9	1,1
57,6 - 60,0	96	3,3	1,0	153	3,3	1,2			
60,1 - 62,5	2	3,3	1,1	77	3,4	1,1			
62,6 - 65,0				18	3,9	1,0			
65,1 - 67,5				8	3,3	1,3			
67,6 - 70,0				3	2,8	0,6			
70,1 - 72,5				1	4,5				
72,6 - 75,0				1	4,0				
Gesamt	5.519	2,3	1,1	2.936	2,4	1,2	1.970	2,0	1,1
Korrelation $L_{pAeq,06-22h}$ - Ruhe-/Konzentrationsstörungen ($p < 0,001$ für alle Koeffizienten)									
<i>r</i>	0,54			0,46			0,56		

Anmerkung. TN = Teilnehmende; *N* = Anzahl; *M* = arithmetischer Mittelwert; *SD* = Standardabweichung (standard deviation).

Tabelle 14-6 zeigt, dass sich die Befragten insgesamt durch den Straßenverkehrslärm in der Ruhe und Konzentration genauso wenig gestört fühlen wie die Befragten mit Schienenverkehrslärm. Insgesamt liegen die Befragten in ihren Beurteilungen einen ganzen Skalenpunkt unter den Befragten mit Flugverkehrslärm im Rhein-Main-Gebiet in 2012. Allerdings nehmen die Ruhestörungen bei beiden Verkehrslärmarten mit zunehmendem Geräuschpegel ($L_{pAeq,06-22h}$) zu, die Korrelationen fallen gegenüber denen beim Luftverkehr mit $r = 0,31$ (Straße) bzw. $r = 0,44$ (Schiene) niedriger aus.

Tabelle 14-6. Quellenvergleich Ruhestörungen Straßen-/Schienenverkehrslärm 2012

Störungen der Ruhe u. Konzentration - Frankfurt Querschnitt 2012						
$L_{pAeq,06-22h}$ [dB]	Straßen- verkehrslärm			Schienen- verkehrslärm		
	<i>N</i>	<i>M</i>	<i>SD</i>	<i>N</i>	<i>M</i>	<i>SD</i>
< = 35,0				2	1,0	0,0
35,1 - 37,5	6	1,3	0,5			
37,6 - 40,0	11	1,9	1,0	14	1,2	0,4
40,1 - 42,5	57	1,3	0,7	43	1,2	0,6
42,6 - 45,0	173	1,4	0,6	134	1,1	0,3
45,1 - 47,5	207	1,5	0,8	180	1,3	0,6
47,6 - 50,0	232	1,5	0,8	321	1,3	0,5
50,1 - 52,5	225	1,6	0,8	327	1,4	0,6
52,6 - 55,0	283	1,6	0,8	369	1,7	0,8
55,1 - 57,5	295	1,8	0,9	301	1,8	0,9
57,6 - 60,0	261	1,8	0,9	319	2,0	1,1
60,1 - 62,5	248	1,9	1,0	261	2,3	1,2
62,6 - 65,0	241	2,1	1,0	264	2,4	1,1
65,1 - 67,5	242	2,2	1,1	199	2,4	1,2
67,6 - 70,0	206	2,3	1,2	207	2,4	1,2
70,1 - 72,5	199	2,4	1,1	123	2,9	1,3
72,6 - 75,0	123	2,2	1,2	164	2,5	1,3
75,1 - 77,5	116	2,3	1,2	35	3,3	1,3
77,6 - 80,0	35	2,4	1,2	7	2,2	1,4
80,1 - 82,5	1	2,0		1	1,5	
82,6 - 85,0	3	2,0	0,5			
Gesamt	3.164	1,9	1,0	3.271	1,9	1,1
<i>Korrelation $L_{pAeq,06-22h}$ - Ruhe-/Konzentrationsstörungen ($p < 0,001$ für alle Koeffizienten)</i>						
<i>r</i>	0,31			0,44		

Anmerkung. TN = Teilnehmende; *N* = Anzahl; *M* = arithmetischer Mittelwert; *SD* = Standardabweichung (standard deviation).

14.1.2 Psycho-vegetative Störungen

Tabelle 14-7 zeigt, dass in allen Erhebungswellen am Flughafen Frankfurt mit zunehmendem $L_{pAeq,24h}$ die Intensität der psycho-vegetativen Störungen steigt (Korrelationen: $0,32 \leq r \leq 0,36$).

Im Zeitvergleich der psycho-vegetativen Störungen (Tabelle 14-7) findet sich in den $L_{pAeq,24h}$ -Pegelklassen 55,1 - 57,5 dB(A) und 57,6 - 60,0 dB(A) ein Change-Effekt, wie er auch in der Belästigung zu finden ist. Das Urteil fällt in 2012 am höchsten aus, sinkt in 2013 wieder derart, dass es sich zwischen den Werten von 2011 und 2012 befindet. In allen anderen Pegelklassen liegen die Urteile über die Erhebungsjahre hinweg in vergleichbarer

Höhe. Auch liegen die Gesamturteile des Panels Rhein-Main über alle Pegelklassen eines jeden Jahres höher als die Gesamturteile der Vergleichsflughäfen (Tabelle 14-8).

Tabelle 14-7. Zeitvergleich psycho-vegetative Störungen Panel Rhein-Main 2011-2013

$L_{pAeq,24h}$ Luftverkehr [dB]	Psycho-vegetative Störungen - Fluglärm								
	Panel Rhein-Main (TN aller Wellen)								
	FRA 2011			FRA 2012			FRA 2013		
	<i>N</i>	<i>M</i>	<i>SD</i>	<i>N</i>	<i>M</i>	<i>SD</i>	<i>N</i>	<i>M</i>	<i>SD</i>
< = 35,0							3	1,6	1,0
35,1 - 37,5	55	1,4	0,8	180	1,4	0,8	239	1,4	0,8
37,6 - 40,0	282	1,5	0,8	339	1,5	0,8	329	1,5	0,8
40,1 - 42,5	490	1,7	0,9	375	1,7	0,9	450	1,6	0,8
42,6 - 45,0	447	1,8	1,0	379	1,8	1,0	326	1,8	1,0
45,1 - 47,5	393	2,0	1,0	340	2,1	1,1	397	2,0	1,1
47,6 - 50,0	393	2,0	1,0	403	2,1	1,0	461	2,2	1,1
50,1 - 52,5	442	2,3	1,1	380	2,3	1,2	457	2,3	1,1
52,6 - 55,0	410	2,4	1,1	549	2,4	1,1	414	2,4	1,1
55,1 - 57,5	341	2,4	1,1	414	2,7	1,2	262	2,5	1,2
> 57,5	249	2,6	1,1	143	2,8	1,3	163	2,7	1,2
Gesamt	3.502	2,0	1,1	3.502	2,1	1,1	3.501	2,0	1,1
<i>Korrelation $L_{pAeq,24h}$ - Fluglärmbelastigung ($p < 0,001$ für alle Koeffizienten)</i>									
<i>r</i>	0,32			0,36			0,35		

Anmerkung. TN = Teilnehmende; *N* = Anzahl; *M* = arithmetischer Mittelwert; *SD* = Standardabweichung (standard deviation).

Psycho-vegetative Störungen scheinen nach Angaben der Befragten in den Gebieten um die Vergleichsflughäfen nicht stark ausgeprägt zu sein. Insbesondere in Stuttgart sind die Werte niedrig, gefolgt von zunächst Berlin und dann Köln/Bonn. Wie bereits bei den Kommunikations- und Ruhestörungen steigen die Einschätzungen auch bei den psycho-vegetativen Störungen im Bereich um den Stuttgarter Flughafen langsamer an als bei den anderen Vergleichsflughäfen. Ein Anstieg der psycho-vegetativen Störungen mit zunehmendem 24-Stunden-Mittelungspegel zeigt sich aber auch an den Vergleichsflughäfen (Tabelle 14-8); die Pegel-Störungs-Korrelationskoeffizienten weisen in etwa die gleiche Größenordnung auf ($0,29 \leq r \leq 0,35$) wie am Flughafen Frankfurt.

Tabelle 14-8. Standortvergleich psycho-vegetative Störungen Berlin-Brandenburg, Köln/Bonn, Stuttgart 2012/2013

$L_{pAeq,24h}$ Luftverkehr [dB]	Psycho-vegetative Störungen - Fluglärm								
	Vergleichsflughäfen								
	BER			CGN			STR		
	<i>N</i>	<i>M</i>	<i>SD</i>	<i>N</i>	<i>M</i>	<i>SD</i>	<i>N</i>	<i>M</i>	<i>SD</i>
< = 35,0	1.202	1,3	0,7	113	1,4	0,7	334	1,2	0,5
35,1 - 37,5	363	1,5	0,8	201	1,3	0,7	300	1,2	0,5
37,6 - 40,0	435	1,5	0,8	333	1,5	0,8	218	1,3	0,6
40,1 - 42,5	718	1,6	0,8	348	1,6	0,9	106	1,3	0,5
42,6 - 45,0	655	1,8	1,0	342	1,7	0,9	92	1,3	0,6
45,1 - 47,5	682	2,0	1,1	319	1,7	1,0	138	1,5	0,9
47,6 - 50,0	523	2,1	1,0	387	1,9	1,0	212	1,6	0,8
50,1 - 52,5	487	2,2	1,1	292	2,0	1,0	261	1,7	0,9
52,6 - 55,0	232	2,3	1,1	211	2,1	1,2	182	1,7	0,8
55,1 - 57,5	167	2,4	1,1	145	2,1	1,1	124	1,8	1,0
57,6 - 60,0	42	2,3	1,1	155	2,3	1,1			
60,1 - 62,5				77	2,3	1,2			
62,6 - 65,0				16	2,9	1,5			
65,1 - 67,5				10	2,5	1,3			
67,6 - 70,0				1	3,7				
70,1 - 72,5									
72,6 - 75,0				1	2,0				
Gesamt	5.506	1,7	1,0	2.951	1,8	1,0	1.967	1,4	0,7
<i>Korrelation $L_{pAeq,24h}$ - psycho-vegetative Störungen ($p < 0,001$ für alle Koeffizienten)</i>									
<i>r</i>		0,35			0,29			0,31	

Anmerkung. TN = Teilnehmende; *N* = Anzahl; *M* = arithmetischer Mittelwert; *SD* = Standardabweichung (standard deviation).

In der Frankfurter Querschnittsstudie liegen die Gesamturteile wie schon bei den Beurteilungen zu Störungen der Ruhe und Konzentration bei Straßen- und Schienenverkehrslärm in vergleichbarer Höhe und sind abermals niedriger als bei den Befragten mit Flugverkehrslärm des Panel Rhein-Main 2012 (Tabelle 14-9). Sie nehmen wie beim Fluglärm mit zunehmendem Geräuschpegel zu; die Korrelationskoeffizienten sind mit $r < 0,30$ niedriger als beim Fluglärm.

Tabelle 14-9. Quellenvergleich psycho-vegetative Störungen Straßen-/Schienenverkehrslärm 2012

Psycho-vegetative Störungen - Frankfurt Querschnitt 2012						
$L_{pAeq,24h}$ Luftverkehr [dB]	Straßen- verkehrslärm			Schienen- verkehrslärm		
	<i>N</i>	<i>M</i>	<i>SD</i>	<i>N</i>	<i>M</i>	<i>SD</i>
< = 35,0	1	1,0		2	1,0	0,0
35,1 - 37,5	11	1,1	0,3			
37,6 - 40,0	17	1,2	0,4			
40,1 - 42,5	123	1,3	0,6	24	1,0	0,1
42,6 - 45,0	200	1,3	0,6	128	1,1	0,4
45,1 - 47,5	227	1,4	0,7	167	1,2	0,5
47,6 - 50,0	214	1,3	0,6	300	1,1	0,4
50,1 - 52,5	260	1,4	0,7	316	1,2	0,5
52,6 - 55,0	284	1,4	0,7	344	1,3	0,6
55,1 - 57,5	279	1,5	0,9	342	1,4	0,8
57,6 - 60,0	260	1,5	0,8	308	1,4	0,8
60,1 - 62,5	234	1,7	1,0	258	1,5	0,9
62,6 - 65,0	236	1,6	0,9	257	1,6	0,9
65,1 - 67,5	240	1,8	1,0	223	1,6	1,0
67,6 - 70,0	216	1,7	0,9	177	1,7	0,9
70,1 - 72,5	151	1,9	1,0	164	1,9	1,1
72,6 - 75,0	102	1,8	1,1	139	2,0	1,2
75,1 - 77,5	82	1,8	1,0	82	1,7	0,9
77,6 - 80,0	7	1,6	0,7	6	1,5	0,6
80,1 - 82,5	3	2,3	1,2	2	1,3	0,5
82,6 - 85,0						
Gesamt	3.147	1,5	0,9	3.239	1,4	0,8
<i>Korrelation $L_{pAeq,24h}$ - psycho-vegetative Störungen ($p < 0,001$ für alle Koeffizienten)</i>						
<i>r</i>		0,22			0,29	

Anmerkung. TN = Teilnehmende; *N* = Anzahl; *M* = arithmetischer Mittelwert; *SD* = Standardabweichung (standard deviation).

14.1.3 Lärmbewältigungsvermögen

Das Lärmbewältigungsvermögen nimmt erwartungsgemäß in jedem Befragungsjahr des Panel Rhein-Main mit steigendem $L_{pAeq,24h}$ -Pegel ab und bleibt im Zeitvergleich insgesamt gleich stark ausgeprägt (Tabelle 14-10).

Tabelle 14-10. Zeitvergleich Lärmbewältigungsvermögen Panel Rhein-Main 2011-2013

Lärmbewältigungsvermögen - Fluglärm									
Panel Rhein-Main (TN aller Wellen)									
$L_{pAeq,24h}$ Luftverkehr [dB]	FRA 2011			FRA 2012			FRA 2013		
	N	M	SD	N	M	SD	N	M	SD
< = 35,0							4	2,8	0,9
35,1 - 37,5	55	2,9	1,0	173	2,9	1,0	237	2,9	1,0
37,6 - 40,0	279	2,8	1,1	334	2,9	1,1	329	3,0	1,0
40,1 - 42,5	488	2,7	1,0	370	2,7	1,0	449	2,8	1,0
42,6 - 45,0	448	2,7	1,1	376	2,7	1,1	324	2,6	1,1
45,1 - 47,5	394	2,6	1,0	340	2,4	1,0	397	2,5	1,0
47,6 - 50,0	394	2,5	1,0	401	2,4	1,1	460	2,5	1,1
50,1 - 52,5	442	2,3	1,0	380	2,4	1,2	457	2,3	1,1
52,6 - 55,0	411	2,3	1,0	548	2,2	1,1	414	2,3	1,0
55,1 - 57,5	341	2,3	1,1	414	2,2	1,1	262	2,3	1,0
> 57,5	249	2,2	1,0	143	2,0	1,1	163	2,2	1,0
Gesamt	3.501	2,5	1,1	3.479	2,5	1,1	3.496	2,5	1,1
Korrelation $L_{pAeq,24h}$ - Lärmbewältigungsvermögen ($p < 0,001$ für alle Koeffizienten)									
r	- 0,18			- 0,24			- 0,22		

Anmerkung. TN = Teilnehmende; N = Anzahl; M = arithmetischer Mittelwert; SD = Standardabweichung (standard deviation).

Auch bei den Vergleichsflughäfen Berlin und Köln/Bonn nimmt das Coping mit zunehmender Pegelklasse ab. In Stuttgart zeigt sich ein leicht anderes Bild: während das Lärmbewältigungsvermögen in den meisten Pegelklassen vergleichbar hoch ist, wird es im Vergleich dazu in den Pegelklassen 40,1 - 42,5 dB(A) und 42,6 - 45,0 dB(A) leicht besser. Entsprechend ist am Flughafen Stuttgart die Korrelation $r = -0,03$ statistisch nicht signifikant ($p = 0,14$). Insgesamt scheinen die Befragten um den Flughafen Stuttgart die Lärmbelastung eher bewältigen zu können als die Befragten an den anderen beiden Vergleichsflughäfen (Tabelle 14-11) und insgesamt an allen Vergleichsflughäfen besser als die Befragten des Panel Rhein-Main.

Tabelle 14-11. Standortvergleich Lärmbewältigungsvermögen Berlin-Brandenburg, Köln/Bonn, Stuttgart 2012/2013

$L_{pAeq,24h}$ Luftverkehr [dB]	Lärmbewältigungsvermögen - Fluglärm Vergleichsflughäfen								
	N	BER M	SD	N	CGN M	SD	N	STR M	SD
< = 35,0	1.207	2,9	1,1	110	3,0	1,0	337	3,2	1,1
35,1 - 37,5	361	2,7	1,1	199	3,3	1,1	295	3,1	1,0
37,6 - 40,0	432	2,9	1,1	331	3,1	1,0	215	3,1	1,1
40,1 - 42,5	713	2,8	1,1	345	3,0	1,1	106	3,5	1,0
42,6 - 45,0	657	2,7	1,1	343	3,0	1,1	91	3,5	1,1
45,1 - 47,5	682	2,5	1,1	317	3,0	1,1	138	3,3	1,0
47,6 - 50,0	523	2,3	1,0	381	2,8	1,1	212	3,1	1,0
50,1 - 52,5	487	2,3	1,0	291	3,0	1,1	262	3,1	1,0
52,6 - 55,0	232	2,2	1,0	209	2,7	1,0	182	3,0	1,0
55,1 - 57,5	167	2,3	1,1	145	2,7	1,0	124	3,1	1,0
57,6 - 60,0	42	2,2	1,0	155	2,6	1,1			
60,1 - 62,5				77	2,5	1,1			
62,6 - 65,0				16	2,3	1,2			
65,1 - 67,5				10	2,7	1,0			
67,6 - 70,0				1	1,0				
70,1 - 72,5									
72,6 - 75,0				1	1,5				
Gesamt	5.503	2,6	1,1	2.931	2,9	1,1	1.962	3,2	1,0

Korrelation $L_{pAeq,24h}$ - Lärmbewältigungsvermögen			
r	- 0,21	- 0,16	- 0,03
p	< 0,01	< 0,01	0,14

Anmerkung. TN = Teilnehmende; N = Anzahl; M = arithmetischer Mittelwert; SD = Standardabweichung (standard deviation); r = Produkt-Moment-Korrelation; p = Überschreitungswahrscheinlichkeit.

Tabelle 14-12 zeigt im Quellenvergleich ein eher uneinheitliches Bild, so nehmen die Urteile über das Lärmbewältigungsvermögen beim Straßenverkehrslärm nicht wie erwartet mit steigendem Pegel kontinuierlich ab, sondern schwanken zwischen 3,1 und 2,9 mit einzelnen Werten von 3,2 bis 3,4 in den unteren Pegelklassen von 37,6 - 45,0 dB(A). Die Korrelation zwischen $L_{pAeq,24h}$ und Lärmbewältigungsvermögen ist entsprechend nicht signifikant.

Beim Schienenverkehrslärm zeigt sich dagegen eine leichte Korrelation ($r = -0,10$), d.h. es liegt eine Tendenz der abnehmenden Lärmbewältigung mit zunehmendem $L_{pAeq,24h}$ vor. Dennoch schwanken auch hier die Urteile über die Pegelklassen. Insgesamt ist das Lärmbewältigungsvermögen auch bei den Befragten der Querschnittsstudie besser ausgeprägt als bei den Befragten der Panelstudie 2012.

Tabelle 14-12. Quellenvergleich Lärmbewältigungsvermögen Straßen-/Schienenverkehrslärm 2012

Lärmbewältigungsvermögen - Frankfurt Querschnitt 2012						
$L_{pAeq,24h}$ [dB]	Straßen- verkehrslärm			Schienen- verkehrslärm		
	<i>N</i>	<i>M</i>	<i>SD</i>	<i>N</i>	<i>M</i>	<i>SD</i>
< = 35,0	1	3,0		2	3,7	1,0
35,1 - 37,5	11	3,0	0,8			
37,6 - 40,0	17	3,4	1,4			
40,1 - 42,5	127	3,3	1,1	23	3,2	1,1
42,6 - 45,0	202	3,2	1,1	138	3,1	1,1
45,1 - 47,5	230	2,9	1,1	176	2,9	1,1
47,6 - 50,0	217	2,9	1,1	311	3,0	1,1
50,1 - 52,5	262	3,0	1,1	317	3,0	1,2
52,6 - 55,0	283	3,0	1,0	350	2,8	1,1
55,1 - 57,5	283	3,1	1,1	345	2,9	1,2
57,6 - 60,0	261	3,0	1,2	308	2,9	1,2
60,1 - 62,5	233	3,0	1,1	260	3,0	1,1
62,6 - 65,0	235	3,0	1,1	260	2,9	1,2
65,1 - 67,5	240	3,0	1,1	225	2,8	1,1
67,6 - 70,0	217	2,9	1,2	177	2,9	1,1
70,1 - 72,5	150	3,0	1,1	164	2,4	1,1
72,6 - 75,0	103	3,1	1,1	138	2,7	1,1
75,1 - 77,5	81	2,9	1,0	84	2,6	1,0
77,6 - 80,0	7	3,1	0,9	6	3,2	1,1
80,1 - 82,5	3	2,9	0,7	2	4,0	1,2
82,6 - 85,0						
Gesamt	3.163	3,0	1,1	3.286	2,9	1,1
<i>Korrelation $L_{pAeq,24h}$ - Lärmbewältigungsvermögen</i>						
<i>r</i>		- 0,03			- 0,10	
<i>p</i>		0,15			< 0,01	

Anmerkung. TN = Teilnehmende; *N* = Anzahl; *M* = arithmetischer Mittelwert; *SD* = Standardabweichung (standard deviation); *r* = Produkt-Moment-Korrelation; *p* = Überschreitungswahrscheinlichkeit.

14.1.4 Allgemeine subjektive Schlafqualität der letzten 4 Wochen

Die Schlafqualität der letzten 4 Wochen wurde vierstufig mit den Kategorien (1) sehr gut, (2) ziemlich gut, (3) ziemlich schlecht, (4) sehr schlecht erhoben. Insgesamt ist die allgemeine Schlafqualität (in den letzten 4 Wochen) in allen Teilstudien mit Urteilen zwischen 2,1 und 2,3 (2 = ‚ziemlich gut‘) vergleichbar hoch ausgeprägt. Im Zeitvergleich des Panel Rhein-Main (Tabelle 14-13) zeigt sich kein Change-Effekt, in der Regel sind die Beurteilungen über die Jahre konstant oder ändern sich nur minimal. Die Korrelationen sind schwach positiv und signalisieren eine leichte Tendenz der abnehmenden Schlafqualität mit zunehmendem Nachtmittelungspegel $L_{pAeq,22-06h}$.

Tabelle 14-13. Zeitvergleich Schlafqualität der letzten 4 Wochen Panel Rhein-Main 2011-2013

Schlafqualität (1= sehr gut bis 4 = sehr schlecht) - Fluglärm									
Panel Rhein-Main (TN aller Wellen)									
$L_{pAeq,22-06h}$ Luftverkehr [dB]	FRA 2011			FRA 2012			FRA 2013		
	N	M	SD	N	M	SD	N	M	SD
< = 35,0	651	2,1	0,7	905	2,1	0,7	991	2,1	0,7
35,1 - 37,5	512	2,1	0,7	322	2,1	0,7	268	2,1	0,7
37,6 - 40,0	341	2,0	0,8	378	2,1	0,7	356	2,2	0,7
40,1 - 42,5	358	2,1	0,7	367	2,2	0,7	385	2,2	0,7
42,6 - 45,0	376	2,2	0,8	377	2,2	0,7	402	2,2	0,7
45,1 - 47,5	457	2,3	0,8	310	2,3	0,7	335	2,3	0,7
47,6 - 50,0	243	2,2	0,7	376	2,3	0,8	354	2,2	0,7
50,1 - 52,5	278	2,2	0,8	350	2,4	0,8	307	2,4	0,7
> 52,5	271	2,2	0,7	92	2,2	0,7	80	2,3	0,6
Gesamt	3.487	2,2	0,8	3.477	2,2	0,7	3.478	2,2	0,7
<i>Korrelation $L_{pAeq,22-06h}$ - Schlafqualität ($p < 0,001$ für alle Koeffizienten)</i>									
<i>r</i>	0,09			0,12			0,13		

Anmerkung. TN = Teilnehmende; N = Anzahl; M = arithmetischer Mittelwert; SD = Standardabweichung (standard deviation); r = Produkt-Moment-Korrelation; p = Überschreitungswahrscheinlichkeit.

Die folgende Tabelle 14-14 zeigt am Vergleichsflughafen Köln/Bonn eine konstante Beurteilung der Schlafqualität (2,2) bis 47,5 dB(A), danach steigen die Urteile langsam an und fallen in der letzten besetzten Pegelklasse 65,1 - 67,5 dB(A) wieder etwas ab. Am Flughafen Stuttgart liegt mit einem Mittelwert von 2,5 der höchste Wert der Schlafqualität in der Pegelklasse 47,6 - 50,0 dB(A).

Tabelle 14-14. Standortvergleich Schlafqualität der letzten 4 Wochen Berlin-Brandenburg, Köln/Bonn, Stuttgart 2012/2013

$L_{pAeq,22-06h}$ Luftverkehr [dB]	Schlafqualität (1= sehr gut bis 4 = sehr schlecht) - Fluglärm								
	Vergleichsflughäfen								
	N	BER M	SD	N	CGN M	SD	N	STR M	SD
< = 35,0	1.903	2,1	1,1	137	2,2	0,9	995	2,1	1,0
35,1 - 37,5	650	2,2	1,1	210	2,2	1,3	89	2,0	1,0
37,6 - 40,0	698	2,2	0,9	334	2,2	1,0	157	2,2	0,8
40,1 - 42,5	681	2,3	1,1	367	2,2	0,9	240	2,1	0,8
42,6 - 45,0	567	2,2	0,9	316	2,2	1,0	212	2,2	1,2
45,1 - 47,5	525	2,3	0,9	367	2,2	1,0	186	2,2	1,2
47,6 - 50,0	255	2,4	0,9	269	2,3	1,1	84	2,5	1,8
50,1 - 52,5	179	2,3	0,9	353	2,3	1,0	16	2,0	0,7
52,6 - 55,0	90	2,4	1,1	215	2,4	1,1			
55,1 - 57,5				154	2,5	1,0			
57,6 - 60,0				130	2,6	1,3			
60,1 - 62,5				78	2,4	1,0			
62,6 - 65,0				19	2,6	0,9			
65,1 - 67,5				6	2,3	1,0			
67,6 - 70,0									
70,1 - 72,5									
72,6 - 75,0									
Gesamt	5.548	2,2	1,0	2.955	2,3	1,1	1.979	2,1	1,1
<i>Korrelation $L_{pAeq,22-06h}$ - Schlafqualität ($p < 0,01$ für alle Koeffizienten)</i>									
<i>r</i>		0,08			0,10			0,07	

Anmerkung. TN = Teilnehmende; N = Anzahl; M = arithmetischer Mittelwert; SD = Standardabweichung (standard deviation) ; r = Produkt-Moment-Korrelation; p = Überschreitungswahrscheinlichkeit.

Die Urteile über die Schlafqualität (höhere Werte = niedrigere Schlafqualität) bei den Befragten mit Straßenverkehrslärm schwanken zwischen 1,9 und 2,2 und weisen nur eine äußerst schwache Tendenz ($r < 0,1$) in Bezug auf eine Senkung mit zunehmendem Pegel auf. Beim Schienenverkehrslärm ist eine solche Tendenz über die Pegelklassen hinweg zwar erkennbar, aber mit $r = 0,07$ sehr schwach ausgeprägt (Tabelle 14-15).

Tabelle 14-15. Quellenvergleich Schlafqualität der letzten 4 Wochen Straßen-/Schienenverkehrslärm 2012

Schlafqualität (1= sehr gut bis 4 = sehr schlecht) - Frankfurt Querschnitt 2012 -						
$L_{pAeq,22-06h}$ [dB]	Straßen- verkehrslärm			Schienen- verkehrslärm		
	<i>N</i>	<i>M</i>	<i>SD</i>	<i>N</i>	<i>M</i>	<i>SD</i>
< = 35,0	159	2,0	0,8	2	2,5	0,7
35,1 - 37,5	185	1,9	0,6	1	2,0	
37,6 - 40,0	193	2,1	0,7	33	2,0	0,7
40,1 - 42,5	176	2,1	0,8	21	2,0	0,7
42,6 - 45,0	207	2,1	0,7	86	2,0	0,7
45,1 - 47,5	234	2,1	0,7	185	2,1	0,7
47,6 - 50,0	272	2,1	0,8	263	2,1	0,7
50,1 - 52,5	318	2,1	0,7	319	2,2	0,8
52,6 - 55,0	266	2,2	0,8	313	2,1	0,8
55,1 - 57,5	294	2,1	0,7	361	2,2	0,7
57,6 - 60,0	235	2,1	0,7	329	2,1	0,7
60,1 - 62,5	208	2,1	0,7	262	2,1	0,7
62,6 - 65,0	157	2,1	0,7	214	2,2	0,8
65,1 - 67,5	119	2,1	0,7	245	2,2	0,8
67,6 - 70,0	70	2,2	0,7	157	2,2	0,8
70,1 - 72,5	38	2,0	0,8	207	2,2	0,8
72,6 - 75,0	3	2,0	0,0	112	2,4	0,8
75,1 - 77,5				131	2,1	0,9
77,6 - 80,0				17	2,2	0,8
80,1 - 82,5				4	2,3	0,5
82,6 - 85,0				1	2,0	
Gesamt	3.134	2,1	0,7	3.263	2,1	0,8
<i>Korrelation $L_{pAeq,22-06h}$ - Schlafqualität</i>						
<i>r</i>		0,04			0,07	
<i>p</i>		0,05			< 0,01	

Anmerkung. TN = Teilnehmende; *N* = Anzahl; *M* = arithmetischer Mittelwert; *SD* = Standardabweichung (standard deviation); *r* = Produkt-Moment-Korrelation; *p* = Überschreitungswahrscheinlichkeit.

14.1.5 Wohnzufriedenheit

Im Panel Rhein-Main nimmt die Wohnzufriedenheit erwartungsgemäß in jedem Erhebungsjahr mit zunehmendem Pegel ab. Entsprechend liegen die Korrelationen in den drei Erhebungswellen zwischen $-0,20 \geq r \geq -0,24$ (Tabelle 14-16).

Im Zeitvergleich ist die Wohnzufriedenheit in der letzten Befragungswelle 2013 über fast alle Pegelklassen hinweg am höchsten, während sie in 2012 im Vergleich zum Erhebungsjahr 2011 je nach $L_{pAeq,24h}$ -Klasse entweder sinkt oder gleich bleibt.

Tabelle 14-16. Zeitvergleich Wohnzufriedenheit Panel Rhein-Main 2011-2013

$L_{pAeq,24h}$ - Luftverkehr [dB]	Wohnzufriedenheit - Fluglärm								
	Panel Rhein-Main (TN aller Wellen)								
	FRA 2011			FRA 2012			FRA 2013		
	<i>N</i>	<i>M</i>	<i>SD</i>	<i>N</i>	<i>M</i>	<i>SD</i>	<i>N</i>	<i>M</i>	<i>SD</i>
< = 35,0							4	5,0	0,0
35,1 - 37,5	54	4,4	0,8	180	4,3	0,8	239	4,4	0,7
37,6 - 40,0	283	4,3	0,8	342	4,4	0,8	330	4,4	0,7
40,1 - 42,5	489	4,2	0,9	376	4,4	0,8	451	4,4	0,8
42,6 - 45,0	448	4,2	0,9	378	4,1	0,9	328	4,3	0,8
45,1 - 47,5	395	4,0	0,9	340	4,1	0,8	397	4,1	0,9
47,6 - 50,0	394	4,0	0,9	402	3,9	1,0	462	4,0	0,9
50,1 - 52,5	441	3,9	1,0	380	3,9	1,0	456	4,0	0,9
52,6 - 55,0	409	3,8	1,0	548	3,7	1,1	413	4,1	0,9
55,1 - 57,5	341	3,8	1,1	414	3,8	1,1	261	3,8	1,0
> 57,5	249	3,5	1,1	143	3,7	1,2	163	3,8	1,1
Gesamt	3.503	4,0	1,0	3.503	4,0	1,0	3.504	4,1	0,9
<i>Korrelation $L_{pAeq,24h}$ - Wohnzufriedenheit ($p < 0,001$ für alle Koeffizienten)</i>									
<i>r</i>		- 0,23			- 0,24			- 0,20	

Anmerkung. TN = Teilnehmende; *N* = Anzahl; *M* = arithmetischer Mittelwert; *SD* = Standardabweichung (standard deviation).

An den Vergleichsflughäfen ist die Wohnzufriedenheit etwas (um 0,2 Skalenpunkte) höher ausgeprägt als im Panel Rhein-Main, wobei diese Gesamtausprägung zwischen den Vergleichsflughäfen in etwa gleich hoch ist (Tabelle 14-17). Auch an den Vergleichsflughäfen sind insgesamt die erwarteten Abnahmen in der Wohnzufriedenheit mit zunehmendem Pegel erkennbar, der statistische Zusammenhang ist mit $-0,10 \geq r \geq -0,17$ allerdings geringer als am Flughafen Frankfurt. Insbesondere die Befragten im Umfeld des Flughafen Stuttgart weisen zwar die höchste Wohnzufriedenheit auf, allerdings zeichnet sich die Abnahme nicht so deutlich ab, wie bei den anderen Flughäfen.

Tabelle 14-17. Standortvergleich Wohnzufriedenheit Berlin-Brandenburg, Köln/Bonn, Stuttgart 2012/2013

$L_{pAeq,24h}$ Luftverkehr [dB]	Wohnzufriedenheit - Fluglärm								
	BER			Vergleichsflughäfen			STR		
	N	M	SD	N	M	SD	N	M	SD
< = 35,0	1.224	4,4	0,8	113	4,3	0,8	343	4,4	1,0
35,1 - 37,5	369	4,4	0,8	201	4,4	0,9	302	4,5	0,8
37,6 - 40,0	437	4,3	0,9	334	4,3	0,9	218	4,3	0,9
40,1 - 42,5	719	4,3	0,9	348	4,3	1,0	106	4,5	0,8
42,6 - 45,0	660	4,2	1,0	343	4,2	1,0	92	4,5	0,8
45,1 - 47,5	681	4,2	1,0	319	4,3	1,0	138	4,4	0,9
47,6 - 50,0	525	4,2	1,0	389	4,1	1,0	212	4,2	0,9
50,1 - 52,5	487	4,1	1,1	292	4,0	1,0	262	4,1	1,0
52,6 - 55,0	232	3,7	1,1	211	4,1	0,9	182	4,3	0,9
55,1 - 57,5	167	3,7	1,2	145	4,1	0,8	124	4,0	1,0
57,6 - 60,0	41	3,6	1,3	155	4,0	1,1			
60,1 - 62,5				77	3,9	0,9			
62,6 - 65,0				16	3,6	1,6			
65,1 - 67,5				10	3,7	0,8			
67,6 - 70,0				1	4,0				
70,1 - 72,5									
72,6 - 75,0				1	5,0				
Gesamt	5.542	4,2	1,0	2.955	4,2	1,0	1.979	4,3	0,9
Korrelation $L_{pAeq,24h}$ - Wohnzufriedenheit ($p < 0,001$ für alle Koeffizienten)									
r		- 0,17			- 0,11			- 0,10	

Anmerkung. TN = Teilnehmende; N = Anzahl; M = arithmetischer Mittelwert; SD = Standardabweichung (standard deviation); r = Produkt-Moment-Korrelation; p = Überschreitungswahrscheinlichkeit.

Tabelle 14-18 zeigt auf, dass auch beim Straßen- sowie Schienenverkehrslärm mit steigendem Pegel die Wohnzufriedenheit abnimmt, die Korrelationen entsprechen in der Höhe denen in der Panelstudie bezogen auf Fluglärm. Insgesamt ist die Wohnzufriedenheit in den beiden Querschnittsstudien vergleichbar hoch wie im Panel Rhein-Main.

Tabelle 14-18. Quellenvergleich Wohnzufriedenheit Straßen-/Schienenverkehrslärm 2012

Wohnzufriedenheit - Frankfurt Querschnitt 2012						
$L_{pAeq,24h}$ [dB]	Straßen- verkehrslärm			Schienen- verkehrslärm		
	<i>N</i>	<i>M</i>	<i>SD</i>	<i>N</i>	<i>M</i>	<i>SD</i>
< = 35,0	1	5,0		2	4,0	1,4
35,1 - 37,5	10	4,1	0,9			
37,6 - 40,0	17	4,6	0,6			
40,1 - 42,5	128	4,7	0,5	23	4,4	0,9
42,6 - 45,0	203	4,5	0,7	139	4,3	0,9
45,1 - 47,5	230	4,4	0,8	178	4,4	0,8
47,6 - 50,0	217	4,4	0,8	315	4,3	0,8
50,1 - 52,5	262	4,2	0,9	322	4,2	0,9
52,6 - 55,0	285	4,3	0,9	353	4,1	1,0
55,1 - 57,5	283	4,1	1,0	345	4,1	0,9
57,6 - 60,0	261	4,2	0,9	308	4,0	1,0
60,1 - 62,5	234	3,9	1,1	260	3,9	1,0
62,6 - 65,0	236	4,0	1,0	260	3,9	1,0
65,1 - 67,5	240	4,0	1,0	226	3,8	1,1
67,6 - 70,0	217	3,8	1,0	177	3,7	1,1
70,1 - 72,5	151	3,8	1,1	165	3,4	1,2
72,6 - 75,0	103	4,0	1,1	139	3,5	1,2
75,1 - 77,5	82	4,1	1,1	84	3,7	1,0
77,6 - 80,0	7	3,7	1,0	6	3,8	0,8
80,1 - 82,5	3	4,7	0,6	2	3,5	0,7
82,6 - 85,0						
Gesamt	3.170	4,2	1,0	3.304	4,0	1,0
<i>Korrelation $L_{pAeq,24h}$ - Wohnzufriedenheit ($p < 0,001$ für alle Koeffizienten)</i>						
<i>r</i>	- 0,22			- 0,24		

Anmerkung. TN = Teilnehmende; *N* = Anzahl; *M* = arithmetischer Mittelwert; *SD* = Standardabweichung (standard deviation).

14.1.6 Wahrnehmung der Veränderungen: Erwartungen, Einstellungen

14.1.6.1 Erwartungen zum Flugbetrieb

Die folgenden Tabellen zeigen, dass die positiven Erwartungen zum Flugbetrieb an allen Flughäfen erwartungsgemäß mit zunehmendem Pegel sinken (Tabelle 14-19, Tabelle 14-20). Die Korrelationen liegen an den Flughäfen Frankfurt und Berlin-Brandenburg in gleicher Höhe bei $-0,32 \geq r \geq -0,30$. An den Flughäfen Stuttgart und Köln/Bonn ist der gleiche Trend zu erkennen, allerdings ist der Zusammenhang weniger eng. Im Zeitvergleich des Panels Rhein-Main (Tabelle 14-19) zeigt sich jedoch, dass die positiven Erwartungen innerhalb jeder Pegelklasse in 2011 höher sind als in den Folgejahren.

Tabelle 14-19. Zeitvergleich Erwartungen zum zukünftigen Flugbetrieb Panel Rhein-Main 2011-2013

Erwartungen zum künftigen Flugbetrieb - Fluglärm									
Panel Rhein-Main (TN aller Wellen)									
$L_{pAeq,24h}$ - Luftverkehr [dB]	FRA 2011			FRA 2012			FRA 2013		
	N	M	SD	N	M	SD	N	M	SD
< = 35,0							4	3,8	0,5
35,1 - 37,5	55	3,6	0,8	180	3,4	0,9	239	3,4	0,9
37,6 - 40,0	283	3,5	0,8	339	3,3	0,9	330	3,3	1,0
40,1 - 42,5	490	3,3	0,9	375	3,1	0,9	450	3,2	0,9
42,6 - 45,0	448	3,1	1,0	377	3,0	0,9	328	3,0	0,9
45,1 - 47,5	395	3,1	0,9	341	2,8	0,9	397	2,8	1,0
47,6 - 50,0	394	3,0	0,9	402	2,8	0,9	461	2,7	1,0
50,1 - 52,5	442	2,8	0,9	380	2,6	0,9	454	2,5	0,9
52,6 - 55,0	411	2,7	0,9	548	2,5	0,9	412	2,5	0,9
55,1 - 57,5	341	2,6	0,8	413	2,5	0,9	262	2,5	0,9
> 57,5	249	2,6	0,9	143	2,3	0,9	163	2,4	0,9
Gesamt	3.508	3,0	0,9	3.498	2,8	1,0	3.500	2,9	1,0
<i>Korrelation $L_{pAeq,24h}$ - Erwartungen ($p < 0,001$ für alle Koeffizienten)</i>									
<i>r</i>	- 0,30			- 0,32			- 0,33		

Anmerkung. TN = Teilnehmende; N = Anzahl; M = arithmetischer Mittelwert; SD = Standardabweichung (standard deviation).

Während die positiven Erwartungen zum zukünftigen Flugbetrieb in Berlin vergleichbar niedrig sind wie die in Frankfurt, weisen die Befragten in den Gebieten um die Vergleichsflughäfen Köln/Bonn und Stuttgart deutlich positivere Erwartungen auf (Tabelle 14-20).

Tabelle 14-20. Standortvergleich Erwartungen zum zukünftigen Flugbetrieb Berlin-Brandenburg, Köln/Bonn, Stuttgart 2012/2013

$L_{pAeq,24h}$ Luftverkehr [dB]	Erwartungen zum künftigen Flugbetrieb - Fluglärm								
	Vergleichsflughäfen								
	BER			CGN			STR		
	N	M	SD	N	M	SD	N	M	SD
< = 35,0	1.223	3,2	1,0	112	3,5	0,8	340	3,5	0,9
35,1 - 37,5	369	2,8	1,0	198	3,6	0,9	302	3,6	0,8
37,6 - 40,0	437	2,9	1,0	334	3,4	0,8	218	3,5	0,8
40,1 - 42,5	721	2,8	1,0	346	3,4	0,9	106	3,5	0,9
42,6 - 45,0	660	2,7	1,0	343	3,3	0,9	92	3,5	0,9
45,1 - 47,5	683	2,4	1,0	319	3,3	1,0	138	3,3	0,9
47,6 - 50,0	524	2,2	0,9	388	3,1	0,9	212	3,2	0,9
50,1 - 52,5	488	2,2	0,9	292	3,0	0,9	261	3,3	0,9
52,6 - 55,0	232	2,3	0,9	210	3,0	0,9	181	3,1	0,9
55,1 - 57,5	167	2,2	0,8	145	2,9	0,9	124	3,3	0,9
57,6 - 60,0	42	2,2	1,0	155	2,7	0,9			
60,1 - 62,5				77	2,8	0,8			
62,6 - 65,0				16	2,6	1,2			
65,1 - 67,5				10	2,7	0,9			
67,6 - 70,0				1	3,3				
70,1 - 72,5									
72,6 - 75,0				1	4,0				
Gesamt	5.546	2,7	1,0	2.947	3,2	0,9	1.974	3,4	0,9
<i>Korrelation $L_{pAeq,24h}$ - Erwartungen ($p < 0,001$ für alle Koeffizienten)</i>									
<i>r</i>		- 0,32			- 0,25			- 0,15	

Anmerkung. TN = Teilnehmende; N = Anzahl; M = arithmetischer Mittelwert; SD = Standardabweichung (standard deviation).

14.1.6.2 Vertrauen in Lärmverantwortliche

Tendenziell nimmt das Vertrauen in die Verantwortlichen in allen Teilstudien mit zunehmendem Pegel ab, die Korrelationen zwischen dem $L_{pAeq,24h}$ und dem Vertrauen in Lärmverantwortliche liegt bei $-0,13 \geq r \geq -0,15$ (Tabelle 14-21).

Tabelle 14-21 zeigt, dass in der Panelstudie Rhein-Main im Zeitvergleich das Vertrauen ab 40 dB pro Pegelklasse in etwa über die Befragungsjahre vergleichbar hoch ist.

Tabelle 14-21. Zeitvergleich Vertrauen in Verantwortliche Panel Rhein-Main 2011-2013

Vertrauen in Verantwortliche - Fluglärm									
Panel Rhein-Main (TN aller Wellen)									
$L_{pAeq,24h}$ Luftverkehr [dB]	FRA 2011			FRA 2012			FRA 2013		
	N	M	SD	N	M	SD	N	M	SD
< = 35,0							4	2,4	1,1
35,1 - 37,5	54	3,0	0,9	177	2,7	0,9	238	2,7	0,9
37,6 - 40,0	280	2,7	0,8	335	2,5	0,9	327	2,7	0,9
40,1 - 42,5	484	2,5	0,9	366	2,5	0,9	448	2,6	0,9
42,6 - 45,0	443	2,4	0,9	374	2,5	0,9	326	2,4	0,9
45,1 - 47,5	390	2,4	0,9	333	2,3	0,8	392	2,4	0,8
47,6 - 50,0	392	2,5	0,9	399	2,4	0,9	458	2,4	0,8
50,1 - 52,5	440	2,4	0,9	379	2,2	0,8	457	2,2	0,8
52,6 - 55,0	411	2,3	0,8	547	2,2	0,8	413	2,3	0,8
55,1 - 57,5	339	2,2	0,8	411	2,3	0,9	260	2,3	0,9
> 57,5	248	2,4	0,8	143	2,3	0,8	163	2,4	0,9
Gesamt	3.481	2,4	0,9	3.464	2,4	0,9	3.486	2,4	0,9
Korrelation $L_{pAeq,24h}$ - Vertrauen in Verantwortliche ($p < 0,001$ für alle Koeffizienten)									
r	- 0,13			- 0,14			- 0,15		

Anmerkung. TN = Teilnehmende; N = Anzahl; M = arithmetischer Mittelwert; SD = Standardabweichung (standard deviation).

Die Urteile zum Vertrauen in die Verantwortlichen fallen am Vergleichsflughafen Köln/Bonn in gleicher Höhe aus wie im Panel Rhein-Main. Dahingegen weisen die Befragten um den Flughafen Berlin-Brandenburg das geringste und die Befragten um Stuttgart das höchste Vertrauen auf (Tabelle 14-22). Die Korrelationen zwischen Mittelungspegel und Vertrauen entsprechen am Flughafen Berlin-Brandenburg etwa denen am Flughafen Frankfurt, an den Flughäfen Köln-Bonn und Stuttgart sind die Zusammenhänge schwächer.

Tabelle 14-22. Standortvergleich Vertrauen in Verantwortliche Berlin-Brandenburg, Köln/Bonn, Stuttgart 2012/2013

Vertrauen in Verantwortliche - Fluglärm									
$L_{pAeq,24h}$ Luftverkehr [dB]	Vergleichsflughäfen								
	BER			CGN			STR		
	<i>N</i>	<i>M</i>	<i>SD</i>	<i>N</i>	<i>M</i>	<i>SD</i>	<i>N</i>	<i>M</i>	<i>SD</i>
< = 35,0	1.215	2,4	0,9	111	2,7	0,9	332	2,8	1,0
35,1 - 37,5	365	2,2	0,8	193	2,7	1,0	299	2,8	0,9
37,6 - 40,0	426	2,2	0,9	323	2,5	0,9	215	2,7	0,9
40,1 - 42,5	712	2,3	0,9	337	2,5	0,9	102	2,8	0,9
42,6 - 45,0	654	2,1	0,9	334	2,5	0,9	91	2,8	0,9
45,1 - 47,5	674	2,1	0,9	311	2,5	0,9	132	2,8	0,9
47,6 - 50,0	520	2,0	0,8	386	2,4	1,0	211	2,5	0,9
50,1 - 52,5	486	2,0	0,7	291	2,4	0,9	259	2,6	0,9
52,6 - 55,0	231	2,0	0,8	208	2,3	0,9	180	2,6	0,8
55,1 - 57,5	167	2,0	0,8	142	2,3	0,9	122	2,6	0,9
57,6 - 60,0	42	2,0	0,8	151	2,2	0,9			
60,1 - 62,5				77	2,3	0,8			
62,6 - 65,0				14	2,1	0,9			
65,1 - 67,5				10	2,1	0,7			
67,6 - 70,0				1	2,0				
70,1 - 72,5									
72,6 - 75,0				1	1,0				
Gesamt	5.492	2,2	0,9	2.890	2,4	0,9	1.943	2,7	0,9
<i>Korrelation $L_{pAeq,24h}$ - Vertrauen in Verantwortliche ($p < 0,001$ für alle Koeffizienten)</i>									
<i>r</i>		- 0,16			- 0,11			- 0,09	

Anmerkung. TN = Teilnehmende; *N* = Anzahl; *M* = arithmetischer Mittelwert; *SD* = Standardabweichung (standard deviation); *r* = Produkt-Moment-Korrelation; *p* = Überschreitungswahrscheinlichkeit.

Im Rhein-Main-Gebiet weisen die Befragten mit Straßen- und Schienenverkehrslärm insgesamt noch weniger Vertrauen in die Verantwortlichen auf als die Befragten mit Fluglärm. Insbesondere ist das Vertrauen in die Verantwortlichen bezüglich des Schienenverkehrslärms am niedrigsten ausgeprägt. Der statistische Zusammenhang mit dem Mittelungspegel ist hierbei geringer als beim Fluglärm.

Tabelle 14-23. Quellenvergleich Vertrauen in Verantwortliche Straßen-/Schienenverkehrslärm 2012

Vertrauen in Verantwortliche - Frankfurt Querschnitt 2012						
$L_{pAeq,24h}$ [dB]	Straßen- verkehrslärm			Schienen- verkehrslärm		
	<i>N</i>	<i>M</i>	<i>SD</i>	<i>N</i>	<i>M</i>	<i>SD</i>
< = 35,0	1	2,8		2	2,0	0,0
35,1 - 37,5	10	2,1	0,5			
37,6 - 40,0	17	2,2	0,9			
40,1 - 42,5	122	2,4	0,8	19	2,3	0,8
42,6 - 45,0	192	2,3	0,8	115	2,2	1,0
45,1 - 47,5	225	2,2	0,8	152	2,2	0,9
47,6 - 50,0	214	2,3	0,8	276	2,2	0,9
50,1 - 52,5	251	2,2	0,8	285	2,1	1,0
52,6 - 55,0	270	2,3	0,8	314	2,1	1,0
55,1 - 57,5	275	2,3	0,8	325	2,2	0,9
57,6 - 60,0	252	2,3	0,8	289	2,1	0,9
60,1 - 62,5	230	2,2	0,8	240	2,1	0,9
62,6 - 65,0	231	2,4	0,8	238	2,1	0,9
65,1 - 67,5	236	2,2	0,8	210	2,1	1,1
67,6 - 70,0	213	2,2	0,8	162	2,0	1,0
70,1 - 72,5	145	2,2	0,8	155	1,8	0,8
72,6 - 75,0	99	2,1	0,8	135	2,0	1,0
75,1 - 77,5	81	2,1	0,7	78	1,9	1,0
77,6 - 80,0	7	2,1	0,9	6	1,7	0,8
80,1 - 82,5	3	1,9	0,4	1	1,0	
82,6 - 85,0						
Gesamt	3.074	2,3	0,8	3.002	2,1	1,0
Korrelation $L_{pAeq,24h}$ - Vertrauen in Verantwortliche ($p < 0,001$ für alle Koeffizienten)						
<i>r</i>	- 0,06			- 0,09		

Anmerkung. TN = Teilnehmende; *N* = Anzahl; *M* = arithmetischer Mittelwert; *SD* = Standardabweichung (standard deviation); *r* = Produkt-Moment-Korrelation; *p* = Überschreitungswahrscheinlichkeit.

14.1.6.3 Prozedurale Fairness

Urteile zur prozeduralen Fairness wurden lediglich im Erhebungsjahr 2011 des Panel Rhein-Main erfragt. Eine Tendenz zur Abnahme des Urteils bei zunehmendem Pegel ist erkennbar ($r = -0,11$), jedoch wird die prozedurale Fairness insgesamt eher niedrig (unterhalb des mittleren Skalenbereichs) eingeschätzt (Tabelle 14-24).

Tabelle 14-24. Prozedurale Fairness Panel Rhein-Main 2011

Prozedurale Fairness - Fluglärm			
$L_{pAeq,24h}$ - Luftverkehr [dB]	Panel-Rhein-Main FRA 2011		
	<i>N</i>	<i>M</i>	<i>SD</i>
< = 35,0			
35,1 - 37,5	51	2,7	0,9
37,6 - 40,0	256	2,5	0,9
40,1 - 42,5	459	2,3	0,9
42,6 - 45,0	420	2,2	0,9
45,1 - 47,5	373	2,2	0,9
47,6 - 50,0	380	2,4	0,9
50,1 - 52,5	421	2,2	0,9
52,6 - 55,0	404	2,0	0,8
55,1 - 57,5	331	2,0	0,8
> 57,5	243	2,2	0,9
Gesamt	3.338	2,2	0,9
<i>Korrelation $L_{pAeq,24h}$ - Fairness ($p < 0,001$ für alle Koeffizienten)</i>			
<i>r</i>		- 0,11	

Anmerkung. TN = Teilnehmende; *N* = Anzahl; *M* = arithmetischer Mittelwert; *SD* = Standardabweichung (standard deviation).

15 Expositions-Wirkungsanalysen zur kombinierten Verkehrsgeräuschexposition

15.1 Überblick über Kapitel 15

Im Folgenden werden in chronologischer Reihenfolge zunächst (a) die jeweils untersuchte Stichprobe vorgestellt, (b) die durchgeführten deskriptiven Analysen kurz diskutiert und (c) Mittelwerts-Analysen und Expositions-Wirkungs-Beziehungen vor dem Hintergrund der oben aufgeführten Fragestellungen ausführlich diskutiert. Dies erfolgt getrennt für die Wirkungsanalysen der Kombination (1) Luft -Straße, bzw. (2) Luft - Schiene.

15.2 Wirkungsanalysen zur Kombination Luft- plus Schienenverkehrsgeräusche

15.2.1 Stichprobenverteilung

Insgesamt wurden im Jahr 2012 4.777 Personen untersucht, die einer Geräuschbelastung durch sowohl Luft- als auch Schienenverkehr ausgesetzt sind. In Tabelle 15-1 ist die Verteilung der Stichprobe differenziert nach der Belastungsquelle bzw. dem energetischen Summenpegel beider Quellen gruppiert nach Geräuschpegelklassen in 2,5 dB-Schritten abgebildet. Die Geräuschpegelklassen beziehen sich auf den 24-Stunden-Mittelungspegel ($L_{pAeq,24h}$) der jeweiligen Belastungsart (Luft-, Schienen, Luft- plus Schienenverkehr). Alle Personen, die in die Stichprobe eingegangen sind, waren einem Luftverkehrs- bzw. Schienenverkehrsgeräuschpegel ($L_{pAeq,24h}$) von mindestens 40 dB und maximal 60 dB $L_{pAeq,24h}$ ausgesetzt. Hieraus ergibt sich ein Range von 40 - 60 dB $L_{pAeq,24h}$ für die Einzelbelastungsquellen Luft- bzw. Schienenverkehr und ein Range von 42,5 - 62,5 dB $L_{pAeq,24h}$ für den Gesamtgeräuschpegel für Luft- plus Schienenverkehr. Dieser verschobene Pegelbereich liegt darin begründet, dass es sich bei dem kombinierten Gesamtgeräuschpegel beider Quellen um einen energetischen Summenpegel handelt

Tabelle 15-1. Häufigkeitsverteilung des 24-Stunden-Mittelungspegel $L_{pAeq,24h}$ in 2,5 dB-Schritten pro Belastungs-Quelle (Luft- plus Schienenverkehr, Luftverkehr, Schienenverkehr)

	24-Stunden-Mittelungspegel $L_{pAeq,24h}$ in dB					
	Luft- plus Schienenverkehr		Luftverkehr		Schienenverkehr	
	N	gültige %	N	gültige %	N	gültige %
> 40.0 - 42.5			706	14,8	395	8,3
> 42.5 - 45.0	81	1,7	665	13,9	490	10,3
> 45.0 - 47.5	295	6,2	544	11,4	701	14,7
> 47.5 - 50.0	522	10,9	688	14,4	905	18,9
> 50.0 - 52.5	768	16,1	783	16,4	852	17,8
> 52.5 - 55.0	1.198	25,1	748	15,7	630	13,2
> 55.0 - 57.5	1.154	24,2	456	9,5	464	9,7
> 57.5 - 60.0	672	14,1	187	3,9	340	7,1
> 60.0 - 62.5	87	1,8				
> 62.5 - 65.0						
Gesamtsumme	4.777	100	4.777	100	4.777	100

Die Zusammensetzung der Stichprobe im Hinblick auf ausgewählte soziodemografische Merkmale, wie dem Geschlecht, dem Migrationshintergrund, dem Hausbesitz bzw. dem Methodenfaktor Befragungsmodus, ist in Tabelle 15-2 dargestellt. Es zeigt sich, dass neben dem Methodenfaktor Befragungsmodus auch die Variable Hauseigentum einen statistisch signifikanten Zusammenhang zu den Geräuschpegelklassen aufweist. Zwischen den beiden soziodemografischen Determinanten Geschlecht und Migrationshintergrund hingegen wird kein Zusammenhang zwischen ihrer Auftretenshäufigkeit und den jeweiligen Geräuschpegelklassen des $L_{pAeq,24h}$ beobachtet.

Auch für die Variablen Hauseigentum und den Methodenfaktor Befragungsmodus lässt sich keine systematische Steigerung oder Senkung des Anteils der Eigentümer bzw. der online oder telefonisch befragten Teilnehmenden mit zunehmender Verkehrsgeräuschbelastung erkennen. Um einen möglichen Einfluss des Befragungsmodus und des Hauseigentums auszuschließen, wurde der Befragungsmodus in alle weiteren Analysen als Kovariate kontrolliert und Hauseigentum in alle regressionsanalytischen Modelle als Faktor mit aufgenommen.

Tabelle 15-2. Stichprobenverteilung hinsichtlich des Modus und ausgewählter sozio-demografischer Variablen

	Geschlecht		Migrationshintergrund		Hauseigentum		Modus		
	männlich	weiblich	nein	ja	nein	ja	online	Telefon	
<i>Angabe in Zeilen- %</i>									
24-Stunden-Mittelungsschallpegel Luft-plus Schienenverkehr $L_{pAeq,24h}$ in dB	> 42.5 - 45.0	56,8	43,2	81,0	19,0	74,1	25,9	11,1	88,9
	> 45.0 - 47.5	44,7	55,3	89,4	10,6	73,9	26,1	13,9	86,1
	> 47.5 - 50.0	48,1	51,9	89,5	10,5	78,2	21,8	19,3	80,7
	> 50.0 - 52.5	46,2	53,8	87,3	12,7	74,1	25,9	16,3	83,7
	> 52.5 - 55.0	47,8	52,2	88,8	11,2	74,7	25,3	14,4	85,6
	> 55.0 - 57.5	50,1	49,9	86,1	13,9	71,8	28,2	13,8	86,2
	> 57.5 - 60.0	50,1	49,9	86,1	13,9	63,4	36,6	11,9	88,1
	> 60.0 - 62.5	41,4	58,6	85,7	14,3	72,4	27,6	9,2	90,8
	> 62.5 - 65.0								
Σ	48,3	51,7	87,3	12,7	72,6	27,4	14,6	85,4	
N	2.308	2.469	1.615	234	3.467	1.310	696	4.081	

Tabelle 15-3. Statistische Kennwerte der Unabhängigkeitsprüfung ausgewählter sozio-demografischer Variablen und dem Befragungsmodus

	Chi-Q.	df	p	Cramérs V
Geschlecht	9,335	7	0,229	0,044
Migrationshintergrund	3,774	7	0,805	0,045
Hauseigentum	41,019	7	< 0,001	0,093
Befragungsmodus	18,7101,7	7	0,009	0,063

Anmerkung. Chi-Q. = Prüfgröße; df = Freiheitsgrad; p = Überschreitungswahrscheinlichkeit; Cramérs V = Zusammenhangsmaß für kategoriale Variablen.

Eine der zentralen Fragestellungen im Zusammenhang mit der kombinierten Verkehrsgeräuschbelastung in der aktuellen Studie betrifft die Auswirkung der Dominanz einer Belastung durch eine der beiden Geräuschquellen auf das Belästigungsurteil. In Tabelle 15-4 ist daher die Häufigkeitsverteilung pro Geräuschpegelklasse gruppiert nach Dominanz der Belastungsquelle dargestellt. Hier wird im Einzelnen unterschieden zwischen Schienenverkehr als dominante Geräuschquelle, einer gleich hohen Belastung beider Geräuschquellen und Luftverkehr als dominante Geräuschquelle. Es zeigt sich, dass insgesamt 2004 teilnehmende Personen mit einem höheren und damit dominanten Schienenverkehrspegel $L_{pAeq,24h}$ belastet sind. Dementgegen sind bei 1.242 Personen gleich stark durch beide Geräuschquellen belastet, und 1.531 Teilnehmende erleben eine höhere Geräuschbelastung durch Luftverkehr, als durch Straßenverkehr.

Tabelle 15-4. Häufigkeitsverteilung pro Pegelklasse und Belastungsquelle differenziert nach Dominanz der Belastungsquelle

24-Stunden-Mittelungspegel, $L_{pAeq,24h}$ in dB Luft- plus Schienenverkehr			
Pegelklasse	Schienenverkehr dominant	keine dominante Quelle	Luftverkehr dominant
> 42.5 - 45.0	3	75	3
> 45.0 - 47.5	120	145	30
> 47.5 - 50.0	261	160	101
> 50.0 - 52.5	403	178	187
> 52.5 - 55.0	361	341	496
> 55.0 - 57.5	432	255	467
> 57.5 - 60.0	379	71	222
> 60.0 - 62.5	45	17	25
Gesamt	2.004	1.242	1.531

15.2.2 Geräusch-Exposition

In Tabelle 15-5 sind die deskriptiven Kennwerte der Belastung durch die jeweiligen Verkehrsgeräuschquellen dargestellt. Abgetragen wurden jeweils der 24-Stunden-Mittelungspegel ($L_{pAeq,24h}$), sowie der Tages-Mittelungspegel ($L_{pAeq,06-22h}$) und Nacht-Mittelungspegel ($L_{pAeq,22-06h}$).

Tabelle 15-5. Deskriptive Kennwerte der Lärmexposition durch Luft-, Schienen, Luft- plus Schienenverkehr

Mittelungspegel Luftverkehr in dB	N	Min	Max	M	SD
24 Stunden					
$L_{pAeq,24h}$ - Luft- plus Schienenverkehr	4.777	43,5	61,7	53,7	3,8
$L_{pAeq,24h}$ - Luftverkehr	4.777	40,1	59,8	49,0	5,2
$L_{pAeq,24h}$ - Schienenverkehr	4.777	40,1	60,0	49,8	4,9
Tagsüber, 06-22h					
$L_{pAeq,06-22h}$ - Luft- plus Schienenverkehr	4.777	42,2	62,2	54,2	3,9
$L_{pAeq,06-22h}$ - Luftverkehr	4.777	40,9	61,1	50,3	5,2
$L_{pAeq,06-22h}$ - Schienenverkehr	4.777	36,1	61,5	49,5	4,9
Nachts, 22-06h					
$L_{pAeq,22-06h}$ - Luft- plus Schienenverkehr	4.777	≤ 35,0	54,9	42,6	5,6
$L_{pAeq,22-06h}$ - Luftverkehr	4.777	≤ 35,0	63,3	50,0	5,4
$L_{pAeq,22-06h}$ - Schienenverkehr	4.777	43,5	61,7	53,7	3,8
$L_{pAeq,22-06h}$ - Schienenverkehr	4.777	40,1	59,8	49,0	5,2

15.2.3 Gesamtlärmbelästigung durch Luft- plus Schienenverkehrsgeräusche

15.2.3.1 Deskriptiv

Tabelle 15-6 zeigt zunächst die Häufigkeitsverteilung sowie die deskriptiven Kennwerte der Gesamtlärmbelästigung durch den Luft- und Schienenverkehr. Insgesamt sind 4.731 Belästigungsangaben abgegeben worden. Die durchschnittliche Belästigung liegt bei $M = 3,25$, bei einer Standardabweichung von $SD = 1,274$. Insgesamt sind 45,7 Prozent der befragten Personen hoch belästigt (%HA) durch die Gesamtgeräuschbelastung von Luft- plus Schienenverkehr.

Tabelle 15-6. Deskriptive Kennwerte der Gesamtlärmbelästigung durch Luft- plus Schienenverkehr

Gesamtlärmbelästigung durch Luft- plus Schienenverkehr	TN gesamt	
	N	% gültig
1: überhaupt nicht	550	11,6
2: etwas	836	17,7
3: mittelmäßig	1.162	24,6
4: stark	1.267	26,8
5: äußerst	916	19,4
Summe	4.731	99
Fehlend	46	1
Gesamt	4.777	100
M	3,25	
SD	1,27	
%HA	45,7	

Anmerkung. M = Mittelwert; SD = Standardabweichung; %HA = Anteil hoch belästigter Personen.

15.2.3.2 Korrelationen

Tabelle 15-7 stellt den Zusammenhang der einzelnen Belastungsinstanzen mit der Gesamtbelästigung durch Luft- plus Schienenverkehrsgeräusche, respektive der singulären Belästigung durch Luft- bzw. Schienenverkehrsgeräusche dar. Es zeigt sich, dass die Gesamtbelastung durch Luft- plus Schienenverkehrsgeräusche in einem engen Zusammenhang sowohl mit der Belastung durch Schienenverkehrsgeräusche allein ($r = 0,681$) als auch durch Luftverkehrsgeräusche allein steht, welcher nur geringfügig ($r = 0,617$) weniger ausgeprägt ist. Auf der Belästigungsseite dreht sich dieser Zusammenhang: hier hängt die Belästigung durch Luft- plus Schienenverkehrsgeräusche zu $r = 0,88$ mit der Belästigung durch Luftverkehrsgeräusche und zu $r = 0,47$ mit der Belästigung durch Schienenverkehrsgeräusche zusammen. Die Gesamtbelästigung durch Luft- plus Schienenverkehrsgeräusche korreliert mit der Belastung durch Luftverkehrsgeräusche am höchsten ($r = 0,396$), jedoch besteht kein statistisch signifikanter Zusammenhang zwischen der Gesamtbelästigung und der Belastung durch Schienenverkehrsgeräusche ($r = -0,004$), wohl aber mit der Belastung durch Luft- plus Straßenverkehrsgeräusche ($r = 0,259$).

Tabelle 15-7. Zusammenhänge zwischen der Gesamtlärmbelastung durch Luft- plus Schienenverkehrsgeräusche, Schienenverkehrs- und Luftverkehrsbelastung mit der Gesamtbelastung durch Luft- plus Schienenverkehrsgeräusche, Schienenverkehrs- und Luftverkehrsgeräusche jeweils allein

		24-Stunden-Mittelungspegel Luft- und Schienenverkehr			Belastigung			
		$L_{pAeq,24h}$ in dB			Luft	Schienen	Luft- plus	
		Luft	Schienen	Luft- plus	Luft	Schienen	Luft- plus	
		verkehr	verkehr	Schienen	verkehr	verkehr	Schienen	
				verkehr			verkehr	
24-Stunden- Mittelungs- pegel Luft- Schienen- verkehr $L_{pAeq,24h}$ in dB	Luftverkehr	<i>r</i>	1					
		<i>p</i>						
		<i>N</i>	4.777					
	Schienenverkehr	<i>r</i>	-0,038	1				
		<i>p</i>	0,009					
		<i>N</i>	4.777	4.777				
	Luft- plus Schienen verkehr	<i>r</i>	0,617	0,681	1			
		<i>p</i>	< 0,001	< 0,001				
		<i>N</i>	4.777	4.777	4.777			
Belastigung	Luftverkehr	<i>r</i>	0,422	-0,058	0,233	1		
		<i>p</i>	< 0,001	< 0,001	< 0,001			
		<i>N</i>	4.776	4.776	4.776	4.776		
	Schienenverkehr	<i>r</i>	0,096	0,354	0,336	0,346	1	
		<i>p</i>	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001		
		<i>N</i>	1.853	1.853	1.853	1.853	1.853	
	Luft- plus Schienen verkehr	<i>r</i>	0,385	-0,004	0,259	0,88	0,47	1
		<i>p</i>	< 0,001	0,790	< 0,001	< 0,001	< 0,001	
		<i>N</i>	4.731	4.731	4.731	4.731	1.843	4.731

Anmerkung. *N* = Anzahl; *r* = Korrelation; *p* = Überschreitungswahrscheinlichkeit.

15.2.3.3 Mittelwerte

Die durchschnittliche Gesamtgeräuschbelastung durch den Luft- und Schienenverkehr (beschrieben durch die 24-Stunden-Mittelungspegelbelastung $L_{pAeq,24h}$ des Luft-, Schienen bzw. Luft- plus Schienenverkehrs), differenziert nach Dominanzstufe, ist in Tabelle 15-8 dargestellt. Für die inferenzstatistische Analyse der Mittelwertsvergleiche (Varianzanalyse mit dem Verfahren Allgemeine lineare Modelle (GLM)) sind alle Pegelstufen mit einem $N < 10$ so zusammengefasst worden, dass eine Mindestzellengröße von $N = 10$ erreicht wurde, um eine ausreichend große Zellenbesetzung pro Pegelklasse und Dominanzstufe zu erlangen. Für die Gesamtgeräuschbelastung durch den Luft- plus Schienenverkehr $L_{pAeq,24h}$ ergibt sich hieraus eine Zusammenfassung der Pegelstufen 40,0 dB bis 47,5 dB (< 47,5 dB), sowie der Pegelstufen 60,0 - 65,0 dB (> 60 dB). Für die Geräuschbelastung durch den Luftverkehr $L_{pAeq,24h}$ wurden die Pegelstufen 55,0 - 60,0 dB zusammengefasst.

Tabelle 15-8. Durchschnittliche Gesamtbelästigung durch den Luft- plus Schienenverkehr, differenziert nach Belastungsquelle und Dominanz anhand des 24-Stunden-Mittelungspegels $L_{pAeq,24h}$ in 2,5 dB Schritten

$L_{pAeq,24h}$ -Pegelklasse dB		24-Stunden-Mittelungspegel, $L_{pAeq,24h}$ in dB								
		Luft- plus Schienenverkehr			Luftverkehr			Schienenverkehr		
		<i>n</i>	<i>M</i>	<i>SD</i>	<i>n</i>	<i>M</i>	<i>SD</i>	<i>n</i>	<i>M</i>	<i>SD</i>
Schienenverkehrsbelastung dominant	> 40.0 - 42.5				577	2,57	1,22	--	--	--
	> 42.5 - 45.0	121	2,27	1,16	503	2,63	1,18	47	2,34	1,26
	> 45.0 - 47.5				343	2,88	1,32	185	2,43	1,19
	> 47.5 - 50.0	258	2,55	1,18	292	3,28	1,24	303	2,61	1,21
	> 50.0 - 52.5	399	2,64	1,27	194	3,52	1,21	360	2,68	1,28
	> 52.5 - 55.0	358	2,85	1,28	68	3,82	1,12	383	2,97	1,29
	> 55.0 - 57.5	427	3,06	1,25	5	4,20	1,10	378	3,00	1,00
	> 57.5 - 60.0	375	3,31	1,24				326	3,00	1,00
	> 60.0	44	3,68	1,20	--	--	--	--	--	--
Keine dominante Quelle	> 40.0 - 42.5				122	2,68	1,00	91	3,00	1,18
	> 42.5 - 45.0	220	2,70	1,12	144	2,70	1,00	165	3,00	1,11
	> 45.0 - 47.5				140	2,76	1,00	153	3,00	1,19
	> 47.5 - 50.0	159	2,75	1,20	258	3,27	1,00	218	3,00	1,15
	> 50.0 - 52.5	178	3,16	1,18	301	3,44	1,00	337	3,00	1,18
	> 52.5 - 55.0	340	3,43	1,14	211	3,77	1,00	190	4,00	1,18
	> 55.0 - 57.5	253	3,64	1,18				71	3,63	1,16
	> 57.5 - 60.0	69	3,65	1,21	60	3,70	1,17	11	3,82	0,87
	> 60.0	17	3,94	0,75	--	--	--	--	--	--
Luftverkehrsbelastung dominant	> 40.0 - 42.5				--	--	--	299	3,63	1,22
	> 42.5 - 45.0	33	3,33	1,19	13	2,85	1,28	273	3,67	1,13
	> 45.0 - 47.5				59	3,53	0,94	356	3,69	1,15
	> 47.5 - 50.0	100	3,27	1,21	131	3,21	1,30	378	3,74	1,10
	> 50.0 - 52.5	183	3,52	1,15	278	3,67	1,16	150	3,99	1,11
	> 52.5 - 55.0	493	3,69	1,15	464	3,73	1,10	48	4,21	0,90
	> 55.0 - 57.5	461	3,82	1,10				9	3,67	1,32
	> 57.5 - 60.0	219	4,01	1,08	568	3,73	1,15	--	--	--
	> 60.0	24	4,25	1,11	--	--	--	--	--	--
Gesamt	> 40.0 - 42.5				699	2,59	1,20	390	3,41	1,28
	> 42.5 - 45.0	374	2,62	1,18	660	2,65	1,18	485	3,22	1,25
	> 45.0 - 47.5				542	2,92	1,26	694	3,16	1,29
	> 47.5 - 50.0	517	2,75	1,22	681	3,26	1,22	899	3,24	1,25
	> 50.0 - 52.5	760	2,97	1,27	773	3,54	1,19	847	3,23	1,31
	> 52.5 - 55.0	1.191	3,36	1,24	743	3,75	1,10	621	3,28	1,29
	> 55.0 - 57.5	1.141	3,50	1,22				458	3,21	1,24
	> 57.5 - 60.0	663	3,58	1,23	633	3,90	1,11	337	3,33	1,25
	> 60.0	85	3,89	1,11	--	--	--	--	--	--

Anmerkung. *M* = Mittelwert; *SD* = Standardabweichung; *n* = Anzahl.

Abbildung 15-1 zeigt die Mittelwerte für die Gesamtlärm-Belästigung in der insgesamt ausgewogenen Substichprobe mit kombiniertem Flug- und Schienenverkehrslärm ($N = 4.713$). Wie ersichtlich, steigen die Gesamtlärm-Belästigungsurteile sowohl mit dem energetisch summierten Luft- plus Schienenverkehrspegel als auch mit dem Luftverkehrspegel allein, nicht aber mit dem Schienenverkehrspegel allein. Weiterhin zeigt sich, dass die Gesamt-Belästigungswerte bei vergleichbaren Dauerschallpegeln etwas höher ausfallen, wenn nur der LuftverkehrsGeräuschpegel herangezogen wird, und etwas schwächer, wenn der energetische Gesamtpegel von Luft- und Schienenverkehrslärm benutzt wird. Beide Faktoren (das Nicht-Ansteigen der Gesamtlärm-Belästigung mit steigendem Schienenverkehrspegel und der Umstand, dass Luftverkehrspegel mit höheren Gesamt-Belästigungswerten assoziiert sind als der Gesamt-Geräuschpegel) weisen darauf hin, dass der Schienenverkehrspegel für die Abgabe des Gesamtlärm-Belästigungsurteils keine gewichtige Rolle spielt - selbst in einer Substichprobe, die hinsichtlich der Relationen zwischen Luftverkehrs- und Schienenverkehrspegeln ausgewogen ist.

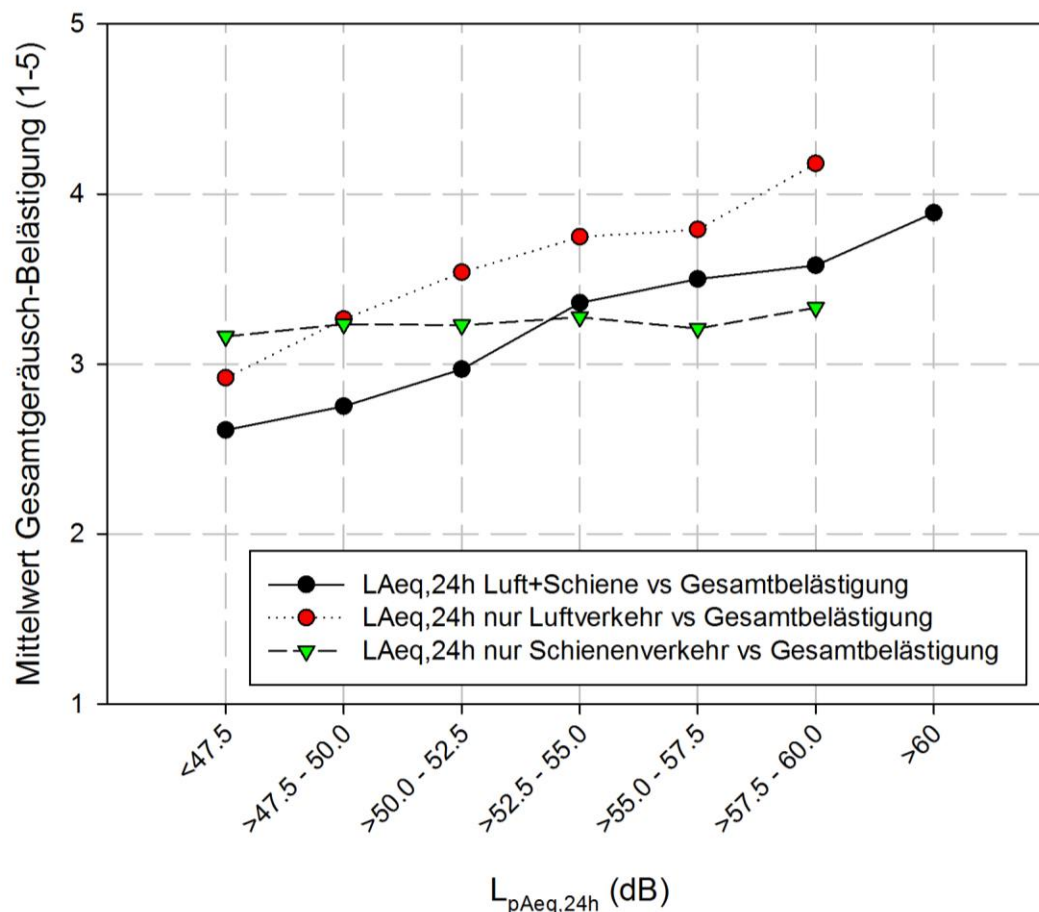


Abbildung 15-1. Gesamtbelästigung durch Luft- plus Schienenverkehrsgeräusche in Abhängigkeit vom 24-Stunden-Mittelungspegel für Luft- plus Schienenverkehr, nur Luft- und nur Schienenverkehr.

Der Umstand, dass die Gesamtlärm-Belastigung in Relation zum "reinen" Luftverkehrspegel höher ausfällt als beim energetisch summierten Gesamt-Geräuschpegel, wurde zwar schon in früheren Feldstudien beobachtet (Taylor, 1982; Cremezi et al., 2001) und von Lercher (2011) als "combined noise paradox" beschrieben, erscheint aber immer noch rätselhaft, wenn nicht mögliche wechselseitige Maskierungen der beteiligten Quellen, die Art der beteiligten Geräusche und die Dominanzverhältnisse zwischen den beiden am Gesamt-Geräuschpegel beteiligten Verkehrsgeräuschpegeln in Rechnung gestellt werden.

Wir haben v.a. auf ein ausgewogenes Dominanzverhältnis in unseren Kombinationslärm-Stichproben geachtet und können feststellen, dass es eine wichtige Rolle bei der Beurteilung der Gesamtlärm-Belastigung spielt:

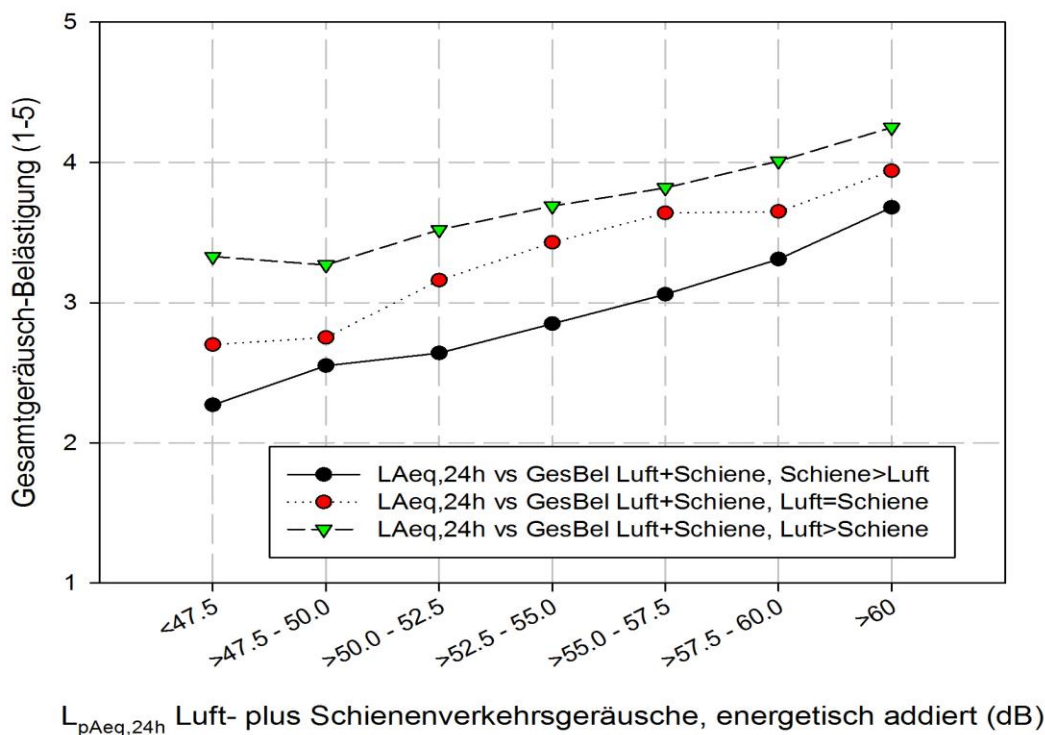


Abbildung 15-2. Gesamtgeräuschbelastigung durch Luft- plus Schienenverkehr in Abhängigkeit von der Quellendominanz.

Die Gesamtlärm-Belastigung steigt in allen drei Dominanzgruppen linear mit zunehmendem energetisch summierten Gesamtgeräuschpegel an, allerdings auf unterschiedlicher Höhe: Sie ist am höchsten im Fall akustisch dominantem Luftverkehrs und am niedrigsten bei dominantem Schienenverkehr. Liegt keine akustische Dominanz vor, bewegen sich die Mittelwerte der Gesamtlärm-Belastigung etwa in der Mitte zwischen den beiden Dominanz-Extremen, allerdings etwas näher an der Luftverkehrs-dominierten Gruppe. Die Varianzanalyse nach GLM ergibt hochsignifikante Unterschiede für beide Faktoren Pegel (Wald Chi-Quadrat = 228,40; $df = 6$; $p < 0,01$) und Dominanzstufe (Wald Chi-Quadrat = 171,15; $df = 2$; $p < 0,01$); die Interaktion zwischen Pegel und Dominanz wird statistisch nicht signifikant.

15.2.4 Expositions- Wirkungsmodelle zur kombinierten Verkehrsgeräuschexposition durch Luft- und Schienenverkehr

In diesem Abschnitt werden Ergebnisse der multiplen Regressionsanalysen zum linearen Zusammenhang zwischen der Gesamt-Lärmbelastung, ausgedrückt als Rohwert auf der verbalen 5-Punkte-ICBEN/ISO-Skala, und akustischen sowie personalen Variablen dargestellt. Dabei wird unterschieden zwischen zwei Basis-Modellen, die nur akustische Determinanten und zwei mögliche Confounder enthalten, sowie zwei erweiterten Modellen, die zusätzlich personale Eigenschaften der Betroffenen in Rechnung stellen. Als Substichproben dienen hinsichtlich der energetisch summierten Dauerschallpegel der beiden jeweils beteiligten Quellen "ausgewogene" Stichproben, d. h. Stichproben, die zu etwa gleichen Anteilen Befragte enthalten, bei denen entweder die eine oder die andere Quelle akustisch dominant ist (d. h. die einzelnen Dauerschallpegel einen Mindestabstand von 2,5 dB haben), oder die keine akustisch dominante Quelle haben. Weiterhin wird in der Stichproben-Definition sichergestellt, dass der Pegelbereich für die drei Hauptquellen vergleichbar groß ist (zwischen 45 und 60 dB $L_{pAeq,24h}$).

Für den Vergleich der Expositions-Wirkungsbeziehung der dominierenden Belastungsquelle auf die Luftverkehrslärmbelastung in Abhängigkeit vom quellenspezifischen 24-Stunden-Mittelungspegel $L_{pAeq,24h}$ - Luft- und Schienenverkehr wurden verschiedene Modelle auf Basis des Verallgemeinerten Linearen Modells (GzLM) berechnet für

- den Grad der Gesamtlärmbelastung durch Luft- und Schienenverkehr im Wertebereich von 1 (überhaupt nicht gestört) bis 5 (äußerst gestört oder belastigt) und
- dem quellenspezifischen 24-Stunden-Mittelungspegel $L_{pAeq,24h}$ für Luft- plus Schienenverkehr zusammen (unter Berücksichtigung der Dominanz) oder getrennt.

Die berechneten Basis- und erweiterten Modelle schließen die folgenden Einflussgrößen (Determinanten) ein:

Tabelle 15-9. Übersicht über die Modelle zur Gesamtbelästigung durch Luft- und Schienenverkehr (Gesamtbelastung Luft- plus Schienenverkehr)

Basismodell - LSch 1a	Erweitertes Modell - LSch1b
$L_{pAeq,24h}$ - Luft-plus Schienenverkehr	$L_{pAeq,24h}$ - Luft- plus Schienenverkehr
Dominanz der Belastungsquelle Luftverkehr	Dominanz der Belastungsquelle Luftverkehr
Dominanz der Belastungsquelle Schienenverkehr	Dominanz der Belastungsquelle Schienenverkehr
$L_{pAeq,24h}$ - Straßenverkehr	$L_{pAeq,24h}$ - Straßenverkehr
Befragungsmodus	Befragungsmodus
	Geschlecht
	Alter (quadratischer Term)
	Wohndauer
	Hauseigentum
	SWI
	Migration
	Lärmempfindlichkeit
	Luftverkehr = nützlich
	Luftverkehr = bequem
	Luftverkehr = umweltschädigend
	Schienenverkehr = nützlich
	Schienenverkehr = bequem
	Schienenverkehr = umweltschädigend
	Interaktion: Befragungsmodus*Alter

Neben dem Einfluss der Dominanz der Belastungsquelle wurde vergleichend der Einfluss der Einzelquellen (Luft- bzw. Schienenverkehrsgeräuschbelastung) gegenüber der kombinierten Gesamtgeräuschbelastung durch Luft- plus Schienenverkehr untersucht. Hier wurde der Zusammenhang zwischen dem Grad der Gesamtgeräusch-Belästigung und den getrennten Pegeln des Luft- und Schienenverkehrs berechnet und die folgenden Einflussgrößen berücksichtigt:

Tabelle 15-10. Prädiktoren der Modelle zur Gesamtbelästigung durch Luft- plus Schienenverkehr unter Einbezug der Einzelbelastung durch Luft- bzw. Schienenverkehrsgeräusche

Basismodell - LSch 2a	Erweitertes Modell - LSch2b
$L_{pAeq,24h}$ - Luftverkehr	$L_{pAeq,24h}$ - Luftverkehr
$L_{pAeq,24h}$ - Schienenverkehr	$L_{pAeq,24h}$ - Schienenverkehr
Interaktion: Luft*Schienenverkehr	Interaktion: Luft*Schienenverkehr
$L_{pAeq,24h}$ - Straßenverkehr	$L_{pAeq,24h}$ - Straßenverkehr
Befragungsmodus	Befragungsmodus
	Geschlecht
	Alter (quadratischer Term)
	Wohndauer
	Hauseigentum
	SWI
	Migration
	Lärmempfindlichkeit
	Luftverkehr = nützlich
	Luftverkehr = bequem
	Luftverkehr = umweltschädigend
	Schienenverkehr = nützlich
	Schienenverkehr = bequem
	Schienenverkehr = umweltschädigend
	Interaktion: Befragungsmodus*Alter

Insgesamt ergeben sich hieraus vier Modelle (2 Basismodelle und 2 Erweiterte Modelle):

Tabelle 15-11. AIC-Werte der Modelle zur Gesamtbelästigung durch Luft- plus Schienenverkehr unter Einbezug der Einzelbelastung durch Luft- bzw. Schienenverkehrsgeräusche

Nr.	Modell	AIC
LSch1	Basis	15.096,364
	Erweitert (Gesamtbelastung & Dominanz)	5.368,902
LSch2	Basis	15.036,647
	Erweitert (Einzelquellenbelastung & Interaktion)	5.332,412

Anmerkung. AIC = Akaike Informationskriterium.

Die Auswahl der Determinanten aller Wirkungsanalysen ist in Kapitel 8, Abschnitt 9.6.1 näher beschrieben. Für die Untersuchung des Einflusses der Dominanz einer Belastungsquelle auf die Gesamtgeräuschbelästigung durch Luft- und Schienenverkehr wurden zusätzlich die Faktoren "Dominanz: Luftverkehr" und "Dominanz: Schienenverkehr" (für die Modelle LSch1), respektive die Faktoren " $L_{pAeq,24h}$ - Luftverkehr" und " $L_{pAeq,24h}$ - Schienenverkehr", so wie deren Interaktion " $L_{pAeq,24h}$ - Luftverkehr*Schienenverkehr" (für die Modelle LSch2), in das jeweilige Modell eingeführt. Darüber hinaus wurde immer auch die Straßenverkehrsbelastung als Co-Determinante in die Modelle aufgenommen, um zu kontrollieren, dass nicht eine mögliche dritte Verkehrslärmbelastungsquelle als Einflussgröße unberücksichtigt bleibt.

Die Modelle wurden auf Basis der Verallgemeinerten linearen Modelle (GzLM) geprüft. Um zu gewährleisten, dass die Annahme der Linearität des Zusammenhangs zwischen einzelnen Determinanten und der Gesamtbelästigung gegeben ist, wurden die einzelnen Determinanten hinsichtlich ihrer Kurvenpassung kontrolliert. Die Prüfung der Kurvenpassung bestätigte die Aufnahme der Determinante "Alter" als quadratischen Term in das Modell und wies darüber hinaus für alle weiteren Determinanten eine gleich hohe bzw. nur geringfügig (zwischen 0,001 und 0,004) schlechtere Varianzaufklärung für die Annahme des linearen Modells aus. Daher wurden alle weiteren Determinanten als lineare Terme in die Regressionsgleichung aufgenommen.

Tabelle 15-12. Parameter der Regression für die Gesamtbelästigung durch Luft- plus Schienenverkehrsgeräusche (Modelle 1a, b)

Parameter	a) Basis Modell						b) erweitertes Modell						
	B	SE	p	CI -	CI +	β	Bootstrap (B = 2.000)						
							B	SE	p	BCI -	BCI +	V.	β
Konstanter Term	-1,11	0,24	**	-1,59	-0,64	-3,42	-1,38	0,44	**	-2,23	-0,52	0,01	-0,17
$L_{pAeq,24h}$ - Luft- plus Schiene	0,08	0,01	**	0,07	0,09	0,07	0,09	0,01	**	0,07	0,10	0,00	0,28
Dominanz: Luftverkehr	0,30	0,05	**	0,21	0,39	0,24	0,19	0,19	0,31	-0,17	0,55	0,00	0,07
Dominanz: Schienenverkehr	-0,49	0,04	**	-0,57	-0,40	-0,38	-0,48	0,06	**	-0,60	-0,36	0,00	-0,18
$L_{pAeq,24h}$ - Straße	0,01	0,02	0,49	-0,03	0,05	0,01	0,04	0,05	0,47	-0,07	0,14	0,00	0,03
Befragungsmodus	-0,02	0,02	0,23	-0,05	0,01	-0,02	-0,04	0,03	0,24	-0,09	0,02	0,00	-0,03
Geschlecht							0,01	0,03	0,76	-0,05	0,06	0,00	0,01
Alter							0,01	0,03	0,84	-0,06	0,07	0,00	0,01
Alter ²							-0,17	0,03	**	-0,23	-0,11	0,00	-0,13
Wohndauer							0,00	0,03	0,97	-0,06	0,06	0,00	0,00
Hauseigentum							0,07	0,03	0,01	0,02	0,13	0,00	0,06
SWI							0,05	0,03	0,08	-0,01	0,11	0,00	0,04
Migration							-0,02	0,03	0,52	-0,07	0,04	0,00	-0,01
Lärmempfindlichkeit							0,30	0,03	**	0,24	0,35	0,00	0,23
Luftverk. = nützlich							-0,15	0,03	**	-0,21	-0,09	0,00	-0,12
Luftverk. = bequem							-0,04	0,03	0,17	-0,09	0,02	0,00	-0,03
Luftverk. = umweltsch. ^a							-0,25	0,03	**	-0,31	-0,20	0,00	-0,20
Schienenenv. = nützlich							-0,05	0,03	0,09	-0,11	0,01	0,00	-0,04
Schienenenv. = bequem							-0,01	0,03	0,79	-0,07	0,05	0,00	-0,01
Schienenenv. = umweltsch. ^a							0,03	0,03	0,34	-0,03	0,09	0,00	0,02
B.-Modus * Alter							-0,02	0,03	0,36	-0,08	0,03	0,00	-0,02
AIC	15.096,36						5.368,90						

Anmerkung. B = Regressionskoeffizient; SE = Standardfehler; p = Überschreitungswahrscheinlichkeit; p-Werte in roter Schrift verweisen auf einen statistisch nicht signifikanten Koeffizienten hin ($p > 0,05$); β = standardisierter Regressionskoeffizient; CI -/+ = untere/obere Grenze des 95 %-Wald-Konfidenzintervalls; BCI -/+ = untere/obere Grenze des 95 %-Bootstrap-Konfidenzintervalls mit B = 2.000 Bootstrap-Stichproben; V = Verzerrung; AIC = Akaike Informationskriterium, ^a: umweltschädigend: Bewertungsskala umkodiert, d. h. hohe Werte = positive Bewertung, ** $p < 0,01$.

Tabelle 15-13. Parameter der Regression für die Gesamtbelästigung durch Luft- plus Schienenverkehrsgeräusche (Modelle 2a, b)

Parameter	a) Basis Modell						b) erweitertes Modell						
	B	SE	p	CI -	CI +	β	Bootstrap (B = 2.000)						
							B	SE	p	BCI -	BCI +	V.	β
(Konstante)	3,17	0,02	**	3,13	3,21	-0,06	2,98	0,08	**	2,81	3,14	0,00	-0,23
$L_{pAeq,24h}$ - Luft	0,50	0,02	**	0,47	0,53	0,39	0,46	0,05	**	0,37	0,55	0,00	0,36
$L_{pAeq,24h}$ - Schiene	0,01	0,02	0,55	-0,02	0,04	0,01	0,12	0,04	**	0,04	0,21	0,00	0,10
$L_{pAeq,24h}$: Luft * Schiene	-0,03	0,02	0,12	-0,06	0,01	-0,02	-0,03	0,04	0,52	-0,10	0,05	0,00	-0,02
$L_{pAeq,24h}$ - Straße	0,01	0,02	0,64	-0,03	0,05	0,01	0,01	0,05	0,91	-0,10	0,11	0,00	0,01
Befragungsmodus	-0,02	0,02	0,37	-0,05	0,02	-0,01	-0,03	0,03	0,35	-0,09	0,03	0,00	-0,02
Geschlecht							0,00	0,03	0,91	-0,05	0,06	0,00	0,00
Alter							0,01	0,03	0,88	-0,06	0,07	0,00	0,00
Alter ²							-0,17	0,03	**	-0,23	-0,12	0,00	-0,14
Wohndauer							0,00	0,00	0,54	0,00	0,00	0,00	-0,02
Hauseigentum							0,09	0,03	**	0,03	0,14	0,00	0,07
SWI							0,06	0,03	0,05	0,00	0,12	0,00	0,05
Migration							-0,03	0,03	0,31	-0,08	0,03	0,00	-0,02
Lärmempfindlichkeit							0,29	0,03	**	0,23	0,34	0,00	0,23
Luftverk. = nützlich							-0,14	0,03	**	-0,20	-0,08	0,00	-0,11
Luftverk. = bequem							-0,04	0,03	0,13	-0,10	0,01	0,00	-0,03
Luftverk. = umwelt-sch. ^a							-0,24	0,03	**	-0,30	-0,19	0,00	-0,19
Schienenenv. = nützlich							-0,05	0,03	0,11	-0,10	0,01	0,00	-0,04
Schienenenv. = bequem							-0,01	0,03	0,85	-0,07	0,05	0,00	-0,01
Schienenenv. = umwelt-sch. ^a							0,03	0,03	0,29	-0,03	0,09	0,00	0,03
B.-Modus * Alter							-0,03	0,03	0,32	-0,08	0,03	0,00	-0,02
AIC	15.036,65						5.332,41						

Anmerkung. B = Regressionskoeffizient; SE = Standardfehler; p = Überschreitungswahrscheinlichkeit; p-Werte in roter Schrift verweisen auf einen statistisch nicht signifikanten Koeffizienten hin ($p > 0,05$); β = standardisierter Regressionskoeffizient; CI -/+ = untere/obere Grenze des 95 %-Wald-Konfidenzintervalls; BCI -/+ = untere/obere Grenze des 95 %-Bootstrap-Konfidenzintervalls mit B = 2.000 Bootstrap-Stichproben; V = Verzerrung; AIC = Akaike Informationskriterium, ** $p < 0,01$.

Die multiplen Regressionsanalysen zur "Vorhersage" der Gesamt-Lärmbelästigung allein durch Luft- und Schienenverkehrsgeräuschpegel zeigen in der ausgewogenen Substichprobe eine relativ geringe Varianzaufklärung, bzw. sehr hohe AIC-Werte. Insgesamt wurden vier Regressionsmodelle gerechnet, jeweils zwei Basismodelle ohne personale Moderatoren und zwei erweiterte Modelle mit personalen Moderatoren:

1. Werden nur die beiden getrennten Quellenpegel für Luft- und Schienenverkehr sowie deren Interaktion plus Befragungsmodus und Straßenverkehrspegel (als mögliche Confounder) als Determinanten verwendet, bekommt der Luftverkehrspegel als einzige Größe ein hoch signifikantes Betagewicht (0,392 im standardisierten Modell) - die anderen 4 Variablen werden nicht statistisch signifikant. Der AIC-Wert beträgt (gerundet) 15.037.

2. Wird der (energetisch summierte) Gesamt-Pegel für Luft- und Schienenverkehr und die jeweiligen Dominanz-Variablen plus Befragungsmodus und Straßenverkehrspegel als Determinanten verwendet, so bekommt der Gesamtpegel ein zwar statistisch signifikantes, aber sehr geringes standardisiertes Beta-Gewicht (0,065), während die beiden Dominanz-Variablen für Schienenverkehrslärm (Beta = -0,382) und Luftverkehrslärm (Beta = +0,235) deutlich höhere Gewichte bekommen. Die beiden möglichen Confounder (Befragungsmodus und Straßenverkehrspegel) bleiben statistisch insignifikant. Der AIC-Wert beträgt (gerundet) 15.096).
3. Interpretation: Beide Basis-Modelle zeigen eine relativ geringe Varianzaufklärung, jedoch hat das Modell, das Luft- und Schienenverkehrspegel getrennt als Determinanten benutzt, einen leichten Vorteil gegenüber dem Modell mit energetisch addiertem Gesamt-Geräuschpegel plus Dominanz-Information. Insgesamt hat der Luftverkehrspegel eine größere Bedeutung als der Schienenverkehrspegel für die Vorhersage der Gesamt-Lärmbelastung durch Luft- plus Schienenverkehrsgeräusche. Dabei spielt aber auch das akustische Dominanzverhältnis zwischen den beiden Verkehrsarten eine Rolle.

Die multiplen Regressionsanalysen zur "Vorhersage" der Gesamt-Lärmbelastung durch Luft- und Schienenverkehrsgeräuschpegel in Kombination mit personalen Variablen ("erweiterte Modelle") zeigen in der ausgewogenen Substichprobe eine deutlich höhere Varianzaufklärung, bzw. deutlich niedrigere AIC-Werte als die Basismodelle. In die erweiterten Modelle gingen neben den oben erwähnten Variablen zur Beschreibung der akustischen Belastung und möglichen Confoundern all jene Variablen ein, die auch in den statistischen Hauptanalysen des Moduls "Belastung und Lebensqualität" verwendet werden. Hier sollen v.a. die Variablen Alter, Hauseigentum, Lärmempfindlichkeit und die Bewertungen des Luft- bzw. Schienenverkehrs hinsichtlich Nützlichkeit und Umweltschädigung erwähnt werden, weil sie in beiden Regressionsmodellen eine wichtige Rolle spielen.

1. Werden die beiden getrennten Quellenpegel für Luft- und Schienenverkehr sowie deren Interaktion plus Befragungsmodus und Straßenverkehrsgeräuschpegel (als mögliche Confounder) sowie personale Determinanten verwendet, bekommen beide Hauptquellenpegel ein signifikantes -- allerdings unterschiedlich hohes -- standardisiertes Betagewicht (0,36 für Luftverkehrspegel und 0,10 für Schienenverkehrspegel). Unter den personalen Faktoren haben folgende Variablen signifikante standardisierte Betagewichte: Lärmempfindlichkeit (0,23), die Bewertung des Luftverkehrs als umweltschädigend (0,19), das quadrierte Alter (-0,14), die Bewertung des Luftverkehrs als nützlich (0,11), der Pegel des Schienenverkehrs (0,096), Hauseigentum (0,07) und SWI (0,05). Die restlichen 12 Variablen leisten in dieser Kombination keinen statistisch signifikanten Beitrag. Der AIC-Wert beträgt (gerundet) 5.332.
2. Werden der (energetisch addierte) Gesamt-Pegel für Luft- und Schienenverkehr, die jeweiligen Dominanz-Variablen, der Befragungsmodus, Straßenverkehrspegel und

personale Faktoren als Determinanten verwendet, so bekommt der Gesamtpegel das höchste standardisierte Beta-Gewicht (0,28), und auch die Dominanz-Variable für Schienenverkehrspegel (-0,18) wird statistisch signifikant. Unter den übrigen Determinanten bekommen die Lärmempfindlichkeit (0,231), die Bewertung des Luftverkehrs als umweltschädigend (0,20), das quadrierte Alter (-0,13) und die Bewertung des Luftverkehrs als nützlich (-0,12) statistisch signifikante standardisierte Betagewichte. Der AIC-Wert beträgt (gerundet) 5.379.

3. Interpretation: Auch wenn AIC-Werte schwer vergleichbar sind, können sie bei ähnlich aufgebauten Modellen als Hinweis für die Varianzaufklärung dienen. Im Fall des Zusammenhangs zwischen Gesamtlärm-Belästigung und der Kombination von Luft- und Schienenverkehrspegeln ist die Varianzaufklärung in den erweiterten Modellen wesentlich größer als in den entsprechenden Basismodellen. Auch in den erweiterten Modellen ist die Verwendung der Einzelpegel als Determinante der Gesamt-Lärmbelästigung erfolgreicher als die Verwendung des energetisch summierten Gesamt-Pegels. Unter den personalen Faktoren haben in beiden erweiterten Modellen die Lärmempfindlichkeit und die Bewertung des Luftverkehrs hohe Bedeutung.

Bemerkenswert erscheint die hohe Bedeutung des Alters in beiden erweiterten Modellen. Der oft festgestellten nichtlinearen (umgekehrt "U"-förmigen) Beziehung zwischen Alter und Belästigung wurde dadurch Rechnung getragen, dass das Alter sowohl als lineare als auch quadratisch transformierte Variable einging. Dieser Umstand macht es notwendig, die Betagewichte beider Altersvariablen zusammen zu interpretieren. Bei den erweiterten Modellen zeigt das lineare Alter nur einen kleinen eigenständigen Beitrag zur Gesamtbelästigung, das quadrierte Alter hat einen höheren Beitrag. Dies stimmt mit der Beobachtung in der Panel-Stichprobe überein, dass die Belästigungswerte mit zunehmendem Alter zunächst zunehmen und dann wieder leicht abfallen, d. h. es gibt sowohl einen linearen als auch einen quadratischen Trend der Belästigung mit zunehmendem Alter.

15.3 Wirkungsanalysen zur Kombination Luft- plus Straßenverkehrsgeräusche

15.3.1 Stichprobenverteilung

Insgesamt wurden im Jahr 2012 4.905 Personen untersucht, die einer Geräuschbelastung durch sowohl Luft- als auch Straßenverkehr ausgesetzt sind. In Tabelle 15-14 ist die Verteilung der Stichprobe differenziert nach der Belastungsquelle bzw. dem energetischen Summenpegel beider Quellen gruppiert nach Geräuschpegelklassen in 2,5 dB-Schritten dargestellt. Die Geräuschpegelklassen beziehen sich auf den 24-Stunden-Mittelungspegel ($L_{pAeq,24h}$) der jeweiligen Belastungsart (Luft-, Straßen, Luft- plus Straßenverkehr). Alle

Personen, die in die Stichprobe eingingen, waren einem Luftverkehrs- bzw. Straßenverkehrsgeräuschpegel ($L_{pAeq,24h}$) von mindestens 40 dB und maximal 60 dB $L_{pAeq,24h}$ ausgesetzt. Hieraus ergibt sich ein Range von 40 - 60 dB $L_{pAeq,24h}$ für die Einzelbelastungsquellen Luft- bzw. Straßenverkehr und ein Range von 42,5 - 65,0 dB $L_{pAeq,24h}$ für den Gesamtgeräuschpegel (Luft- plus Straßenverkehr). Dieser größere Pegelbereich liegt darin begründet, dass es sich bei dem kombinierten Gesamtgeräuschpegel beider Quellen um einen energetisch summierten Pegel handelt.

Tabelle 15-14. Häufigkeitsverteilung des 24-Stunden-Mittelungspegels $L_{pAeq,24h}$ in 2,5dB-Schritten pro Belastungs-Quelle (Luft- plus Straßenverkehr, Luftverkehr, Straßenverkehr)

	Luft+Straße, $L_{pAeq,24h}$		Luft, $L_{pAeq,24h}$		Straße, $L_{pAeq,24h}$	
	N	gültige %	N	gültige %	N	gültige %
> 40.0 - 42.5			922	18,8	313	6,4
> 42.5 - 45.0	85	1,7	802	16,4	587	12,0
> 45.0 - 47.5	303	6,2	562	11,5	777	15,8
> 47.5 - 50.0	533	10,9	613	12,5	694	14,1
> 50.0 - 52.5	781	15,9	565	11,5	805	16,4
> 52.5 - 55.0	1.102	22,5	737	15,0	694	14,1
> 55.0 - 57.5	1.233	25,1	516	10,5	616	12,6
> 57.5 - 60.0	742	15,1	188	3,8	419	8,5
> 60.0 - 62.5	123	2,5				
> 62.5 - 65.0	3	0,1				
Gesamtsumme	4.905	100	4.905	100	4.905	100

Die Zusammensetzung der Stichprobe im Hinblick auf ausgewählte soziodemografische Merkmale, wie dem Geschlecht, dem Migrationshintergrund, dem Hausbesitz bzw. dem Methodenfaktor Befragungsmodus, ist in Tabelle 15-15 dargestellt. Es zeigt sich, dass außer beim Befragungsmodus kein statistischer Zusammenhang zwischen den soziodemografischen Variablen der Stichprobe und ihrer jeweiligen Auftretenshäufigkeit pro Geräuschpegelklassen $L_{pAeq,24h}$ anzunehmen ist (Tabelle 15-15). Auch für den Befragungsmodus lässt sich keine systematische Steigerung oder Senkung des Anteils der online oder telefonisch befragten Teilnehmenden erkennen. Um einen möglichen Einfluss des Befragungsmodus auszuschließen, wurde der Befragungsmodus dennoch in allen weiteren Analysen als Kovariate kontrolliert.

Tabelle 15-15. Stichprobenverteilung hinsichtlich des Modus und ausgewählter soziodemografischer Variablen

	Geschlecht		Migrationshintergrund		Hauseigentum		Modus		
	männlich	weiblich	nein	ja	nein	ja	online	Telefon	
	Angabe in Zeilen-%								
> 40.0 - 42.5									
24-Stunden-Mittelungsschallpegel Luft-plus Straßenverkehr $L_{pAeq,24h}$ in dB									
> 42.5 - 45.0	54,12	45,88	92,59	7,41	72,94	27,06	12,94	87,06	
> 45.0 - 47.5	51,16	48,84	84,62	15,38	75,25	24,75	13,53	86,47	
> 47.5 - 50.0	52,16	47,84	86,58	13,42	80,30	19,70	15,95	84,05	
> 50.0 - 52.5	55,57	44,43	87,61	12,39	79,26	20,74	17,29	82,71	
> 52.5 - 55.0	50,54	49,46	88,62	11,38	78,77	21,23	15,34	84,66	
> 55.0 - 57.5	52,96	47,04	86,67	13,33	77,78	22,22	12,73	87,27	
> 57.5 - 60.0	48,38	51,62	85,13	14,87	75,47	24,53	11,86	88,14	
> 60.0 - 62.5	52,03	47,97	90,00	10,00	83,74	16,26	8,94	91,06	
> 62.5 - 65.0	33,33	66,67			100,00	0,00	0,00	100,00	
Σ	51,93	48,07	86,98	13,02	78,08	21,92	14,21	85,79	
N	2.547	2.358	1.316	197	3.830	1.075	697	4.208	

Tabelle 15-16. Statistische Kennwerte der Unabhängigkeitsprüfung ausgewählter soziodemografischer Variablen und dem Modus

	Chi-Q.	df	p	Cramers V
Geschlecht	9,920	8	0,271	0,45
Migrationshintergrund	3,221	7	0,864	0,46
Hauseigentum	11,363	8	0,182	0,48
Befragungsmodus	17,616	6	0,024	0,60

Anmerkung. Chi-Q. = Prüfgröße, df = Freiheitsgrad; p = überschreitungswahrscheinlichkeit; Cramers V = Zusammenhangsmaß für kategoriale Variablen

Eine der zentralen Fragestellungen im Zusammenhang mit der kombinierten Verkehrsgeräuschbelastung in der aktuellen Studie ist, inwiefern die Dominanz der Belastung durch eine der beiden Geräuschquellen sich auf das Belästigungsurteil auswirkt. In Tabelle 15-17 ist daher die Häufigkeitsverteilung pro Geräuschpegelklasse gruppiert nach Dominanz der Belastungsquelle dargestellt. Hier wird im Einzelnen unterschieden zwischen Straßenverkehr als dominante Geräuschquelle, einer gleich hohen Belastung beider Geräuschquellen und Luftverkehr als dominante Geräuschquelle. Es zeigt sich, dass insgesamt 2.334 teilnehmende Personen mit einem höheren und damit dominanten Straßenverkehrspegel $L_{pAeq,24h}$ belastet sind. Dementgegen sind 1.182 Personen gleich stark durch beide Geräuschquellen belastet, und 1.389 Teilnehmende erleben eine höhere Geräuschbelastung durch Luftverkehr, als durch Straßenverkehr.

Tabelle 15-17. Häufigkeitsverteilung pro Pegelklasse und Belastungsquelle differenziert nach akustischer Dominanz der Belastungsquelle

24-Stunden-Mittelungspegel, $L_{pAeq,24h}$ in dB Luft- plus Straßenverkehr			
Pegelklasse	Straßenverkehr dominant	keine dominante Quelle	Luftverkehr dominant
> 42.5 - 45.0	5	79	1
> 45.0 - 47.5	143	129	31
> 47.5 - 50.0	265	160	108
> 50.0 - 52.5	442	167	172
> 52.5 - 55.0	485	200	417
> 55.0 - 57.5	516	256	461
> 57.5 - 60.0	426	128	188
> 60.0 - 62.5	52	60	11
> 62.5 - 65.0	0	3	0
Gesamt	2.334	1.182	1.389

15.3.2 Geräusch-Exposition

In Tabelle 15-18 sind die deskriptiven Kennwerte der akustischen Belastung durch die jeweiligen Verkehrsgeräuschquellen dargestellt. Abgetragen wurden jeweils der 24-Stunden-Mittelungspegel ($L_{pAeq,24h}$), sowie der Tagesmittelungspegel ($L_{pAeq,06-22h}$) und Nachtmittelungspegel ($L_{pAeq,22-06h}$).

Tabelle 15-18. Deskriptive Kennwerte der Geräuschexposition durch Luft-, Straßen-, Luft- plus Straßenverkehr

Mittelungspegel Luftverkehr in dB	N	Min	Max	M	SD
24 Stunden					
$L_{pAeq,24h}$ - Luft- plus Straßenverkehr	4.905	43,30	62,80	53,81	3,92
$L_{pAeq,24h}$ - Luftverkehr	4.905	40,10	59,80	48,44	5,44
$L_{pAeq,24h}$ - Straßenverkehr	4.905	40,10	60,00	50,26	5,07
Tagsüber, 06-22h					
$L_{pAeq,06-22h}$ - Luft- plus Straßenverkehr	4.905	44,60	64,20	55,17	3,90
$L_{pAeq,06-22h}$ - Luftverkehr	4.905	40,70	61,10	49,80	5,45
$L_{pAeq,06-22h}$ - Straßenverkehr	4.905	41,40	61,50	51,64	5,03
Nachts, 22-06h					
$L_{pAeq,22-06h}$ - Luft- plus Straßenverkehr	4.905	35,10	57,70	47,56	5,54
$L_{pAeq,22-06h}$ - Luftverkehr	4.905	35,00	54,90	42,05	5,83
$L_{pAeq,22-06h}$ - Straßenverkehr	4.905	35,00	56,00	44,04	5,55

Anmerkung. N = Anzahl; Min = Minimum; Max = Maximum; M = arithmetischer Mittelwert, SD = Standardabweichung (standard deviation).

15.3.3 Gesamtlärmbelastung durch Luft- und Straßenverkehrsgeräusche

15.3.3.1 Deskriptiv

Tabelle 15-19 zeigt die Häufigkeitsverteilung und die deskriptiven Kennwerte der Gesamtgeräuschbelastung durch den Luft- und Straßenverkehr. Von 4.905 Teilnehmenden der Stichprobe haben 4.877 Personen ein Belastungsurteil abgegeben (fehlende Angaben = 28). Die durchschnittliche Belastung liegt bei $M = 3,29$, bei einer Standardabweichung von $SD = 1,240$. Insgesamt sind 46,8 Prozent der befragten Probanden hoch belastigt (%HA) durch die Gesamtgeräuschbelastung von Luft- und Straßenverkehr.

Tabelle 15-19. Deskriptive Kennwerte der Gesamtlärmbelastung durch Luft- plus Straßenverkehr

Gesamtlärmbelastung durch Luft- plus Straßenverkehr	TN gesamt	
	N	% gültig
1: überhaupt nicht	466	9,6
2: etwas	891	18,3
3: mittelmäßig	1.225	25,1
4: stark	1.342	27,5
5: äußerst	953	19,5
Summe	4.877	99,4
Fehlend	28	0,6
Gesamt	4.905	100
M		3,29
SD		1,24
%HA		46,8

Anmerkung. N = Anzahl; M = Mittelwert; SD = Standardabweichung; %HA = Anteil hoch belastigter Personen.

15.3.3.2 Korrelationen

Tabelle 15-20 stellt den Zusammenhang den quellspezifischen und Gesamtmittelungspegeln und den quellspezifischen sowie Gesamtlärmlärmbelastungen dar. Es zeigt sich, dass die Gesamtbelastung durch den Luft- plus Straßenverkehr in einem engen Zusammenhang mit der Belastung durch den Straßenverkehr steht ($r = 0,68$); gleichzeitig ist der Zusammenhang zwischen Gesamtbelastung und Luftverkehrsbelastung geringfügig geringer ausgeprägt ($r = 0,58$). Auf der Belastungsseite dreht sich dieser Zusammenhang: hier hängt die Belastung durch den Luft- plus Straßenverkehr mit $r = 0,86$ mit der Belastung durch den Luftverkehr allein und zu $r = 0,50$ mit der Belastung durch den Straßenverkehr allein zusammen. Die Gesamtbelastung durch den Luft- plus Straßenverkehr korreliert mit der Belastung durch den Luftverkehr am höchsten ($r = 0,40$), während es mit dem Straßenverkehrsgeräuschpegel praktisch keine Korrelation gibt ($r = -0,04$), und mit Luft- plus Straßenverkehrspegeln eine mittlere ($r = 0,21$).

Tabelle 15-20. Der Zusammenhang der Gesamtgeräuschbelastung durch den Luft- plus Straßenverkehr, die Straßenverkehrsbelastung und die Luftverkehrsbelastung mit der Gesamtbelastung durch den Luft- plus Straßenverkehr, den Straßenverkehr und den Luftverkehr

		24-Stunden-Mittelungspegel Luft- und Straßenverkehr $L_{pAeq,24h}$ in dB						
		Belastung			Luft- plus Straßenverkehr			
		Luftverkehr	Straßenverkehr	Luft- plus Straßenverkehr	Luftverkehr	Straßenverkehr	Luft- plus Straßenverkehr	
24-Stunden-Mittelungs- schallpegel Luft- und Straßenverkehr $L_{pAeq,24h}$ in dB	Luftverkehr	r	1					
		p						
		N	4.905					
	Straßenverkehr	r	-0,078	1				
		p	< 0,001					
		N	4.905	4.905				
	Luft- plus Straßen- verkehr	r	0,576	0,684	1			
		p	< 0,001	< 0,001				
		N	4.905	4.905	4.905			
Belastigung	Luftverkehr	r	0,438	-0,078	0,201	1		
		p	< 0,001	< 0,001	< 0,001			
		N	4.904	4.904	4.904	4.904		
	Straßenverkehr	r	0,035	0,164	0,165	0,294	1	
		p	0,176	< 0,001	< 0,001	< 0,001		
		N	1.518	1.518	1.518	1.518	1.518	
	Luft- plus Straßen- verkehr	r	0,396	-0,038	0,214	0,858	0,504	1
		p	< 0,001	0,008	< 0,001	< 0,001	< 0,001	
		N	4.877	4.877	4.877	4.877	1.516	4.877

Anmerkung. N = Anzahl; r = Korrelation; p = Überschreitungswahrscheinlichkeit.

15.3.3.3 Mittelwerte

Die durchschnittliche Gesamtgeräuschbelastung durch Luft- und Straßenverkehr, ausgedrückt durch den 24-Stunden-Mittelungspegel $L_{pAeq,24h}$, des Luft-, Straßen- bzw. Luft-plus Straßenverkehr), differenziert nach Dominanzstufe, ist in Tabelle 15-21 dargestellt. Für die inferenzstatistische Analyse der Mittelwertsvergleiche (Varianzanalyse nach dem Allgemeinen linearen Modell (GLM)) wurden alle Pegelstufen mit einem $N < 10$ so zusammengefasst, dass eine Mindestzellengröße von $N = 10$ erreicht wurde. Für die Gesamtgeräuschbelastung durch den Luft- plus Straßenverkehr $L_{pAeq,24h}$ ergibt sich hieraus eine Zusammenfassung der Pegelstufen 40,0 dB bis 47,5 dB (< 47,5 dB), sowie der Pegelstufen 60,0 - 65,0 dB (> 60 dB). Für die Geräuschbelastung durch den Luftverkehr wurden die Pegelstufen 55,0 - 60,0 dB zusammengefasst.

Im Einzelnen ist zu erkennen, dass bei einer gleich hohen Belastung durch die jeweiligen Emissionsquellen die Gesamtbelastung durch Luft- plus Straßenverkehr für den Luftverkehrsgeschexpegel $L_{pAeq,24h}$ am höchsten ausfällt. Dies gilt unabhängig von der Dominanz der Belastungsquelle und zeigt sich sowohl bei dominantem Straßenverkehr, als auch bei dominantem Luftverkehr, sowie bei gleich hoher Belastung durch beide Quellen.

Tabelle 15-21. Durchschnittliche Gesamtbelastung durch den Luft- und Straßenverkehr, differenziert nach Belastungsquelle und Dominanz anhand des 24-Stunden-Mittelungspegels, $L_{pAeq,24h}$ in 2,5 dB Schritten

		24-Stunden-Mittelungspegel, $L_{pAeq,24h}$ in dB $L_{pAeq,24h}$								
		Luft- plus Straßenverkehr			Luftverkehr			Straßenverkehr		
		<i>n</i>	<i>M</i>	<i>SD</i>	<i>n</i>	<i>M</i>	<i>SD</i>	<i>n</i>	<i>M</i>	<i>SD</i>
Straßen- verkehrsbelastung dominant	> 40.5 - 42.5				800	2,59	1,16			
	> 42.5 - 45.0	148	2,46	1,14	671	2,79	1,18	63	2,43	1,16
	> 45.0 - 47.5				323	3,09	1,16	197	2,61	1,18
	> 47.5 - 50.0	264	2,64	1,18	272	3,42	1,13	294	2,79	1,15
	> 50.0 - 52.5	438	2,85	1,19	167	3,62	1,17	459	2,88	1,23
	> 52.5 - 55.0	483	2,92	1,22	85	3,59	1,18	452	2,97	1,23
	> 55.0 - 57.5	514	3,06	1,20	7	3,43	0,98	483	3,00	1,00
	> 57.5 - 60.0	426	3,12	1,23				377	3,00	1,00
	> 60.0	52	3,52	1,20						
Beide Quellen gleich dominant	> 40.5 - 42.5				118	2,58	1,00	89	2,74	1,29
	> 42.5 - 45.0	206	2,77	1,19	119	3,03	1,00	156	2,92	1,17
	> 45.0 - 47.5				160	3,29	1,00	167	3,33	1,21
	> 47.5 - 50.0	159	3,25	1,21	183	3,49	1,00	149	3,40	1,22
	> 50.0 - 52.5	165	3,45	1,25	205	3,58	1,00	235	3,67	1,13
	> 52.5 - 55.0	199	3,63	1,09	235	3,87	1,00	211	3,68	1,13
	> 55.0 - 57.5	256	3,71	1,16	155	3,83	1,10	127	3,98	1,03
	> 57.5 - 60.0	128	3,84	1,07				41	3,90	1,09
	> 60.0	62	3,95	1,05						
Luftverkehrs- belastung dominant	> 40.5 - 42.5							223	3,58	1,11
	> 42.5 - 45.0	32	3,31	1,18	6	3,00	1,55	362	3,60	1,13
	> 45.0 - 47.5				78	3,01	1,10	406	3,82	1,10
	> 47.5 - 50.0	107	3,06	1,12	155	3,51	1,07	245	3,95	1,04
	> 50.0 - 52.5	171	3,57	1,06	188	3,61	1,14	107	3,89	1,13
	> 52.5 - 55.0	413	3,80	1,10	414	3,85	1,09	29	4,31	0,81
	> 55.0 - 57.5	457	3,84	1,09	536	3,94	1,06	5	3,80	1,64
	> 57.5 - 60.0	186	4,10	0,97						
	> 60.0	11	4,45	1,21						
Gesamt	> 40.5 - 42.5				918	2,59	1,16	312	3,34	1,22
	> 42.5 - 45.0	386	2,69	1,19	796	2,83	1,18	581	3,29	1,22
	> 45.0 - 47.5				561	3,14	1,17	770	3,41	1,25
	> 47.5 - 50.0	530	2,91	1,21	610	3,46	1,14	688	3,34	1,24
	> 50.0 - 52.5	774	3,14	1,22	560	3,60	1,15	801	3,25	1,26
	> 52.5 - 55.0	1.095	3,38	1,22	734	3,83	1,10	692	3,24	1,25
	> 55.0 - 57.5	1.227	3,49	1,21	698	3,91	1,07	615	3,24	1,21
	> 57.5 - 60.0	740	3,49	1,22				418	3,22	1,25
	> 60.0	125	3,82	1,15						

Anmerkung. *n* = Anzahl; *M* = Mittelwert; *SD* = Standardabweichung.

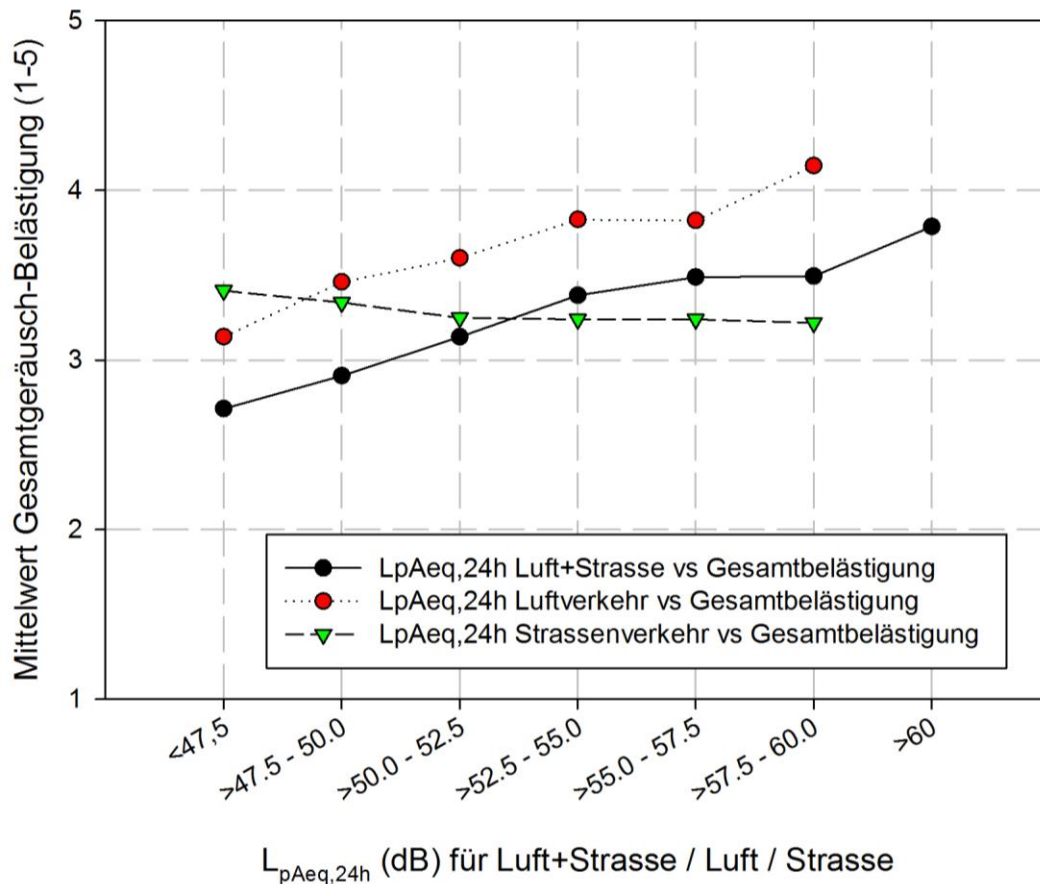


Abbildung 15-3. Gesamtbelästigung durch Luft- plus Straßenverkehrsgeräusche in Abhängigkeit vom 24-Stunden-Mittelungspegel für Luft- plus Straßenverkehr, nur Luft- und nur Straßenverkehr.

Abbildung 15-3 zeigt die Mittelwerte für die Gesamtlärm-Belästigung in der insgesamt ausgewogenen Substichprobe mit kombinierten Luft- und Straßenverkehrspegeln ($N = 4.877$). Ähnlich wie bei der Kombination Luft- und Schienenverkehr zeigt sich auch bei der Kombination Luft- und Straßenverkehr, dass die Gesamtlärm-Belästigung sowohl mit dem Pegel des Luftverkehrs als auch dem des energetisch summierten Gesamtverkehrs (hier: Luft- plus Straßenverkehr) steigt, nicht aber mit dem Straßenverkehrspegel - hier sinkt sie sogar tendenziell. Darüber hinaus ist die Gesamt-Lärmbelästigung bei allen Luftverkehrs-Pegeln höher als bei energetisch summierten Gesamtpegel mit vergleichbarer Pegelhöhe. Wir sehen bei der Kombination Luft- und Straßenverkehrsgeräuschen dasselbe Ergebnismuster wie bei der Kombination Luft- und Schienenverkehrsgeräuschen und ziehen daraus den Schluss, dass auch hier der Pegel der zweiten Quelle in der Kombination mit Luftverkehrsgeräuschen praktisch keine Bedeutung für das Gesamtlärm-Belästigungsurteil der Betroffenen hat. Dieser Eindruck kann differenziert werden, wenn das Dominanzverhältnis zwischen den beiden am Gesamtpegel beteiligten Verkehrsgeräuschpegeln in Rechnung gestellt wird:

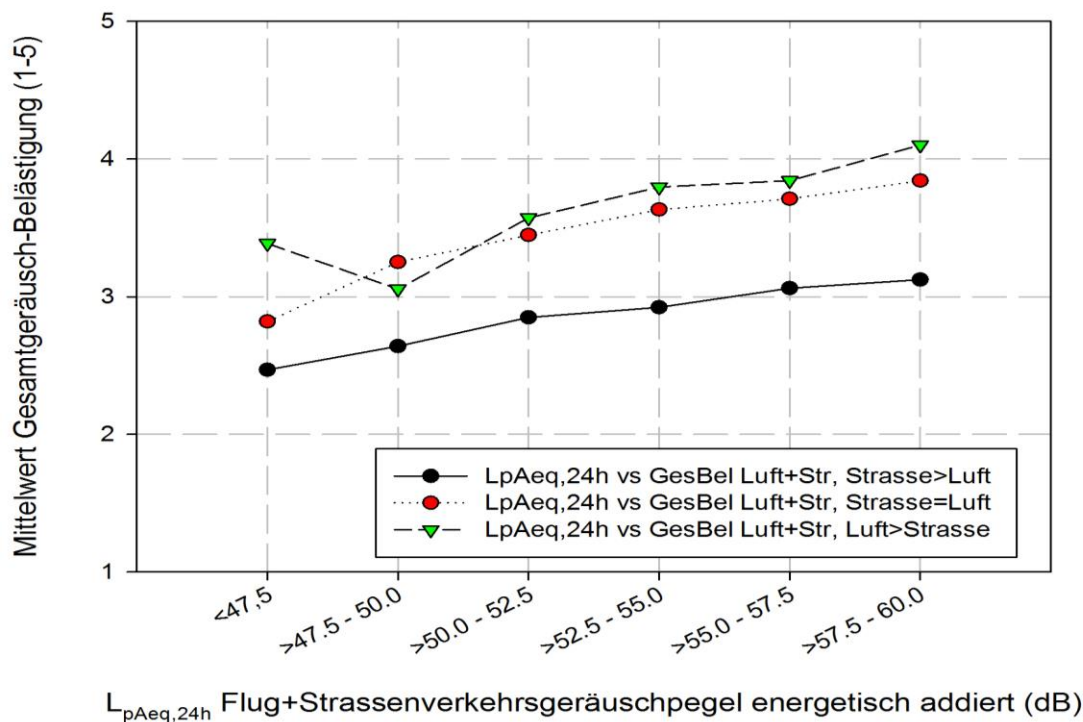


Abbildung 15-4. Gesamtlärmbelastigung durch Luft- und Straßenverkehrsgeräusche in Abhängigkeit von der akustischen Quellendominanz.

Anders als in der Kombination Luft- plus Schienenverkehrsgeräusche zeigt sich bei der Kombination Luft- plus Straßenverkehrsgeräusche auf den ersten Blick kein wesentlicher Unterschied der Gesamtlärm-Belastigung zwischen der Gruppe mit dominantem Luftverkehr und der Gruppe mit ähnlich hohen Geräuschpegeln bei Luft- und Straßenverkehr (Abbildung 15-4). Beide Gruppen zeigen ähnliche Mittelwerte der Gesamtgeräusch-Belastigung, jedoch sind die liegen diese insgesamt leicht unter denen der Gruppe mit dominantem Luftverkehr ab 50 dB etwas höher. Die Mittelwerte für die Gruppe mit dominantem Straßenverkehr sind auch hier ähnlich niedrig wie im Fall der Kombination Luft- plus Schienenverkehr bei dominantem Schienenverkehr. Die Varianzanalyse nach GLM ergibt hochsignifikante Unterschiede für beide Faktoren Pegel (Wald Chi-Quadrat = 192,87; $df = 6$; $p < 0,01$) und Dominanzstufe (Wald Chi-Quadrat = 201,81; $df = 2$; $p < 0,01$); die Interaktion zwischen Pegel und Dominanz wird statistisch signifikant (Wald Chi-Quadrat = 24,20; $df = 12$; $p = 0,019$). Diese Interaktion weist daraufhin, dass nicht nur das Dominanzverhältnis zwischen Straßen- und Luftverkehrspegel für die Gesamtlärm-Belastigung eine Rolle spielt, sondern auch die Frage, welche Pegel in welchem Dominanzverhältnis in den Gesamtpegel eingehen: Anders als in der Luft- plus Schienenverkehrsgeräusch-Kombination zeigt sich keine durchgängige Parallelität der Gesamt-Belastigungswerte bei allen Pegelstufen, sondern ein leichter Einbruch der Belastigungswerte bei der Pegelstufe > 47,5-50 dB im Fall der Fluglärm-Dominanz. Die Ursache dafür ist unklar.

15.3.4 Expositions- Wirkungsmodelle zur kombinierten Verkehrsgeräuschexposition durch Luft- und Straßenverkehr

Für den Vergleich der Expositions-Wirkungsbeziehung der dominierenden Belastungsquelle auf die Gesamtlärmbelastung in Abhängigkeit vom quellenspezifischen 24-Stunden-Mittelungspegel $L_{pAeq,24h}$ - durch Luft- und Straßenverkehr wurden verschiedene Modelle auf Basis des Verallgemeinerten Linearen Modells (GzLM) für

- den Grad der Gesamtlärmbelastung durch Luft- und Straßenverkehrsgeräusche im Wertebereich von 1 (überhaupt nicht gestört) bis 5 (äußerst gestört oder belastigt) und
- dem quellenspezifischen 24-Stunden-Mittelungspegel $L_{pAeq,24h}$ für Luft- plus Straßenverkehr zusammen (unter Berücksichtigung der Dominanz) oder getrennt

berechnet.

Die berechneten Basis- und erweiterten Modelle schließen die folgenden Einflussgrößen (Determinanten) ein:

Tabelle 15-22. Übersicht über die Modelle zur Gesamtbelastung durch Luft- und Straßenverkehrsgeräusche

Basismodell - LStr 1a	Erweitertes Modell - LStr1b
$L_{pAeq,24h}$ - Luft- plus Straßenverkehr	$L_{pAeq,24h}$ - Luft- plus Straßenverkehr
Dominanz der Belastungsquelle Luftverkehr	Dominanz der Belastungsquelle Luftverkehr
Dominanz der Belastungsquelle Straßenverkehr	Dominanz der Belastungsquelle Straßenverkehr
$L_{pAeq,24h}$ - Schienenverkehr	$L_{pAeq,24h}$ - Schienenverkehr
Befragungsmodus	Befragungsmodus
	Geschlecht
	Alter (quadratischer Term)
	Wohndauer
	Hauseigentum
	SWI
	Migration
	Lärmempfindlichkeit
	Luftverkehr = nützlich
	Luftverkehr = bequem
	Luftverkehr = umweltschädigend
	Straßenverkehr = nützlich
	Straßenverkehr = bequem
	Straßenverkehr = umweltschädigend
	Interaktion: Befragungsmodus*Alter

Neben dem Einfluss der Dominanz der Belastungsquelle wurde vergleichend der Einfluss der Einzelquellen (Luft- bzw. Straßenverkehrsgeräuschbelastung) gegenüber der kombinierten Gesamtgeräuschbelastung durch Luft- plus Straßenverkehr untersucht. Auch hier wurde der Grad der Gesamtgeräuschbelastung durch den Luft- und Straßenverkehr berechnet und die folgenden Einflussgrößen berücksichtigt:

Tabelle 15-23. Übersicht über die Modelle zur Gesamtbelastung durch Luft- plus Straßenverkehrslärm unter Einbezug der Einzelbelastung durch Luftverkehrs- bzw. Straßenverkehrspegel

Basismodell - LStr 2a	Erweitertes Modell - LStr2b
$L_{pAeq,24h}$ - Luftverkehr	$L_{pAeq,24h}$ - Luftverkehr
$L_{pAeq,24h}$ - Straßenverkehr	$L_{pAeq,24h}$ - Straßenverkehr
Interaktion: Luft*Straßenverkehr	Interaktion: Luft*Straßenverkehr
$L_{pAeq,24h}$ - Schienenverkehr	$L_{pAeq,24h}$ - Schienenverkehr
Befragungsmodus	Befragungsmodus
	Geschlecht
	Alter (quadratischer Term)
	Wohndauer
	Hauseigentum
	SWI
	Migration
	Lärmempfindlichkeit
	Luftverkehr = nützlich
	Luftverkehr = bequem
	Luftverkehr = umweltschädigend
	Straßenverkehr = nützlich
	Straßenverkehr = bequem
	Straßenverkehr = umweltschädigend
	Interaktion: Befragungsmodus*Alter

Insgesamt ergeben sich hieraus vier Modelle (2 Basismodelle und 2 Erweiterte Modelle):

Tabelle 15-24. AIC-Werte der Modelle zur Gesamtbelastung durch Luft- plus Straßenverkehr unter Einbezug der Einzelbelastung durch Luft- bzw. Straßenverkehrslärm

Nr.	Modell	AIC
LStr1	Basis	15.341,382
	Erweitert (Gesamtbelastung & Dominanz)	4.205,740
LStr2	Basis	15.200,115
	Erweitert (Einzelquellenbelastung & Interaktion)	4.150,066

Anmerkung. AIC = Akaike Informationskriterium.

Die Auswahl der Determinanten aller Wirkungsanalysen ist in Kapitel 8, Abschnitt 9.6.1 beschrieben. Für die Untersuchung des Einflusses der Dominanz der Belastungsquelle auf die Gesamtgeräuschbelastung durch Luft- und Straßenverkehr wurden zusätzlich die Faktoren "Dominanz: Luftverkehr" und "Dominanz: Straßenverkehr" (für die Modelle LStr1), respektive die Faktoren " $L_{pAeq,24h}$ - Luftverkehr" und " $L_{pAeq,24h}$ - Straßenverkehr", sowie deren Interaktion " $L_{pAeq,24h}$ - Luftverkehr*Straßenverkehr" (für die Modelle LStr2) in das jeweilige Modell eingeführt. Darüber hinaus wurde immer auch die Schienenverkehrsbelastung als Co-Determinante in die Modelle aufgenommen, um zu kontrollieren, dass nicht eine mögliche dritte Verkehrslärmbelastungsquelle als Einflussgröße unberücksichtigt bleibt.

Die Modelle wurden auf Basis der Verallgemeinerten linearen Modelle (GzLM) geprüft. Um zu gewährleisten, dass die Annahme der Linearität des Zusammenhangs zwischen einzelnen Determinanten und der Gesamtbelästigung gegeben ist, wurden die einzelnen Determinanten hinsichtlich ihrer Kurvenpassung geprüft. Die Prüfung der Kurvenpassung bestätigte die Aufnahme der Determinanten "Alter" als quadratischen Term in das Modell und wies darüber hinaus für alle weiteren Determinanten eine gleich hohe bzw. nur geringfügig (zwischen 0,001 und 0,004) schlechtere Varianzaufklärung für die Annahme als linearer Term in ein Modell aus. Daher wurden alle weiteren Determinanten als lineare Terme in die Regressionsgleichung aufgenommen.

Tabelle 15-25. Parameter der Regression für die Gesamtlärmbelästigung durch Luft-plus Straßenverkehrsgeräusche (Modelle 1a, b)

Parameter	a) Basis Modell							b) erweitertes Modell						
	B	SE	p	CI -	CI +	β	Bootstrap (B = 2.000)							
							B	SE	p	BCI -	BCI +	V.	β	
Konstanter Term	-0,07	0,24	0,78	-0,53	0,40	-0,03	-0,63	0,37	0,09	-1,36	0,10	0,01		
$L_{pAeq,24h}$ - Luft- plus Straße	0,07	0,00	**	0,06	0,08	0,22	0,07	0,01	**	0,06	0,08	0,00	0,23	
Dominanz: Luftverkehr	0,19	0,05	**	0,10	0,27	0,07	0,27	0,20	0,18	-0,12	0,66	0,00	0,10	
Dominanz: Straßenv.	-0,60	0,04	**	-0,69	-0,52	-0,24	-0,49	0,07	**	-0,62	-0,35	0,00	-0,20	
$L_{pAeq,24h}$ - Schiene	0,02	0,02	0,30	-0,02	0,07	0,02	0,00	0,05	1,00	-0,10	0,10	0,00	0,00	
Befragungsmodus	-0,01	0,02	0,75	-0,04	0,03	0,00	-0,04	0,03	0,18	-0,09	0,02	0,00	-0,03	
Geschlecht							0,02	0,03	0,56	-0,04	0,07	0,00	0,01	
Alter							-0,02	0,03	0,60	-0,08	0,05	0,00	-0,01	
Alter ²							-0,14	0,03	**	-0,19	-0,08	0,00	-0,11	
Wohndauer							0,02	0,04	0,64	-0,05	0,08	0,00	0,01	
Hauseigentum							0,08	0,03	0,01	0,02	0,14	0,00	0,06	
SWI							0,03	0,03	0,30	-0,03	0,10	0,00	0,03	
Migration							-0,06	0,03	0,05	-0,11	0,00	0,00	-0,05	
Lärmempfindlichkeit							0,37	0,03	**	0,31	0,43	0,00	0,30	
Luftverk. = nützlich							-0,20	0,03	**	-0,26	-0,13	0,00	-0,16	
Luftverk. = bequem							-0,03	0,03	0,44	-0,09	0,04	0,00	-0,02	
Luftverk. = umweltsch. ^a							-0,12	0,03	**	-0,18	-0,06	0,00	-0,10	
Straße. = nützlich							-0,03	0,03	0,33	-0,09	0,03	0,00	-0,02	
Straße = bequem							0,02	0,03	0,63	-0,05	0,07	0,00	0,01	
Straße. = umweltsch. ^a							-0,02	0,03	0,46	-0,08	0,04	0,00	-0,02	
B.-Modus * Alter							-0,02	0,03	0,52	-0,08	0,04	0,00	-0,02	
AIC	15.341,38						4.205,74							

Anmerkung. B = Regressionskoeffizient; SE = Standardfehler; p = Überschreitungswahrscheinlichkeit; p-Werte in roter Schrift verweisen auf einen statistisch nicht signifikanten Koeffizienten hin ($p > 0,05$); β = standardisierter Regressionskoeffizient; CI -/+ = untere/obere Grenze des 95 %-Wald-Konfidenzintervalls; BCI -/+ = untere/obere Grenze des 95 %-Bootstrap-Konfidenzintervalls mit B = 2.000 Bootstrap-Stichproben; V = Verzerrung; AIC = Akaike Informationskriterium, ^a: umweltschädigend: Bewertungsskala umkodiert, d. h. hohe Werte = positive Bewertung, ** $p < 0,01$.

Tabelle 15-26. Parameter der Regression für die Gesamtlärmbelastung durch Luft- plus Straßenverkehrsgeräusche (Modelle 2a, b)

Parameter	a) Basis Modell						b) erweitertes Modell						
							Bootstrap (B = 2.000)						β
	B	SE	p	CI -	CI +	β	B	SE	p	BCI -	BCI +	V.	
(Konstante)	3,25	0,02	**	3,21	3,28	-0,04	2,98	0,07	**	2,84	3,12	0,00	-0,25
$L_{pAeq,24h}$ - Luft	0,46	0,02	**	0,43	0,49	0,37	0,49	0,05	**	0,40	0,59	0,00	0,40
$L_{pAeq,24h}$ - Straße	-0,01	0,02	0,62	-0,04	0,02	-0,01	0,03	0,05	0,51	-0,07	0,13	0,00	0,03
$L_{pAeq,24h}$ - Luft * Straße	0,00	0,02	0,88	-0,03	0,03	0,00	-0,10	0,04	0,02	-0,18	-0,01	0,00	-0,08
$L_{pAeq,24h}$ - Schiene	0,01	0,02	0,81	-0,04	0,05	0,01	0,02	0,05	0,65	-0,08	0,12	0,00	0,02
Befragungsmodus	-0,01	0,02	0,71	-0,04	0,02	-0,01	-0,03	0,03	0,22	-0,09	0,02	0,00	-0,03
Geschlecht							0,02	0,03	0,55	-0,04	0,07	0,00	0,01
Alter							-0,03	0,03	0,39	-0,09	0,04	0,00	-0,02
Alter ²							-0,13	0,03	**	-0,18	-0,07	0,00	-0,10
Wohndauer							0,01	0,03	0,70	-0,05	0,08	0,00	0,01
Hauseigentum							0,08	0,03	0,01	0,02	0,14	0,00	0,06
SWI							0,04	0,03	0,25	-0,03	0,10	0,00	0,03
Migration							-0,07	0,03	0,02	-0,12	-0,01	0,00	-0,05
Lärmempfindlichkeit							0,36	0,03	**	0,31	0,42	0,00	0,29
Luftverk. = nützlich							-0,19	0,03	**	-0,25	-0,13	0,00	-0,15
Luftverk. = bequem							-0,03	0,03	0,40	-0,09	0,04	0,00	-0,02
Luftverk. = umweltsch. ^a							-0,11	0,03	**	-0,17	-0,05	0,00	-0,09
Straße. = nützlich							-0,05	0,03	0,10	-0,11	0,01	0,00	-0,04
Straße. = bequem							0,02	0,03	0,47	-0,04	0,08	0,00	0,02
Straße. = umweltsch. ^a							-0,04	0,03	0,19	-0,09	0,02	0,00	-0,03
B.-Modus * Alter							-0,02	0,03	0,58	-0,07	0,04	0,00	-0,01
AIC	15.200,12						4.150,07						

Anmerkung. B = Regressionskoeffizient; SE = Standardfehler; p = Überschreitungswahrscheinlichkeit; p-Werte in roter Schrift verweisen auf einen statistisch nicht signifikanten Koeffizienten hin ($p > 0,05$); β = standardisierter Regressionskoeffizient; CI -/+ = untere/obere Grenze des 95 %-Wald-Konfidenzintervalls; BCI -/+ = untere/obere Grenze des 95 %-Bootstrap-Konfidenzintervalls mit B = 2.000 Bootstrap-Stichproben; V = Verzerrung; AIC = Akaike Informationskriterium, ^a: umweltschädigend: Bewertungsskala umkodiert, d. h. hohe Werte = positive Bewertung.

Die multiplen Regressionsanalysen zur "Vorhersage" der Gesamt-Lärmbelastung allein durch Luft- und Straßenverkehrsgeräuschpegel zeigen in der ausgewogenen Substichprobe eine relativ geringe Varianzaufklärung, bzw. relativ hohe AIC-Werte. Insgesamt wurden vier Regressionsmodelle gerechnet, jeweils zwei Basismodelle ohne und zwei erweiterte Modelle mit personalen Moderatoren. Die Ergebnisse sind denen bei den Analysen in der Luft- plus Schienengeräuschpegel teilweise ähnlich:

1. Werden nur die beiden getrennten Quellenpegel für Luft- und Straßenverkehr sowie deren Interaktion plus Befragungsmodus und Straßenverkehrsgeräuschpegel (als mögliche Confounder) als Determinanten verwendet, bekommt der Luftverkehrspegel als einzige Größe ein hochsignifikantes Betagewicht (0,368 im standardisierten Modell)

- die anderen 4 Variablen werden nicht statistisch signifikant. Der AIC-Wert beträgt (gerundet) 15.200.
- 2. Wird der (energetisch addierte) Gesamt-Pegel für Luft- plus Straßenverkehr und die jeweiligen Dominanz-Variablen plus Befragungsmodus und Schienenverkehrspegel als Determinanten verwendet, so bekommt der Gesamtpegel ein statistisch hoch signifikantes standardisiertes Beta-Gewicht (0,217), und die beiden Dominanz-Variablen für Straßenverkehrsgeräusche (Beta = -0,243) und Luftverkehrsgeräusche (Beta = +0,067) werden ebenfalls hoch signifikant, wenngleich unterschiedlich hoch. Die beiden möglichen Confounder (Befragungsmodus und Schienenverkehrsgeräuschpegel) bleiben statistisch insignifikant. Der AIC-Wert beträgt (gerundet) 15.341, etwas höher als der im ersten Basismodell.
- 3. Interpretation: Beide Basis-Modelle zeigen eine relativ geringe Varianzaufklärung, jedoch hat das Modell, das Luft- und Straßenverkehrsgeräuschpegel getrennt als Determinanten benutzt, einen geringen Vorteil gegenüber dem Modell mit energetisch addiertem Gesamtgeräuschpegel plus Dominanz-Information. Insgesamt hat der Luftverkehrsgeräuschpegel eine größere Bedeutung als der Straßenverkehrsgeräuschpegel für die Vorhersage der Gesamtbelästigung durch Luft- und Straßenverkehrsgeräusche. Dabei spielt das akustische Dominanzverhältnis eine etwas größere Rolle als in den vergleichbaren Regressionsmodellen in der Stichprobe mit Flug- plus Schienenverkehrsgeräuschen.

Die multiplen Regressionsanalysen zur "Vorhersage" der Gesamt-Lärmbelästigung durch Luft- und Straßenverkehrsgeräuschpegel in Kombination mit personalen Variablen zeigen in der ausgewogenen Substichprobe eine deutlich höhere Varianzaufklärung, bzw. deutlich niedrigere AIC-Werte als die Basismodelle. In die erweiterten Modelle gingen neben den oben erwähnten Variablen zur Beschreibung der akustischen Belastung und möglichen Confoundern all jene Variablen ein, die auch in den statistischen Hauptanalysen des Moduls "Belästigung und Lebensqualität" verwendet werden. Hier sollen v.a. die Variablen Alter, Hauseigentum, Lärmempfindlichkeit und die Bewertungen des Luft- bzw. Schienenverkehrs hinsichtlich Nützlichkeit und Umweltschädigung erwähnt werden, weil sie in beiden Regressionsmodellen eine wichtige Rolle spielen.

1. Werden die beiden Quellenpegel für Luft- und Straßenverkehrsgeräusche (getrennt) sowie deren Interaktion plus Befragungsmodus und Schienenverkehrspegel (als mögliche Confounder) und personale Faktoren als Determinanten für die Gesamtlärm-Belästigung verwendet, ist die Varianzaufklärung am höchsten, bzw. das AIC am niedrigsten (gerundet: 4.150). Nur der Luftverkehrspegel wird statistisch hoch signifikant und bekommt ein hohes standardisiertes Betagewicht (0,396, $p < 0,001$). Die Interaktion zwischen Luft- und Straßenverkehrspegel ist nicht signifikant, und das standardisierte Betagewicht (-0,079; $p = 0,021$) ist niedrig. Das zweithöchste Betagewicht bekommt die Lärmempfindlichkeit (0,293), gefolgt von der Bewertung des Luftverkehrs als nützlich (-0,152), dem quadrierten Alter (-0,102), der Bewertung des Luftverkehrs als umweltschädigend (0,091) und

dem Hauseigentum (0,064). Alle genannten Betagewichte sind statistisch signifikant auf dem 1 %-Niveau. Die restlichen 13 Variablen leisten in dieser Kombination keinen statistisch signifikanten Beitrag.

2. Werden der (energetisch addierte) Gesamt-Pegel für Luft- und Straßenverkehr, die jeweiligen Dominanz-Variablen, der Befragungsmodus, Schienenverkehrsgeräuschpegel und personale Faktoren als Determinanten verwendet, so bekommt der Gesamtpegel das höchste standardisierte Beta-Gewicht (0,226), und auch die Dominanz-Variable für Straßenverkehrsgeräusche (-0,195) wird statistisch signifikant. Unter den übrigen Determinanten bekommen die Lärmempfindlichkeit (0,300), die Bewertung des Luftverkehrs als nützlich (-0,157), das quadrierte Alter (-0,110), die Bewertung des Luftverkehrs als umweltschädigend (-0,097) und das Hauseigentum (0,063) statistisch signifikante standardisierte Betagewichte. Der AIC-Wert beträgt (gerundet) 4.206.
3. Interpretation: Auch wenn AIC-Werte schwer vergleichbar sind, weisen die relativ niedrigen Werte in den erweiterten Modellen auf eine wesentlich größere Varianzaufklärung als in den entsprechenden Basismodellen hin. Auch in den erweiterten Modellen ist die Verwendung der Einzelpegel als Determinante der Gesamt-Lärmbelastigung erfolgreicher als die Verwendung des energetisch summierten Gesamt-Pegels; hier ist der Unterschied zwischen den beiden Modellarten jedoch nicht so deutlich wie bei der Kombination Luft- und Schienenverkehr. Unter den personalen Faktoren haben in beiden erweiterten Modellen die Lärmempfindlichkeit und die Bewertung des Luftverkehrs hohe Bedeutung.
4. Das Alter der Befragten spielt offenbar für die Gesamtgeräusch-Belastigung durch Luft- plus Straßenverkehrsgeräusche eine ähnliche Rolle wie bei der Kombination Luft- plus Schienenverkehrsgeräusche (s.o.).

15.4 Fazit aus den Untersuchungen zur kombinierten Verkehrsgeräusch-Exposition

Insgesamt zeigt sich, dass die Urteile der Befragten zur Gesamtgeräusch-Belastigung in beiden Substichproben sehr signifikant sowohl mit dem energetisch summierten Gesamtgeräusch-Pegel ($L_{pAeq,24h}$) als auch dem entsprechenden Einzelpegel für Luftverkehrsgeräusche allein korrelieren, während dies für die zweite Quelle (hier: Straßen- oder Schienenverkehrsgeräusch) nicht immer gilt. Die jeweilige zweite Quelle scheint nur dann eine entscheidende Rolle zu spielen, wenn in den Regressionsmodellen der energetisch summierte Gesamtgeräusch-Pegel zusammen mit der Dominanz-Information verwendet wird. Allerdings ist zu bemerken, dass die Varianzaufklärung der Gesamtgeräusch-Belastigung unter Berücksichtigung personaler Moderatoren wesentlich besser gelingt als allein unter Berücksichtigung akustischer Faktoren und Confounder (z. B.

Befragungsmodus). Auf den ersten Blick überraschend mag das Ergebnis erscheinen, dass die Gesamtgeräuschbelästigungs-Mittelwerte höher ausfallen, wenn der Luftverkehrsgeräuschpegel als Determinante benutzt wird, und nicht dann, wenn der Gesamtgeräusch-Pegel Determinante ist - zumindest, solange die Pegelverhältnisse zwischen den beiden jeweiligen Quellen nicht in der Auswertung berücksichtigt werden. Auch wenn ähnliche Ergebnisse schon in anderen Untersuchungen berichtet wurden, ist dieses "combined noise paradox" noch weitgehend rätselhaft. Unsere detaillierteren Auswertungen weisen jedoch darauf hin, dass die Höhe der Gesamtgeräusch-Belästigung auch davon abhängt, welche der beiden Quellen lauter (dominanter) ist: Im Fall der Luftverkehrsgeräusch-Dominanz ist die Gesamtgeräusch-Belästigung immer höher als im gegenteiligen Fall (wenn das Luftverkehrsgeräusch immer leiser ist als die jeweils andere Quelle). Wenn beide Quellen etwa gleich laut sind (gemessen am $L_{pAeq,24h}$), wird die Gesamtgeräusch-Belästigung nur im Fall der Luftverkehrs- plus Straßenverkehrsgeräusch-Kombination überwiegend durch den Luftverkehrsgeräusch-Pegel determiniert, während bei der Luftverkehrs- plus Schienenverkehrsgeräusch-Kombination beide Pegel eine wichtige Rolle spielen.

Es ist allerdings aus psychologischer Sicht naheliegender, das Rätsel des "combined noise paradox" nicht so sehr auf der Seite der Akustik zu suchen, sondern auf der Seite der Wirkungen - hier der Belästigung. Hierzu liegen die Überlegungen von Vos (1992) und Miedema (2004) vor, denen zufolge nicht der Pegel der lautesten Quelle für das Gesamt-Belästigungsurteil entscheidend ist, sondern die am stärksten belästigenden Einzel-Quelle, und bei den Verkehrsgeräuschquellen ist das üblicherweise der Luftverkehr. Weiterhin ist zu fragen, ob die Betroffenen bei der Skalierung der Gesamtgeräusch-Belästigung tatsächlich dasselbe Bezugssystem anwenden wie bei der Skalierung der Einzelquellen-Belästigung (vgl. Guski, 1997).

Wieviel Psychologie in den Urteilen zur Gesamtgeräusch-Belästigung steckt, zeigt sich u.a. darin, dass die Aufklärung der Varianz dieser Variable sehr viel besser gelingt, wenn personale Faktoren berücksichtigt werden. Das ist für die Belästigungsurteile bei Einzelgeräuschquellen seit Jahren bekannt und zeigte sich auch schon früher bei Geräuschquellen-Kombinationen (vgl. z. B. Champelovier et al., 2003). In unseren Teilstichproben sind es v.a. die Lärmempfindlichkeit und die Bewertung des Luftverkehrs als nützlich bzw. umweltschädigend, die einen starken Einfluss ausüben.

16 Sensitivitätsanalysen zur Response und zur Robustheit der Ergebnisse

16.1 Sensitivitätsanalysen II: Effekt der Anpassungsgewichtung der Panelstichprobe Rhein-Main bedingt durch Nonresponse und Panelmortalität

16.1.1 Querschnittsgewichtung

Es wurden für die einzelnen Teilstudien an den Flughäfen Frankfurt (FRA), Berlin-Brandenburg (BER), Köln/Bonn (CGN) und Stuttgart (STR) Querschnittsgewichte berechnet, mit denen eine Anpassung von Stichprobenverteilungen an die korrespondierenden Verteilungen in der Grundgesamtheit erfolgen soll (durch Nonresponse bedingte Anpassungsgewichtung). Als Hilfsvariablen fungierten das Alter, das Geschlecht und der Familienstand (im Folgenden auch: age, sex oder w1fam). Die Gewichtungen wurden getrennt nach Geräuschpegelklasse vorgenommen, so dass jede Geräuschpegelklasse als eigenständige Subpopulation zu begreifen ist.

Die entsprechenden Gewichte wurden mithilfe der sog. "maxentropy"-Prozedur in STATA (maximum entropy and minimum cross-entropy estimation) berechnet (vgl. Wittenberg 2010). Diese Prozedur ist nahezu identisch mit der SAS-Prozedur "Calmar" und liefert ähnliche Ergebnisse, wie das Raking-Verfahren (vgl. Bethlehem, Cobben & Schuten, 2011, p. 231; Kalton & Flores-Cervantes, 2003, p. 86). Diese Methode kommt mit den Randverteilungen aus, braucht also keine Zellenhäufigkeiten für die Merkmalskombinationen. Dafür liefert sie keine exakten, sondern nur ungefähre Anpassungen an die Grundgesamtheitsverteilungen der Hilfsvariablen.

Alle Querschnittsgewichte wurden pro Geräuschpegelklasse normiert, indem alle unnormierten Querschnittsgewichte durch das unnormierte arithmetische Mittel innerhalb der Geräuschpegelklasse dividiert wurden.⁹ Als Geräuschpegelklasse werden die Klassen des bei Stichproben verwendeten Geräuschpegels - an den Flughäfen für Luftverkehr bezeichnet. Es handelt sich dabei um das Maximum des Tages- und Nachtdauerschallpegels

⁹ Durch die Multiplikation der Gewichte mit einer Konstanten (Kehrwert des Mittelwerts) bleiben die Relationen zwischen den einzelnen Gewichten erhalten, so dass es sich um eine zulässige Transformation handeln.

$L_{pAeq,06-22h}$ und $L_{pAeq,22-06h}$. Im Folgenden wird aus Gründen der Vereinfachung nur von Geräuschpegelklasse gesprochen.

Durch die Normierung entspricht die Summe der Gewichte der Fallzahl innerhalb der Geräuschpegelklasse abzüglich der Personen, für die kein Gewicht geschätzt werden konnte (Missing bei mindestens einer der Variablen Alter, Geschlecht oder Familienstand). Für Letztere wurde das Gewicht schließlich auf den neutralen Wert 1 gesetzt.

16.1.2 Längsschnittgewichtung

In der Panelstudie Rhein-Main wurden zusätzlich Längsschnittgewichte berechnet (ebenfalls getrennt nach Geräuschpegelklasse). Dies wurde notwendig, da in der Wiederholungsbefragung Verlust an weiterer Teilnahmebereitschaft auftrat. Da angenommen wird, dass diese Ausfälle systematisch sind, sollen Längsschnittgewichte die daraus resultierende Verzerrung korrigieren. Es wurde auf folgende Variablen zurückgegriffen, die in der Prozedur als unabhängige Variablen fungieren: Alter, Geschlecht und der Familienstand. Zudem wurde beim Übergang von den Panelwellen 2011 auf 2012 sowie von 2012 auf 2013 der Scheuch-Winkler-Index (SWI) berücksichtigt. Für den SWI lagen keine verwertbaren Angaben des Statistischen Bundesamts vor, so dass dieser nicht als Gewichtungsfaktor bei den Querschnitterhebungen sowie der Initialbefragung verwendet werden konnte. Daher wurde mit dem Scheuch-Winkler-Index so verfahren, dass die bei der Initialerhebung 2011 hinterlassenen Angaben als Normwert für die nachfolgenden Panelbefragungen verstanden werden; in die Gewichtung für die Wellen 2012 und 2013 fließen also auch die für den SWI verwendeten Befragungsdaten aus 2011 ein, für die keine Referenzdaten des Statistischen Bundesamts (Destatis) vorliegen. Konkret bedeutet dies, dass die Panelwellen 2012 und 2013 hinsichtlich der relevanten Merkmale zu sozialem Status, Einkommen, Bildung und Beruf zwar an die Panelwelle 2011 angepasst wird, die Merkmale allerdings nicht an die Grundgesamtheit angepasst werden konnten.

Die Längsschnittgewichte wurden mit binär logistischen Regressionen der Teilnahme an der zweiten resp. dritten Welle auf die unabhängigen Variablen geschätzt. Die abhängige binäre Variable nahm somit den Wert 1 an, wenn eine Person an der zweiten resp. dritten Befragungsrunde teilnahm, 0, wenn Sie an der jeweils vorherigen Welle teilgenommen hat

und Missing, wenn beides nicht zutrifft¹⁰. Pro Geräuschpegelklasse wurde eine Regression für Welle t2 (2012) und eine für Welle t3 (2013) berechnet.

Die über die logistischen Regressionen geschätzten Wahrscheinlichkeiten sind somit zu interpretieren als Wahrscheinlichkeiten (propensities), eine Person in der zweiten bzw. dritten Welle zu befragen, unter der Bedingung der Teilnahme an der jeweils vorherigen Welle. Der Vorteil des Rückgriffs auf die logistische Regression liegt darin, dass diese Wahrscheinlichkeiten in Abhängigkeit ausgewählter Merkmale (Alter, Geschlecht, Familienstand, Scheuch-Winkler-Index) geschätzt werden können. Die inversen Wahrscheinlichkeiten sind folglich die Längsschnittgewichte.

Alle Längsschnittgewichte wurden pro Geräuschpegelklasse normiert, indem alle nicht normierten Längsschnittgewichte durch das nicht normierte arithmetische Mittel innerhalb der Geräuschpegelklasse dividiert wurden. Dadurch entspricht die Summe der Gewichte der Fallzahl innerhalb der Geräuschpegelklasse abzüglich der Personen, für die kein Gewicht geschätzt werden konnte (Fehlender Wert bei: Alter, Geschlecht oder Familienstand, Scheuch-Winkler-Index). Für Letztere wurde das Gewicht schließlich auf den neutralen Wert 1 gesetzt.

Die Gesamtgewichte für Welle t2 wurden berechnet, indem die Längsschnittgewichte für Welle t2 mit den korrespondierenden Querschnittsgewichten multipliziert wurden.

Für die Gesamtgewichte für Welle t3 wurden die Welle-3-Längsschnittgewichte mit den korrespondierenden Längsschnittgewichten für Welle t2 und mit den korrespondierenden Querschnittsgewichten multipliziert.

Solche einfachen Multiplikationen sind zulässig, da es keine logische Überschneidung zwischen den Gewichten gibt. Denn bei der Bildung der Längsschnittgewichte wird die Teilnahmewahrscheinlichkeit an einer Welle *unter der Bedingung der Teilnahme an der vorherigen Welle* geschätzt.

Die Gesamtgewichte wurden analog zum oben beschriebenen Verfahren normiert.

Zusätzlich wurden Kennzahlen für die Gewichte berechnet, welche Qualitätseinbußen durch die Verwendung der Gewichte quantifizieren. Denn ungewichtete Fälle unterliegen implizit einem konstanten Gewicht 1. Durch "echte Gewichtung" wird zusätzliche Varianz in

¹⁰ Das ist bei der Regression für Welle 3 der Fall, wenn eine Person ausschließlich an Welle 1 teilgenommen hat.

die Daten eingeführt, die sich belastend auf die Schätzung von Grundgesamtheitsparametern in statistischen Modellen niederschlagen kann. Diese (unerwünschte) Streuung der GewichtungsvARIABLEN lässt sich mithilfe des sog. "Variance Inflation Factor" ausdrücken. Dies ist der Faktor, um den sich der Standardfehler in Schätzverfahren gegenüber der nicht-gewichteten Variante erhöht (vgl. Kalton et al., 2003, S. 83).

Ebenfalls wird die effektive Stichprobengröße angegeben. Sie korrigiert die Fallzahlangabe im Falle einer Gewichtung, wenn die Fallzahl als Qualitätsmerkmal für statistische Schätzungen von Grundgesamtheitsparametern angegeben wird und dabei implizit ungewichtete Daten angenommen werden, die einer einfachen Zufallsstichprobe folgen. Im Vergleich mit den ursprünglichen Fallzahlen wird der effektive Fallzahl-Verlust sichtbar, der durch das Zurückgreifen auf Gewichte entsteht.

Nachfolgend werden die aus den Gewichtungen resultierenden Anpassungen für alle zehn Geräuschpegelklassen der Panelbefragung dargestellt, wobei jeweils die Referenzdaten des Statistischen Bundesamts für 2011 sowie gewichtete und ungewichtete Angaben für die Wellen 2011 bis 2013 in Prozentwerten ausgewiesen werden (Tabelle 16-1 bis Tabelle 16-10).

Tabelle 16-1. Für Luftverkehrsgeräuschpegelklasse "> 40,0 - 42,5 dB" (Maximum von $L_{pAeq,06-22h}/L_{pAeq,22-06h}$): Referenzdaten Destatis sowie ungewichtete und gewichtete Verteilungen für die bei der Gewichtung verwendeten Merkmale Alter, Geschlecht, Familienstand und Scheuch-Winkler-Index in Prozent

Pegelklasse > 40,0 - 42,5 dB Luftverkehr	Referenz- daten Destatis	Panelstichprobe Rhein-Main					
		Welle t1 (2011) ungewichtet	Welle t1 (2011) gewichtet	Welle t2 (2012) ungewichtet	Welle t2 (2012) gewichtet	Welle t3 (2013) ungewichtet	Welle t3 (2013) gewichtet
Alter							
bis u. 25	9,2	8,0	9,2	5,5	8,7	4,9	8,5
25 - u. 35	14,9	10,3	14,9	8,7	15,9	7,2	16,2
35 - u. 45	18,2	19,5	18,5	17,6	18,2	17,6	18,0
45 - u. 55	19,9	30,1	20,6	29,1	20,1	28,7	20,1
55 - u. 65	15,0	16,0	14,6	18,5	14,1	18,6	13,9
65 - u. 75	12,7	11,7	12,4	15,9	12,7	17,6	12,7
75 u. älter	10,1	4,5	9,8	4,7	10,3	5,4	10,6
Gesamt n=		1.097	1.097	529	529	387	387
Geschlecht							
männlich	48,6	45,5	48,3	46,5	49,0	48,1	49,3
weiblich	51,4	54,5	51,7	53,5	51,0	51,9	50,7
Gesamt n=		1.097	1.097	529	529	387	387
Familienstand							
ledig	27,5	22,8	27,5	17,1	28,4	15,1	30,0
verheiratet	56,3	68,6	56,3	74,1	55,0	75,6	54,0
verwitwet	7,5	4,0	7,5	4,3	7,5	4,8	7,6
geschieden	8,6	4,6	8,6	4,5	9,0	4,5	8,5
Gesamt n=		1.067	1.067	514	514	377	377
SWI							
niedrig		13,7	15,7	8,4	10,5	8,4	10,1
mittel	nicht vorhanden	43,7	43,8	40,2	42,2	41,6	45,8
hoch		42,6	40,5	51,4	47,3	50,0	44,1
Gesamt n=		1.073	1.074	512	510	382	382

Tabelle 16-2. Für Luftverkehrsgeräuschpegelklasse "> 42,5 - 45,0 dB" (Maximum von $L_{pAeq,06-22h}/L_{pAeq,22-06h}$): Referenzdaten Destatis sowie ungewichtete und gewichtete Verteilungen für die bei der Gewichtung verwendeten Merkmale Alter, Geschlecht, Familienstand und Scheuch-Winkler-Index in Prozent

Pegelklasse > 42,5 - 45,0 dB Luftverkehr	Referenz- daten Destatis	Panelstichprobe Rhein-Main					
		Welle t1 (2011) ungewichtet	Welle t1 (2011) gewichtet	Welle t2 (2012) ungewichtet	Welle t2 (2012) gewichtet	Welle t3 (2013) ungewichtet	Welle t3 (2013) gewichtet
<i>Alter</i>							
bis u. 25	9,3	8,1	9,5	4,6	9,5	4,3	9,7
25 - u. 35	17,3	11,8	17,1	9,7	17,0	7,7	17,3
35 - u. 45	18,7	17,6	18,8	17,7	18,6	17,1	18,1
45 - u. 55	18,9	28,6	19,7	28,6	19,7	29,1	19,8
55 - u. 65	14,3	14,7	14,1	17,2	14,0	18,9	14,3
65 - u. 75	12,0	12,5	11,7	13,8	11,9	13,9	11,3
75 u. älter	9,4	6,7	9,1	8,4	9,3	9,1	9,5
Gesamt n=		1.168	1.168	609	609	440	440
<i>Geschlecht</i>							
männlich	48,5	44,5	48,4	44,7	50,7	42,7	50,9
weiblich	51,5	55,5	51,6	55,3	49,3	57,3	49,1
Gesamt n=		1.168	1.168	609	609	440	440
<i>Familienstand</i>							
ledig	31,5	27,4	31,5	23,0	32,1	21,9	33,1
verheiratet	52,7	63,4	52,7	67,0	51,8	66,7	51,2
verwitwet	7,1	4,3	7,1	5,1	7,3	5,6	7,3
geschieden	8,7	4,9	8,7	4,9	8,8	5,8	8,4
Gesamt n=		1.128	1.128	591	591	430	430
<i>SWI</i>							
niedrig		12,6	14,1	7,4	9,3	7,7	9,1
mittel	nicht vorhanden	40,6	41,2	40,0	42,7	36,3	40,2
hoch		46,9	44,7	52,7	48,0	56,1	50,7
Gesamt n=		1.129	1.130	585	584	430	432

Tabelle 16-3. Für Luftverkehrsgeräuschpegelklasse "> 45,0 - 47,5 dB" (Maximum von $L_{pAeq,06-22h}/L_{pAeq,22-06h}$): Referenzdaten Destatis sowie ungewichtete und gewichtete Verteilungen für die bei der Gewichtung verwendeten Merkmale Alter, Geschlecht, Familienstand und Scheuch-Winkler-Index in Prozent

Pegelklasse > 45,0 - 47,5 dB Luftverkehr	Referenz- daten Destatis	Panelstichprobe Rhein-Main					
		Welle t1 (2011) ungewichtet	Welle t1 (2011) gewichtet	Welle t2 (2012) ungewichtet	Welle t2 (2012) gewichtet	Welle t3 (2013) ungewichtet	Welle t3 (2013) gewichtet
<i>Alter</i>							
bis u. 25	9,1	6,6	9,2	4,8	8,7	3,6	9,0
25 - u. 35	17,2	10,4	17,4	7,4	17,6	7,2	17,9
35 - u. 45	18,4	18,9	19,0	16,7	18,3	14,7	17,6
45 - u. 55	18,6	29,4	18,9	31,8	19,5	32,8	19,5
55 - u. 65	14,1	15,2	13,7	19,1	14,2	20,7	14,2
65 - u. 75	12,4	14,0	11,9	14,7	12,8	15,3	12,9
75 u. älter	10,2	5,5	9,8	5,5	9,0	5,7	8,8
Gesamt n=		1.088	1.088	544	544	387	387
<i>Geschlecht</i>							
männlich	48,4	47,1	48,4	45,8	47,2	46,3	49,1
weiblich	51,6	52,9	51,6	54,2	52,8	53,8	50,9
Gesamt n=		1.088	1.088	544	544	387	387
<i>Familienstand</i>							
ledig	31,5	26,3	31,5	24,1	29,9	21,5	28,5
verheiratet	52,3	63,8	52,3	66,4	54,6	68,7	55,5
verwitwet	7,4	4,1	7,4	3,4	6,7	4,0	6,9
geschieden	8,9	5,8	8,9	6,1	8,8	5,8	9,2
Gesamt n=		1.047	1.047	527	527	377	377
<i>SWI</i>							
niedrig		12,5	15,7	8,7	11,5	8,0	10,3
mittel	nicht vorhanden	39,9	40,5	38,5	39,1	38,1	37,8
hoch		47,6	43,8	52,8	49,4	53,9	52,0
Gesamt n=		1.050	1.050	528	528	373	371

Tabelle 16-4. Für Luftverkehrsgeräuschpegelklasse "> 47,5 - 50,0 dB" (Maximum von $L_{pAeq,06-22h}/L_{pAeq,22-06h}$): Referenzdaten Destatis sowie ungewichtete und gewichtete Verteilungen für die bei der Gewichtung verwendeten Merkmale Alter, Geschlecht, Familienstand und Scheuch-Winkler-Index in Prozent

Pegelklasse > 47,5 - 50,0 dB Luftverkehr	Referenz- daten Destatis	Panelstichprobe Rhein-Main					
		Welle t1 (2011) ungewichtet	Welle t1 (2011) gewichtet	Welle t2 (2012) ungewichtet	Welle t2 (2012) gewichtet	Welle t3 (2013) ungewichtet	Welle t3 (2013) gewichtet
Alter							
bis u. 25	10,2	7,6	10,1	5,9	11,4	5,1	12,3
25 - u. 35	18,2	13,8	18,6	12,0	18,4	8,7	18,5
35 - u. 45	17,5	17,1	17,9	16,1	17,5	14,1	16,6
45 - u. 55	18,2	26,9	18,3	28,0	18,3	31,7	18,2
55 - u. 65	13,8	14,3	13,6	16,4	12,9	16,4	13,0
65 - u. 75	12,1	14,5	11,8	15,9	11,6	18,4	12,0
75 u. älter	10,0	5,9	9,7	5,7	10,0	5,6	9,4
Gesamt n=		1.053	1.053	542	542	391	391
Geschlecht							
männlich	48,7	46,3	48,6	49,3	47,6	48,9	47,7
weiblich	51,3	53,7	51,4	50,7	52,4	51,2	52,3
Gesamt n=		1.053	1.053	542	542	391	391
Familienstand							
ledig	32,0	29,3	32,0	25,7	32,5	21,4	33,5
verheiratet	51,8	60,7	51,8	64,6	51,1	69,7	50,4
verwitwet	7,4	4,1	7,4	3,8	7,2	4,2	7,5
geschieden	8,8	5,9	8,8	5,9	9,2	4,8	8,6
Gesamt n=		1.024	1.024	526	526	379	379
SWI							
niedrig		16,5	18,8	7,9	11,7	7,0	12,5
mittel	nicht vorhanden	41,9	42,5	43,3	44,2	39,4	40,2
hoch		41,7	38,7	48,9	44,1	53,5	47,3
Gesamt n=		1.025	1.027	522	520	383	382

Tabelle 16-5. Für Luftverkehrsgeräuschpegelklasse "> 50,0 - 52,5 dB" (Maximum von $L_{pAeq,06-22h}/L_{pAeq,22-06h}$): Referenzdaten Destatis sowie ungewichtete und gewichtete Verteilungen für die bei der Gewichtung verwendeten Merkmale Alter, Geschlecht, Familienstand und Scheuch-Winkler-Index in Prozent

Pegelklasse > 50,0 - 52,5 dB Luftverkehr	Referenz- daten Destatis	Panelstichprobe Rhein-Main					
		Welle t1 (2011) ungewichtet	Welle t1 (2011) gewichtet	Welle t2 (2012) ungewichtet	Welle t2 (2012) gewichtet	Welle t3 (2013) ungewichtet	Welle t3 (2013) gewichtet
<i>Alter</i>							
bis u. 25	10,2	8,9	10,1	5,0	10,2	4,5	9,9
25 - u. 35	19,2	15,8	20,1	13,1	18,9	9,6	19,0
35 - u. 45	18,1	19,3	18,2	19,9	18,8	18,4	18,7
45 - u. 55	18,0	24,5	18,7	24,1	19,0	26,6	18,4
55 - u. 65	13,9	15,4	13,3	18,9	13,4	19,5	13,5
65 - u. 75	11,7	11,5	11,3	13,5	11,3	15,8	11,4
75 u. älter	8,8	4,6	8,4	5,6	8,5	5,7	9,0
Gesamt n=		933	933	503	503	354	354
<i>Geschlecht</i>							
männlich	49,7	49,2	49,4	48,5	48,8	47,7	49,3
weiblich	50,3	50,8	50,6	51,5	51,2	52,3	50,7
Gesamt n=		933	933	503	503	354	354
<i>Familienstand</i>							
ledig	32,0	31,6	32,0	26,3	32,5	24,6	32,9
verheiratet	52,2	58,5	52,2	61,7	51,5	63,2	50,1
verwitwet	6,8	3,3	6,8	4,0	7,0	3,8	7,2
geschieden	9,0	6,7	9,0	8,0	9,1	8,5	9,8
Gesamt n=		886	886	475	475	342	342
<i>SWI</i>							
niedrig		14,0	15,7	8,3	10,9	7,5	9,7
mittel	nicht vorhanden	42,7	42,5	41,3	43,6	35,7	39,6
hoch		43,3	41,7	50,4	45,4	56,8	50,7
Gesamt n=		907	907	482	480	345	345

Tabelle 16-6. Für Luftverkehrsgeräuschpegelklasse "> 52,5 - 55,0 dB" (Maximum von $L_{pAeq,06-22h}/L_{pAeq,22-06h}$): Referenzdaten Destatis sowie ungewichtete und gewichtete Verteilungen für die bei der Gewichtung verwendeten Merkmale Alter, Geschlecht, Familienstand und Scheuch-Winkler-Index in Prozent

Pegelklasse > 52,5 - 55,0 dB Luftverkehr	Referenz- daten Destatis	Panelstichprobe Rhein-Main					
		Welle t1 (2011) ungewichtet	Welle t1 (2011) gewichtet	Welle t2 (2012) ungewichtet	Welle t2 (2012) gewichtet	Welle t3 (2013) ungewichtet	Welle t3 (2013) gewichtet
Alter							
bis u. 25	9,7	6,8	9,7	4,6	9,8	4,2	9,8
25 - u. 35	17,4	12,5	17,6	8,5	17,6	8,1	17,7
35 - u. 45	17,9	17,1	18,2	15,2	18,8	13,1	19,4
45 - u. 55	18,5	28,3	18,7	30,6	19,0	30,9	18,8
55 - u. 65	14,7	16,0	14,5	19,2	14,2	20,9	13,8
65 - u. 75	12,1	13,7	12,0	16,4	11,5	17,3	11,4
75 u. älter	9,6	5,8	9,4	5,6	9,1	5,5	9,1
Gesamt n=		1.009	1.009	520	520	382	382
Geschlecht							
männlich	48,9	48,0	48,9	48,7	48,2	47,1	46,9
weiblich	51,2	52,0	51,1	51,4	51,8	52,9	53,1
Gesamt n=		1.009	1.009	520	520	382	382
Familienstand							
ledig	29,3	29,6	29,3	25,7	28,9	24,7	28,7
verheiratet	54,4	59,8	54,4	64,0	54,6	65,2	54,0
verwitwet	7,4	5,3	7,4	5,2	7,9	5,6	7,6
geschieden	8,9	5,3	8,9	5,2	8,7	4,6	9,7
Gesamt n=		979	979	505	505	373	373
SWI							
niedrig		14,1	16,5	9,5	13,4	10,0	15,2
mittel	nicht vorhanden	44,3	44,6	45,9	44,9	45,2	44,5
hoch		41,6	38,9	44,5	41,7	44,9	40,3
Gesamt n=		987	987	503	499	372	372

Tabelle 16-7. Für Luftverkehrsgeräuschpegelklasse "> 55,0 - 57,5 dB" (Maximum von $L_{pAeq,06-22h}/L_{pAeq,22-06h}$): Referenzdaten Destatis sowie ungewichtete und gewichtete Verteilungen für die bei der Gewichtung verwendeten Merkmale Alter, Geschlecht, Familienstand und Scheuch-Winkler-Index in Prozent

Pegelklasse > 55,0 - 57,5 dB Luftverkehr	Referenz- daten Destatis	Panelstichprobe Rhein-Main					
		Welle t1 (2011) ungewichtet	Welle t1 (2011) gewichtet	Welle t2 (2012) ungewichtet	Welle t2 (2012) gewichtet	Welle t3 (2013) ungewichtet	Welle t3 (2013) gewichtet
Alter							
bis u. 25	9,1	6,8	9,6	4,2	9,0	3,7	8,5
25 - u. 35	15,5	11,6	15,5	9,2	15,3	7,1	15,4
35 - u. 45	17,6	19,9	18,0	20,0	17,9	19,8	17,5
45 - u. 55	18,7	27,1	18,9	26,1	19,5	27,7	19,1
55 - u. 65	14,7	13,4	14,3	17,4	14,6	18,9	14,2
65 - u. 75	13,4	15,7	13,1	17,1	13,2	17,7	13,8
75 u. älter	11,0	5,5	10,7	6,0	10,5	5,1	11,6
Gesamt n=		1.161	1.161	620	620	434	434
Geschlecht							
männlich	48,4	46,0	48,2	46,1	46,9	44,0	47,8
weiblich	51,6	54,0	51,9	53,9	53,1	56,0	52,3
Gesamt n=		1.161	1.161	620	620	434	434
Familienstand							
ledig	27,4	24,3	27,4	19,1	26,9	17,5	27,3
verheiratet	55,5	67,3	55,5	73,0	56,6	75,0	56,0
verwitwet	8,5	3,3	8,5	3,3	7,9	3,3	8,2
geschieden	8,6	5,1	8,6	4,6	8,7	4,3	8,5
Gesamt n=		1.120	1.120	603	603	424	424
SWI							
niedrig		12,8	15,2	9,0	10,1	10,1	16,0
mittel	nicht vorhanden	47,6	48,0	46,9	50,1	43,1	43,1
hoch		39,6	36,8	44,1	39,8	46,9	40,9
Gesamt n=		1.129	1.130	601	598	418	419

Tabelle 16-8. Für Luftverkehrsgeräuschpegelklasse "> 57,5 - 60,0 dB" (Maximum von $L_{pAeq,06-22h}/L_{pAeq,22-06h}$): Referenzdaten Destatis sowie ungewichtete und gewichtete Verteilungen für die bei der Gewichtung verwendeten Merkmale Alter, Geschlecht, Familienstand und Scheuch-Winkler-Index in Prozent

Pegelklasse > 57,5 - 60,0 dB Luftverkehr	Referenz- daten Destatis	Panelstichprobe Rhein-Main					
		Welle t1 (2011) ungewichtet	Welle t1 (2011) gewichtet	Welle t2 (2012) ungewichtet	Welle t2 (2012) gewichtet	Welle t3 (2013) ungewichtet	Welle t3 (2013) gewichtet
Alter							
bis u. 25	9,5	7,2	9,8	4,7	9,3	4,0	9,2
25 - u. 35	15,2	9,2	15,3	7,5	15,4	5,0	15,4
35 - u. 45	17,9	15,5	18,1	15,2	17,8	15,6	17,9
45 - u. 55	19,0	30,1	19,0	30,5	19,3	30,0	19,3
55 - u. 65	14,4	17,8	14,1	19,7	14,1	21,9	14,1
65 - u. 75	13,3	13,3	13,1	15,2	13,5	16,1	13,6
75 u. älter	10,8	6,9	10,5	7,3	10,7	7,3	10,6
Gesamt n=		955	955	548	548	397	397
Geschlecht							
männlich	48,4	46,9	48,1	47,8	48,9	45,8	49,3
weiblich	51,6	53,1	51,9	52,2	51,1	54,2	50,7
Gesamt n=		955	955	548	548	397	397
Familienstand							
ledig	25,9	22,9	25,9	20,1	26,4	18,4	27,3
verheiratet	57,5	64,7	57,5	68,6	57,6	70,4	56,9
verwitwet	8,1	5,7	8,1	5,0	8,2	4,1	8,2
geschieden	8,5	6,7	8,5	6,3	7,8	7,1	7,6
Gesamt n=		929	929	538	538	392	392
SWI							
niedrig		17,1	19,0	12,4	14,2	11,9	13,3
mittel	nicht vorhanden	48,9	49,1	49,2	49,1	49,2	50,8
hoch		34,0	31,9	38,4	36,6	38,9	35,9
Gesamt n=		932	933	524	526	386	389

Tabelle 16-9. Für Luftverkehrsgeräuschpegelklasse "> 60,0 - 62,5 dB" (Maximum von $L_{pAeq,06-22h}/L_{pAeq,22-06h}$): Referenzdaten Destatis sowie ungewichtete und gewichtete Verteilungen für die bei der Gewichtung verwendeten Merkmale Alter, Geschlecht, Familienstand und Scheuch-Winkler-Index in Prozent

Pegelklasse > 60,0 - 62,5 dB Luftverkehr	Referenz- daten Destatis	Panelstichprobe Rhein-Main					
		Welle t1 (2011) ungewichtet	Welle t1 (2011) gewichtet	Welle t2 (2012) ungewichtet	Welle t2 (2012) gewichtet	Welle t3 (2013) ungewichtet	Welle t3 (2013) gewichtet
<i>Alter</i>							
bis u. 25	10,7	6,6	10,5	4,6	10,7	3,1	10,7
25 - u. 35	17,9	8,7	17,9	6,1	17,5	4,7	17,6
35 - u. 45	18,0	13,3	18,2	13,9	18,5	14,4	19,1
45 - u. 55	18,0	27,9	18,2	24,9	18,7	25,7	18,4
55 - u. 65	13,2	17,2	13,0	21,2	13,5	22,2	14,0
65 - u. 75	12,5	19,4	12,5	22,9	11,8	23,4	12,4
75 u. älter	9,8	6,9	9,7	6,4	9,4	6,6	8,0
Gesamt n=		609	609	345	345	257	257
<i>Geschlecht</i>							
männlich	48,8	51,2	49,1	49,6	50,4	49,0	50,5
weiblich	51,2	48,8	50,9	50,4	49,6	51,0	49,5
Gesamt n=		609	609	345	345	257	257
<i>Familienstand</i>							
ledig	23,6	17,4	23,6	14,7	23,4	12,3	23,5
verheiratet	59,5	72,6	59,5	76,8	59,2	80,2	60,6
verwitwet	8,1	4,2	8,1	3,8	7,9	3,6	6,5
geschieden	8,9	5,8	8,9	4,7	9,5	4,0	9,4
Gesamt n=		602	602	340	340	252	252
<i>SWI</i>							
niedrig		17,4	19,6	13,4	13,8	11,7	9,7
mittel	nicht vorhanden	48,5	49,7	46,5	51,0	50,2	51,2
hoch		34,1	30,7	40,1	35,2	38,2	39,1
Gesamt n=		602	602	329	330	249	252

Tabelle 16-10. Für Luftverkehrsgeräuschpegelklasse "> 62,5 - 65,0 dB" (Maximum von $L_{pAeq,06-22h}/L_{pAeq,22-06h}$): Referenzdaten Destatis sowie ungewichtete und gewichtete Verteilungen für die bei der Gewichtung verwendeten Merkmale Alter, Geschlecht, Familienstand und Scheuch-Winkler-Index in Prozent

Pegelklasse > 62,5 - 65,0 dB Luftverkehr	Referenz- daten Destatis	Panelstichprobe Rhein-Main					
		Welle t1 (2011) ungewichtet	Welle t1 (2011) gewichtet	Welle t2 (2012) ungewichtet	Welle t2 (2012) gewichtet	Welle t3 (2013) ungewichtet	Welle t3 (2013) gewichtet
Alter							
bis u. 25	12,5	7,0	12,4	2,8	12,9	1,3	11,1
25 - u. 35	13,9	7,0	13,8	6,5	13,6	6,3	15,1
35 - u. 45	15,6	10,5	15,5	10,3	15,1	10,1	15,1
45 - u. 55	19,0	26,9	19,5	31,8	20,1	35,4	19,7
55 - u. 65	14,4	24,6	14,3	27,1	14,7	27,9	15,1
65 - u. 75	14,1	18,7	14,0	17,8	13,6	16,5	13,5
75 u. älter	10,5	5,3	10,5	3,7	9,9	2,5	10,4
Gesamt n=		171	171	107	107	79	79
Geschlecht							
männlich	49,3	48,5	49,6	52,3	51,8	50,6	51,8
weiblich	50,7	51,5	50,4	47,7	48,2	49,4	48,2
Gesamt n=		171	171	107	107	79	79
Familienstand							
ledig	24,9	17,1	24,9	14,2	24,1	14,1	20,7
verheiratet	60,1	69,4	60,1	73,6	62,8	74,4	63,0
verwitwet	7,9	6,5	7,9	6,6	7,7	5,1	10,5
geschieden	7,1	7,1	7,1	5,7	5,3	6,4	5,8
Gesamt n=		170	170	106	106	78	78
SWI							
niedrig		22,5	24,2	13,5	15,2	9,6	10,9
mittel	nicht vorhanden	50,3	50,1	51,9	53,9	56,2	60,7
hoch		27,2	25,8	34,6	30,9	34,3	28,5
Gesamt n=		169	170	104	105	73	74

16.1.2.1 Interpretation / Schlussfolgerungen

Insgesamt gleicht die Gewichtung die Verteilung insbesondere bei der Panelwelle 2011 recht nah an die Referenzdaten lt. Destatis an. Bei den nachfolgenden Panelwellen korrigiert die Gewichtung in der Stichprobe unterrepräsentierte Gruppen zumeist nach oben und überrepräsentierte nach unten, so dass die gewichteten Daten i.d.R. deutlich näher an den Destatis-Referenzdaten liegen als an den ungewichteten Daten, auch wenn die Differenzen zu den Destatis-Angaben zumeist nicht vollständig kompensiert werden. Es gibt jedoch diverse Merkmale (Beispiele: Altersgruppen "35 - u. 45 Jahre", und "55 - u. 65 Jahre", männliches Geschlecht, Familienstand geschieden in der Geräuschpegelklasse "60-62,5 dB", Altersgruppe "75 und älter" in der Pegelklasse "40 - 42,5 dB"), bei denen die Gewichtung unterrepräsentierter Merkmale zu Werten führt, die geringfügig höher als die Destatis-Referenzdaten sind.

Hinsichtlich des SWI ist zu beachten, dass keine Referenzdaten des Statistischen Bundesamts vorliegen und der Index erst für die Anpassung der nachfolgenden Panelwellen 2012 und 2013 an die Initialbefragungen 2011 in die Gewichtung einbezogen wurde. Als Referenzdaten in diesem Sinne sind daher die gewichteten Daten der Panelwelle 2011 zu betrachten; die gewichteten Ergebnisse der nachfolgenden Panelwellen sollten näher an diesen Referenzdaten liegen als die ungewichteten Daten derselben Welle. Dies ist zumeist der Fall; allerdings führt z. B. in den Pegelklassen von "> 60 - 62,5 dB" und "> 62,5 - 65 dB" die Gewichtung zu einer Verbesserung der Anpassung von Alter, Geschlecht und Familienstand; nicht aber zur Verbesserung beim SWI.

Welche Effekte die vorgenommene Querschnitts- bzw. Längsschnittgewichtung der Stichproben auf die Ergebnisse hat, wird in den nachfolgenden Abschnitt am Beispiel der dritten Erhebungswelle des Rhein-Main-Panels beschrieben. Für diese Stichprobe sind durch die Gewichtungen sowohl eine Anpassung an Merkmalsverteilungen in der Population (Alter, Geschlecht, Familienstand) als auch Korrekturen von Verzerrungen durch Panelausfälle bezogen auf Alter, Geschlecht, Familienstand und Sozialstatus (SWI) vorgenommen worden. Für die Effektprüfung wurden Expositions-Wirkungsmodelle (erweiterte Modelle) zur Fluglärmelastung, berichteten, fluglärmbedingten Schlafstörungen und der psychischen als auch körperlichen Lebensqualität einmal mit ungewichteten und einmal mit den gewichteten Datensätzen der Panelerhebungswelle t3 (2013) gerechnet.

16.1.3 Effekt der Gewichtung der Panelstichprobe der dritten Erhebungswelle auf die Fluglärmelastung

Abbildung 16-1 zeigt den Grad der Fluglärmelastung in Abhängigkeit des Tagesmittelungspegels $L_{pAeq,06-22h}$, ermittelt mit gewichteten und ungewichteten Befragungsdaten. Insbesondere die Expositions-Wirkungsbeziehung in der letzten Erhebungswelle der Panelstudie kommt für eine etwaige Aktualisierung des Frankfurter Tagesindex FTI, der die Expositions-Wirkungsbeziehung zur Fluglärmelastung bezogen

auf den $L_{pAeq,06-22h}$ als Funktionsbestandteil enthält (Expertengremium 'Aktiver Schallschutz' des Forum Flughafen & Region, 2010), in Frage. Entsprechend wurde für die vergleichende Analyse mit gewichteten und ungewichteten Daten der Tagesmittelungspegel $L_{pAeq,06-22h}$ anstelle des 24-Stunden-Mittelungspegels als Variable der Luftverkehrsgeräuschexposition verwendet.

Die zugrundeliegenden Expositions-Wirkungsmodelle mit gewichteten und ungewichteten Daten zeigt Tabelle 16-11. Aus Abbildung und Tabelle geht hervor, dass durch die Gewichtung kaum eine Veränderung in der Expositions-Wirkungsbeziehung zur Fluglärmbelastung resultiert. Unterschiedliche Verläufe der linearen Beziehung (Abbildung 16-1) bewegen sich innerhalb der Konfidenzintervalle. Entsprechend zeigt Tabelle 16-11 kaum Unterschiede in den Einflussstärken (Regressionskoeffizienten B) - nicht nur für den $L_{pAeq,06-22h}$, sondern für alle Prädiktoren im Modell.

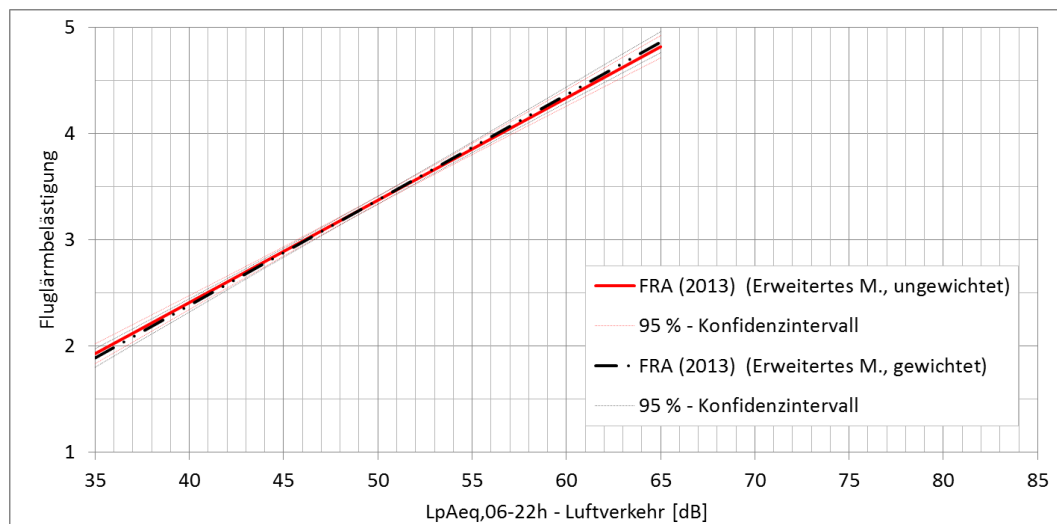


Abbildung 16-1. Expositions-Wirkungsbeziehungen zur Fluglärmbelastigung in Erhebungswelle t3 (2013) der Panelstudie Rhein-Main (FRA) mit ungewichteten und gewichteten Befragungsdaten.

Tabelle 16-11. Ergebnisse der Regressionsanalysen im Rahmen des GzLM (erweiterte Modelle) zur Fluglärmelastigung (5-stufige ICBEN-Skala) in der Erhebungswelle t3 (2013) des Rhein-Main Panels berechnet mit gewichteten und ungewichteten Daten

Parameter	Fluglärmelastigung (ungewichtet)						Fluglärmelastigung (gewichtet)					
	B	SE	p	CI -	CI +	β	B	SE	p	CI -	CI +	β
(Konstanter Term)	-1,44	0,15	**	-1,74	-1,14	0,00	-1,58	0,14	**	-1,86	-1,30	0,00
$L_{pAeq,06-22h}$ - Luft	0,10	0,00	**	0,09	0,10	0,46	0,10	0,00	**	0,09	0,10	0,47
Befragungsmodus	0,03	0,02	0,18	-0,01	0,07	0,02	0,02	0,02	0,24	-0,02	0,06	0,02
Geschlecht	-0,01	0,02	0,64	-0,05	0,03	-0,01	0,00	0,02	0,86	-0,04	0,03	-0,01
Alter	0,04	0,02	0,07	0,00	0,09	0,03	0,03	0,02	0,11	-0,01	0,07	0,03
Alter ²	-0,09	0,02	**	-0,14	-0,05	-0,07	-0,10	0,02	**	-0,14	-0,07	-0,08
Wohndauer	-0,02	0,02	0,43	-0,06	0,03	-0,01	-0,02	0,02	0,48	-0,06	0,03	-0,02
Hauseigentum	0,12	0,02	**	0,08	0,16	0,09	0,11	0,02	**	0,07	0,15	0,09
SWI	0,05	0,02	0,03	0,00	0,09	0,04	0,05	0,02	0,01	0,01	0,09	0,03
Migration	-0,01	0,02	0,50	-0,05	0,03	-0,01	0,00	0,02	0,95	-0,04	0,04	0,00
Lärmempfindlichk.	0,24	0,02	**	0,20	0,28	0,18	0,25	0,02	**	0,22	0,29	0,19
Luftverk. = nützlich	-0,18	0,02	**	-0,22	-0,14	-0,14	-0,19	0,02	**	-0,23	-0,15	-0,15
Luftverk. = bequem	-0,09	0,02	**	-0,13	-0,05	-0,07	-0,06	0,02	**	-0,10	-0,02	-0,05
Luftverk. = umweltschädig. ^a	-0,25	0,02	**	-0,29	-0,21	-0,19	-0,25	0,02	**	-0,29	-0,21	-0,20
$L_{pAeq,06-22h}$ - Straße	-0,03	0,02	0,08	-0,07	0,00	-0,02	-0,04	0,02	0,01	-0,08	-0,01	-0,03
$L_{pAeq,06-22h}$ - Schiene	-0,07	0,02	**	-0,11	-0,03	-0,05	-0,06	0,02	**	-0,10	-0,03	-0,04
B.-Modus * Alter	-0,03	0,02	0,28	-0,07	0,02	-0,02	-0,04	0,02	0,06	-0,07	0,00	-0,03
AIC	8.620,59						9.713,45					

Anmerkung. B = Regressionskoeffizient; SE = Standardfehler; p = Überschreitungswahrscheinlichkeit; p-Werte in roter Schrift weisen auf einen statistisch nicht signifikanten Regressionskoeffizienten hin ($p > 0,05$); β = Standardisierter Regressionskoeffizient; CI -/+ = untere/obere Grenze des 95 %-Wald-Konfidenzintervalls; AIC = Akaike Informationskriterium; ^a: umweltschädigend: Bewertungsskala umkodiert, d. h. hohe Werte = positive Bewertung, ** $p < 0,01$.

16.1.4 Effekt der Gewichtung der Panelstichprobe der dritten Erhebungswelle auf fluglärmbedingte Schlafstörungen

In Abbildung 16-2 ist der Grad der berichteten fluglärmbedingten Schlafstörungen in Abhängigkeit des Nachtmittelungspegels $L_{pAeq,22-06h}$ dargestellt. Die entsprechenden Expositions-Wirkungsmodelle mit gewichteten und ungewichteten Daten zeigt Tabelle 16-12. Aus Abbildung und Tabelle geht hervor, dass wie bei der Fluglärmelastung durch die Gewichtung kaum eine Veränderung in der Expositions-Wirkungsbeziehung zu den berichteten fluglärmbedingten Schlafstörungen resultiert. Unterschiedliche in der linearen Beziehung (Abbildung 16-2) bewegen sich innerhalb der Konfidenzintervalle. Entsprechend zeigt Tabelle 16-12 kaum Unterschiede in den Einflussstärken (Regressionskoeffizienten B) - sowohl für den $L_{pAeq,06-22h}$, als für auch die übrigen Prädiktoren im Modell.

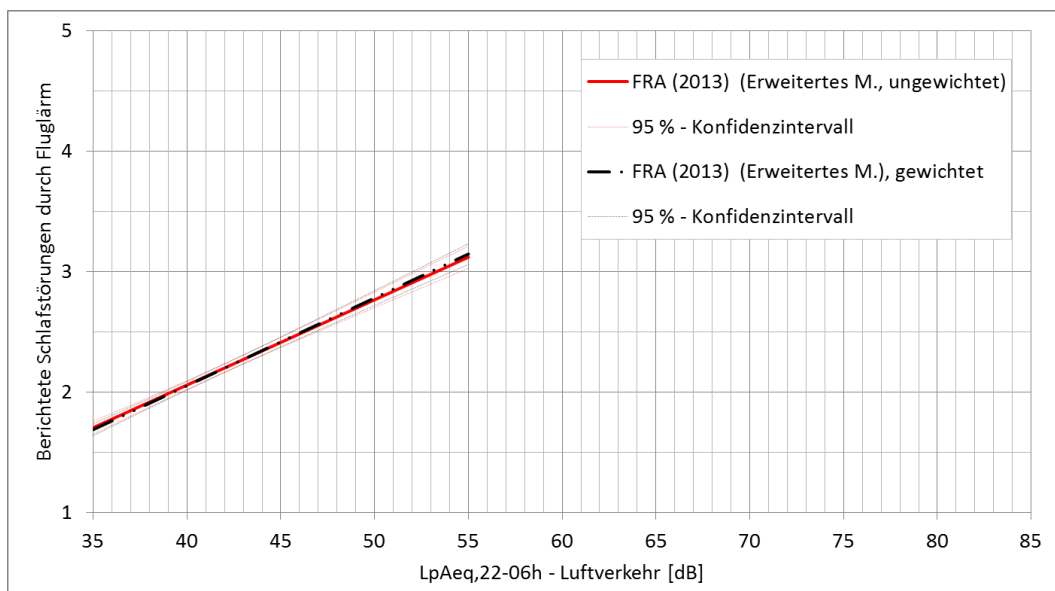


Abbildung 16-2. Expositions-Wirkungsbeziehungen zu berichteten fluglärmbedingten Schlafstörungen in Erhebungswelle t3 (2013) der Panelstudie Rhein-Main mit ungewichteten Befragungsdaten und nach Populationsmerkmalen gewichteten Daten.

Tabelle 16-12. Ergebnisse der Regressionsanalysen im Rahmen des GzLM (erweiterte Modelle) zu berichteten fluglärmbedingten Schlafstörungen in der Erhebungswelle t3 (2013) des Rhein-Main Panels berechnet mit gewichteten und ungewichteten Daten

Parameter	Fluglärmbedingte Schlafstörungen (ungewichtet)						Fluglärmbedingte Schlafstörungen (gewichtet)					
	B	SE	p	CI -	CI +	β	B	SE	p	CI -	CI +	β
(Konstanter Term)	-0,77	0,13	**	-1,03	-0,51	-0,01	-0,86	0,12	**	-1,10	-0,62	-0,01
$L_{pAeq,22-06h}$ - Luft	0,07	0,00	**	0,06	0,08	0,35	0,07	0,00	**	0,07	0,08	0,36
Befragungsmodus	-0,04	0,02	0,07	-0,09	0,00	-0,04	-0,03	0,02	0,22	-0,07	0,02	-0,02
Geschlecht	0,02	0,02	0,18	-0,01	0,06	0,02	0,04	0,02	0,02	0,01	0,07	0,03
Alter	-0,09	0,02	**	-0,13	-0,05	-0,07	-0,10	0,02	**	-0,14	-0,07	-0,09
Alter ²	-0,11	0,02	**	-0,15	-0,08	-0,09	-0,13	0,01	**	-0,15	-0,10	-0,10
Wohndauer	0,00	0,02	0,93	-0,04	0,05	0,00	0,01	0,02	0,54	-0,03	0,05	0,01
Hauseigentum	0,06	0,02	**	0,03	0,10	0,05	0,04	0,02	0,01	0,01	0,08	0,04
SWI	0,05	0,02	0,01	0,01	0,09	0,04	0,08	0,02	**	0,04	0,11	0,06
Migration	-0,02	0,02	0,22	-0,06	0,01	-0,02	-0,01	0,02	0,55	-0,04	0,02	-0,01
Lärmempfindlichk.	0,25	0,02	**	0,21	0,29	0,21	0,25	0,02	**	0,22	0,28	0,21
Luftv. = nützlich	-0,17	0,02	**	-0,22	-0,13	-0,15	-0,19	0,02	**	-0,23	-0,15	-0,16
Luftv. = bequem	-0,08	0,02	**	-0,12	-0,04	-0,06	-0,04	0,02	0,04	-0,07	0,00	-0,03
Luftv. = umweltschädig. ^a	-0,20	0,02	**	-0,23	-0,16	-0,16	-0,19	0,02	**	-0,22	-0,16	-0,16
$L_{pAeq,22-06h}$ - Straße	-0,06	0,02	**	-0,10	-0,03	-0,05	-0,08	0,02	**	-0,11	-0,05	-0,06
$L_{pAeq,22-06h}$ - Schiene	-0,02	0,02	0,32	-0,06	0,02	-0,02	-0,02	0,02	0,20	-0,06	0,01	-0,02
B.-Modus * Alter	-0,06	0,02	0,01	-0,10	-0,01	-0,05	-0,05	0,02	**	-0,09	-0,02	-0,04
B.-Modus * Luftv. = nützl.	0,03	0,03	0,23	-0,02	0,08	0,03	0,04	0,02	0,06	0,00	0,09	0,04
AIC	8.335,48						7.271,32					

Anmerkung. B = Regressionskoeffizient; SE = Standardfehler; p = Überschreitungswahrscheinlichkeit; p-Werte in roter Schrift weisen auf einen statistisch nicht signifikanten Regressionskoeffizienten hin ($p > 0,05$); β = Standardisierter Regressionskoeffizient; CI -/+ = untere/obere Grenze des 95 %-Wald-Konfidenzintervalls; AIC = Akaike Informationskriterium; ^a: umweltschädigend: Bewertungsskala umkodiert, d. h. hohe Werte = positive Bewertung.

16.1.5 Effekt der Gewichtung der Panelstichprobe der dritten Erhebungswelle auf die gesundheitsbezogene Lebensqualität (SF8)

Die Expositions-Wirkungsanalysen mit den Original-Stichprobendaten haben gezeigt, dass der Effekt der Luftverkehrsgeräuschexposition durch die Fluglärmbelastung vermittelt wird.

Entsprechend zeigt Abbildung 16-3 die Mittelwerte der Scores der psychischen und körperlichen Lebensqualität (MCS, PCS) in der Panelstichprobe der Erhebungswelle t3 (2013) in Abhängigkeit von Stufen der Fluglärmbelastung berechnet mit gewichteten und ungewichteten Befragungsdaten. Es zeigen sich keine deutlichen Unterschiede in den Ergebnissen. Sowohl anhand der gewichteten und ungewichteten Daten bleibt die Feststellung einer abnehmenden Lebensqualität mit zunehmender Fluglärmbelastung, die sich bei der psychischen Lebensqualität etwas deutlicher zeigt.

Die zugrundeliegenden Expositions-Wirkungsmodelle mit gewichteten und ungewichteten Daten zeigt Tabelle 16-13. Es zeigen sich auch hier nur geringfügige Unterschiede; die Einflussstärken (Regressionskoeffizienten B) weisen bei gewichteten und ungewichteten Daten gleiche Größenordnungen auf.

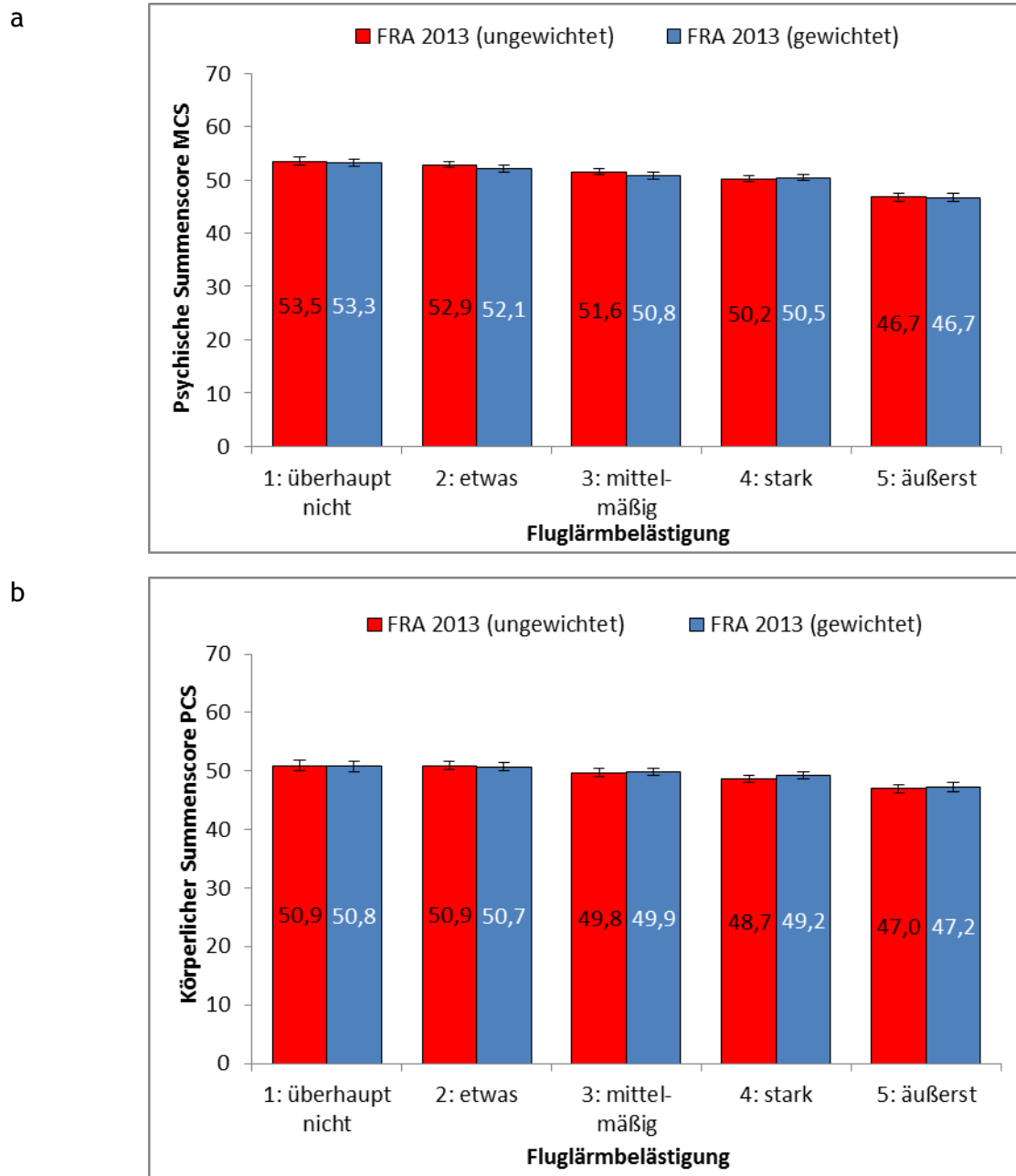


Abbildung 16-3. Psychische (MCS, a) und körperliche (PCS) Lebensqualität gruppiert nach Stufen der Fluglärmelastigung in Erhebungswelle t3 (2013) der Panelstudie Rhein-Main mit ungewichteten und gewichteten Befragungsdaten.

Tabelle 16-13. Ergebnisse der Regressionsanalysen im Rahmen des GzLM (erweiterte Modelle) zur gesundheitsbezogenen Lebensqualität (SF8) in der Erhebungswelle t3 (2013) des Rhein-Main Panels berechnet mit gewichteten und ungewichteten Daten

Parameter	Panel t3 (2013) - gewichtete Daten						Panel t3 (2013) - ungewichtete Daten					
	B	SE	p	CI -	CI +	β	B	SE	p	CI -	CI +	β
<i>Psychische Lebensqualität - MCS</i>												
(Konstanter Term)	48,79	1,46	**	45,86	51,58	0,02	48,26	1,36	**	45,60	50,92	0,02
$L_{pAeq,24h}$ - Luft	0,04	0,03	0,16	-0,02	0,10	0,03	0,05	0,03	0,05	0,00	0,11	0,04
Befragungsmodus	1,18	0,22	**	0,76	1,62	0,12	1,25	0,20	**	0,85	1,65	0,13
Geschlecht	-0,40	0,17	0,02	-0,74	-0,06	-0,04	-0,27	0,17	0,10	-0,60	0,05	-0,03
Alter (linear)	0,87	0,21	**	0,46	1,29	0,09	0,80	0,17	**	0,46	1,13	0,08
Wohndauer	0,06	0,20	0,75	-0,33	0,44	0,01	0,04	0,19	0,84	-0,33	0,41	0,00
Std. außer Haus (werktgs.)	0,43	0,20	0,04	0,02	0,83	0,05	0,58	0,19	**	0,20	0,96	0,06
Hauseigentum	0,54	0,17	**	0,19	0,87	0,06	0,55	0,16	**	0,23	0,87	0,06
Sozialstatus SWI	0,79	0,19	**	0,42	1,16	0,08	0,82	0,17	**	0,47	1,16	0,09
Migrationshintergrund	-0,27	0,16	0,10	-0,59	0,05	-0,03	-0,18	0,15	0,25	-0,48	0,13	-0,02
Lärmempfindlichkeit	-1,62	0,18	**	-1,97	-1,26	-0,17	-1,66	0,17	**	-2,00	-1,32	-0,17
Body-Maß-Index BMI	-0,49	0,20	0,01	-0,89	-0,11	-0,05	-0,12	0,18	0,50	-0,48	0,23	-0,01
Sport (Dauer pro Wo.)	0,71	0,17	**	0,39	1,05	0,08	0,67	0,16	**	0,35	0,99	0,07
$L_{pAeq,24h}$ Straße	-0,09	0,16	0,59	-0,40	0,23	-0,01	0,08	0,15	0,58	-0,22	0,39	0,01
$L_{pAeq,24h}$ Schiene	-0,26	0,17	0,13	-0,61	0,07	-0,03	-0,41	0,17	0,01	-0,74	-0,08	-0,04
Fluglärmbelastigung	-1,97	0,19	**	-2,35	-1,58	-0,21	-1,80	0,18	**	-2,16	-1,44	-0,19
AIC	20.984,89						23.521,76					
<i>Körperliche Lebensqualität - PCS</i>												
(Konstanter Term)	45,79	1,52	**	42,75	48,71	0,01	48,19	1,36	**	45,53	50,85	0,01
$L_{pAeq,24h}$ - Luft	0,05	0,03	0,07	-0,01	0,12	0,04	0,02	0,03	0,40	-0,03	0,08	0,02
Befragungsmodus	-0,12	0,18	0,49	-0,47	0,24	-0,01	-0,27	0,16	0,10	-0,59	0,05	-0,03
Geschlecht	-0,71	0,18	**	-1,05	-0,37	-0,07	-0,57	0,16	**	-0,89	-0,25	-0,06
Alter (linear)	-1,45	0,21	**	-1,87	-1,04	-0,15	-1,27	0,18	**	-1,62	-0,93	-0,13
Wohndauer	-0,19	0,21	0,35	-0,61	0,21	-0,02	-0,26	0,19	0,17	-0,65	0,12	-0,03
Std. außer Haus (werktgs.)	0,15	0,05	**	0,05	0,25	0,06	0,67	0,17	**	0,33	1,01	0,07
Hauseigentum	0,31	0,17	0,06	-0,02	0,63	0,03	0,25	0,15	0,10	-0,05	0,56	0,03
Sozialstatus SWI	0,77	0,19	**	0,41	1,14	0,08	0,97	0,17	**	0,64	1,30	0,10
Migrationshintergrund	0,05	0,16	0,78	-0,27	0,36	0,00	-0,20	0,15	0,18	-0,49	0,09	-0,02
Lärmempfindlichkeit	-0,96	0,18	**	-1,31	-0,61	-0,10	-1,10	0,17	**	-1,43	-0,78	-0,12
Body-Maß-Index BMI	-1,28	0,19	**	-1,65	-0,92	-0,14	-1,21	0,19	**	-1,57	-0,84	-0,13
Sport (Dauer pro Wo.)	1,46	0,18	**	1,11	1,80	0,15	1,52	0,16	**	1,20	1,84	0,16
$L_{pAeq,24h}$ Straße	-0,10	0,16	0,55	-0,41	0,22	-0,01	-0,04	0,15	0,77	-0,33	0,25	0,00
$L_{pAeq,24h}$ Schiene	-0,10	0,17	0,57	-0,45	0,24	-0,01	-0,14	0,17	0,39	-0,47	0,18	-0,02
Fluglärmbelastigung	-1,24	0,20	**	-1,62	-0,84	-0,13	-0,76	0,18	**	-1,12	-0,40	-0,08
AIC	20.975,71						23.388,44					

Anmerkung. B = Regressionskoeffizient; SE = Standardfehler; p = Überschreitungswahrscheinlichkeit; rot markierte p-Werte weisen auf einen statistisch nicht signifikanten Regressionskoeffizienten hin ($p > 0,05$); β = Standardisierter Regressionskoeffizient; CI -/+ = untere/obere Grenze des 95 %-Wald-Konfidenzintervalls; AIC = Akaike Informationskriterium, ** $p < 0,01$.

16.1.6 Fazit zum Effekt der Gewichtung der Panelstichprobendaten

Durch die Querschnittsgewichtung erfolgte in der Panelstichprobe und den Vergleichsstichproben an den übrigen Flughäfen eine Anpassung an die Populationsverteilung der demografischen Variablen Alter, Geschlecht und Familienstand. Darüberhinaus wurde eine Längsschnittgewichtung in der Panelstichprobe für die Wellen t2 (2012) und t3 (2013) für die drei genannten Variablen und zusätzlich für den Sozialstatus-Index SWI durchgeführt, um Verzerrungen durch Ausfälle im Panel zu korrigieren. Die Gewichtung erfolgte pro 2,5-dB-Klasse des Luftverkehrsgeräuschpegels (an den Flughäfen FRA und BER), welcher bei der geschichteten Zufallsstichprobenziehung als Schichtungsmerkmal verwendet wurde - der Maximalwert des $L_{pAeq,06-22h}$ und $L_{pAeq,22-06h}$. An den Flughäfen CGN und STR erfolgte die Gewichtung pro 5-dB-Geräuschpegelklasse, da genauere Daten bei Ziehung nicht zur Verfügung standen.

Mit der Gewichtung gelang eine gute, wenn auch nicht vollständige Angleichung an die Populationsdaten der zur Gewichtung verwendeten Merkmale sowie zusätzlich in der Panelstudie eine Anpassung der SWI-Verteilung in der dritten Erhebungswelle an die Verteilung in der ersten Welle (Populationsdaten standen für die Elemente des SWI, Bildung, Beruf und Haushaltseinkommen, nicht zur Verfügung).

Die Gewichtung erfolgte anhand von Personenmerkmalen, die sich in Sensitivitätsanalysen für die Expositions-Wirkungsanalysen als Confounder erwiesen haben, das heißt, sie sind über die Pegelklassen unterschiedlich verteilt und mit den Zielvariablen Lärmbelästigung, Schlafstörungen und/oder gesundheitsbezogener Lebensqualität assoziiert.

Die in diesem Kapitel gezeigten Ergebnisse der Expositions-Wirkungsanalysen mit gewichteten und ungewichteten Daten der dritten Erhebungswelle in der Rhein-Main-Panelstudie zeigen allerdings, dass sich die Beziehung zwischen der Luftverkehrsgeräuschexposition und den Zielvariablen kaum ändert. Die Unterschiede bewegen sich innerhalb des Konfidenzintervalls der Modelle und entsprechen einem Wirkungsunterschied von deutlich unter 1 dB im betrachteten Mittelungspegel (je nach Zielvariable Tages-, Nacht- und 24-Stunden-Mittelungspegel). Dies rechtfertigt die Verwendung der ungewichteten Original-Stichprobendaten in den Expositions-Wirkungsanalysen.

Deshalb gilt für den *ganzen* Bericht: Alle Expositions-Wirkungs-Analysen wurden mit originalen, d.h. ungewichteten Daten vorgenommen.

16.2 Sensitivitätsanalysen III: Vergleich der Expositions-Wirkungsbeziehungen der Teilnehmenden aller Erhebungswellen mit der vollen Teilnehmerzahl pro Erhebungswelle in der Panelstudie Rhein-Main

16.2.1 Gegenstand der Vergleichsanalysen in der Panelstichprobe Rhein-Main

Die Panelstudie Rhein-Main umfasst drei Erhebungswellen, eine Welle vor Eröffnung der NW-Bahn in 2011, eine Welle im 1. Jahr nach der Eröffnung in 2012 und eine Welle im 2. Jahr nach der Eröffnung in 2013. Der Stichprobenumfang umfasst in der ersten Welle 9.244 Personen, in der 2. Welle 4.867 Personen und in der 3. Welle 3.508 Personen.

Der zeitliche Vergleich der Fluglärmwirkungen über die drei Erhebungswellen sowie der Vergleich zwischen den Flughafenstandorten erfolgt in dieser Studie mit den Panelteilnehmenden, die an allen Erhebungswellen teilgenommen haben, also mit 3.508 Teilnehmenden.

Gegenstand der in diesem Abschnitt dargestellten Sensitivitätsanalyse ist die Prüfung, ob und wie sich die Expositions-Wirkungsbeziehungen zur Fluglärmbelästigung, den fluglärmbedingten Schlafstörungen und der gesundheitsbezogenen Lebensqualität ändern, je nachdem, ob man die Gesamtzahl der an der ersten bzw. zweiten Erhebungswelle teilnehmenden Personen oder die an allen Panelwellen teilnehmenden Personen in die Analysen einbezieht. Damit wird geprüft, in welchem Maße die Panelausfälle in den Jahren 2012 und 2013 die Ergebnisse der Expositions-Wirkungsanalysen beeinflussen.

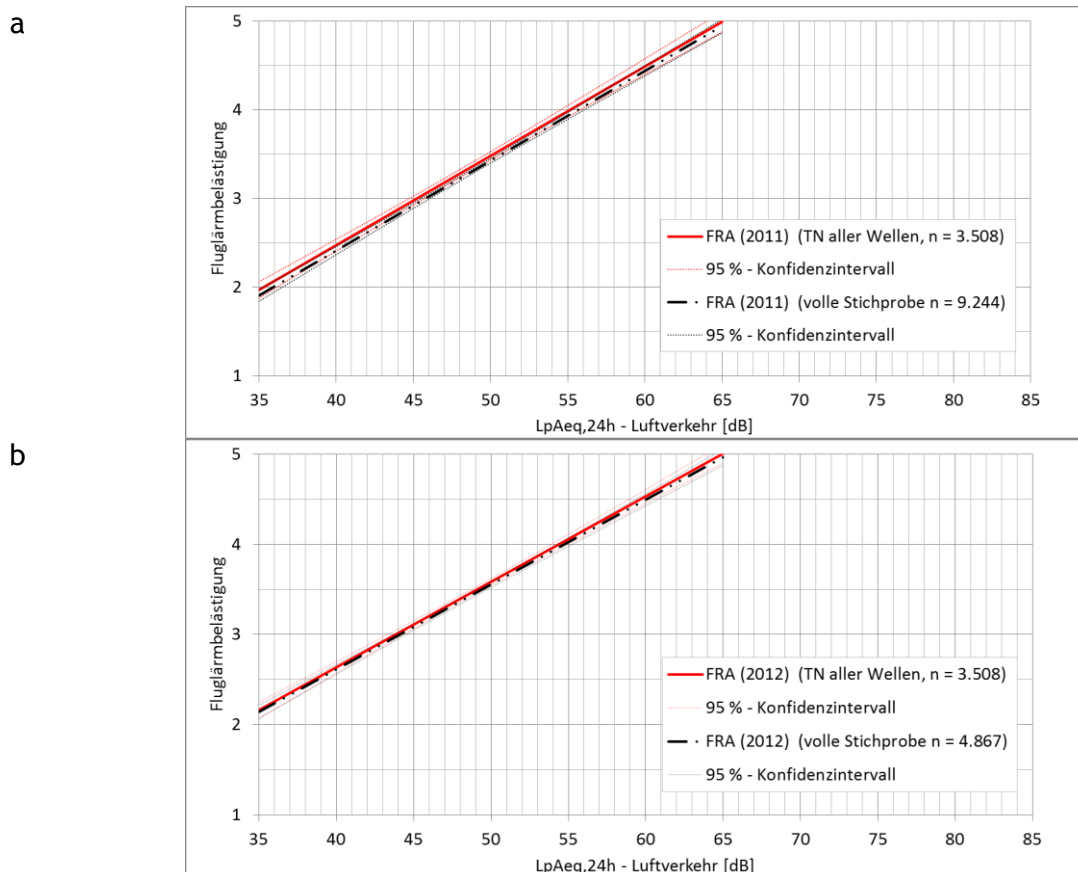
Hierzu wurden die erweiterten Modelle zur Fluglärmbelästigung, fluglärmbedingten Schlafstörungen und den beiden SF8-Lebensqualitätsscores MCS und PCS mit dem vollen Stichprobenumfang der Panelwelle t1 und t2, sowie mit der Subgruppe der an allen Erhebungswellen teilnehmenden Personen gerechnet. Die Ergebnisse dieser linearen Regressionsmodelle sind im Anhang 10 aufgeführt, die daraus abgeleiteten Expositions-Wirkungsbeziehungen sind in den Diagrammen im nachfolgenden Abschnitt 16.2.2 dargestellt.

16.2.2 Einfluss von Ausfällen im Rhein-Main Panel auf die Expositions-Wirkungsbeziehungen zur Fluglärmbelästigung, zu Schlafstörungen und zur gesundheitsbezogenen Lebensqualität

Die nachfolgenden Diagramme zeigen für die Zielvariablen

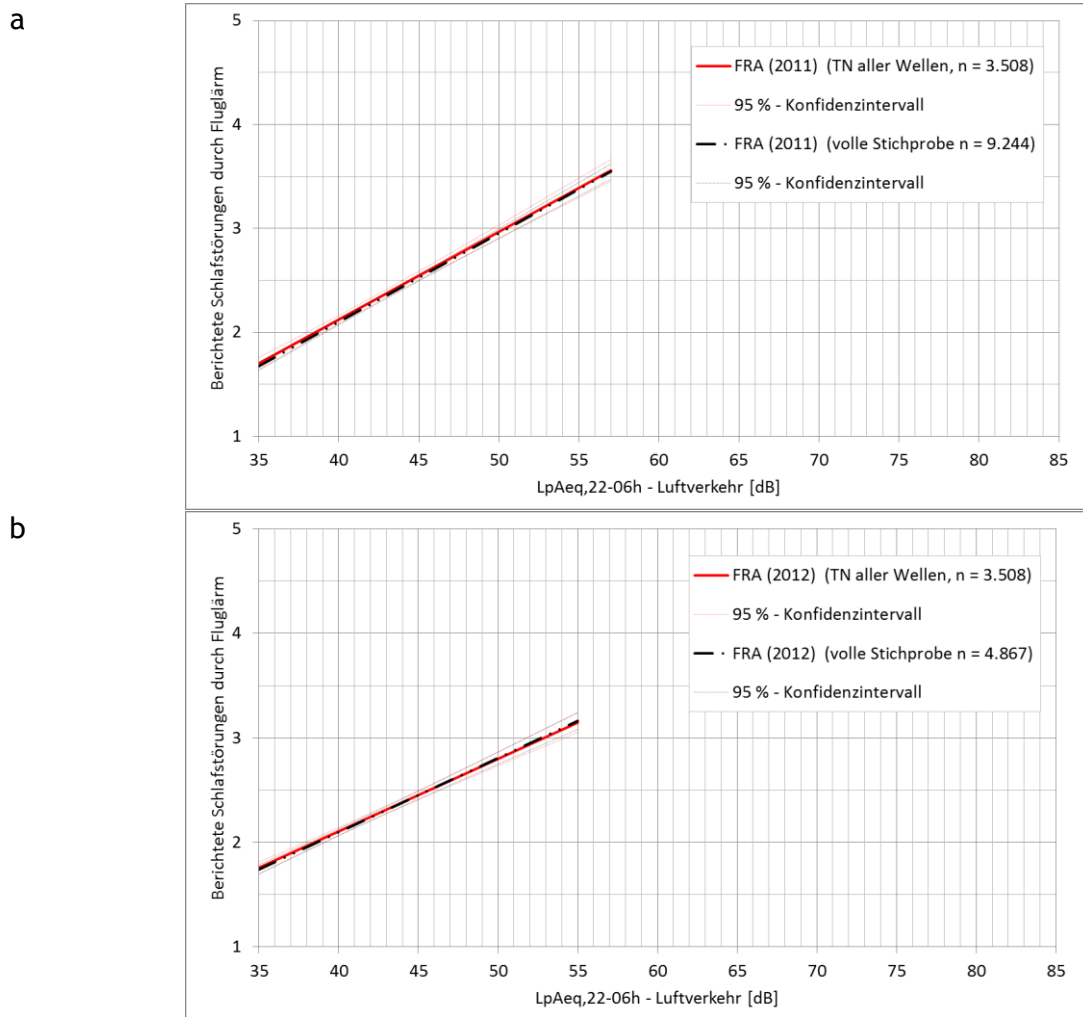
- Fluglärmbelästigung;
- berichtete fluglärmbedingte Schlafstörungen;
- gesundheitsbezogene Lebensqualität (psychische, körperliche)

die Ergebnisse der Expositions-Wirkungsanalysen für die Erhebungswellen 2011 und 2012 der Panelstudie Rhein-Main. Die Analysen wurden einmal mit dem jeweils vollen Stichprobenumfang der jeweiligen Erhebungswelle sowie mit denjenigen Personen aus der Stichprobe, die bis zuletzt im Panel verblieben sind, berechnet. Unterscheiden sich die resultierenden Expositions-Wirkungsbeziehungen, dann spricht dies dafür, dass systematische Panelausfälle die Ergebnisse verzerren.



Anmerkung. Modelle adjustiert nach Befragungsmodus, Geschlecht, Alter, Wohndauer, Hauseigentum, SWI, Migration, Lärmempfindlichkeit, Bewertung Luftverkehr als nützlich, bequem, umweltschädigend, $L_{pAeq,24h}$ - Straßenverkehr, $L_{pAeq,24h}$ - Schienenverkehr, Interaktion Modus * Alter.

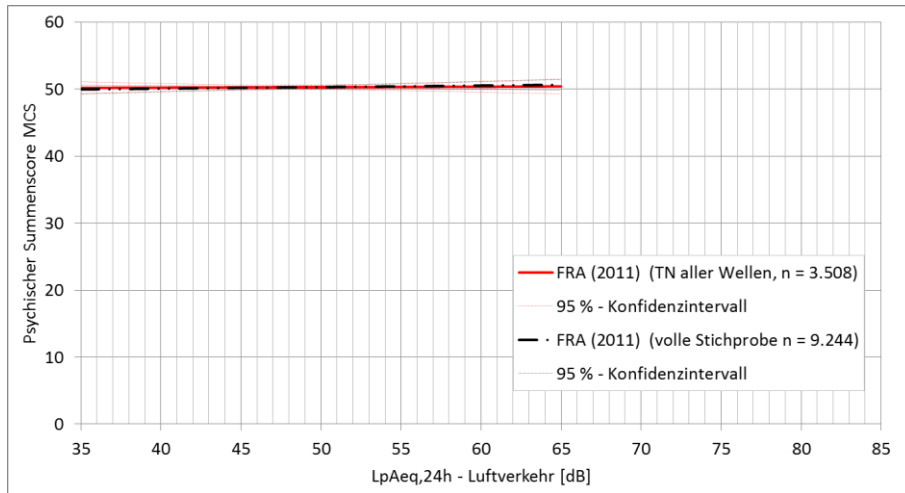
Abbildung 16-4. Expositions-Wirkungsbeziehungen zur Fluglärmbelästigung in der ersten (a: 2011) und zweiten (b: 2012) Panelwelle am Flughafen Frankfurt (FRA) im Vergleich.



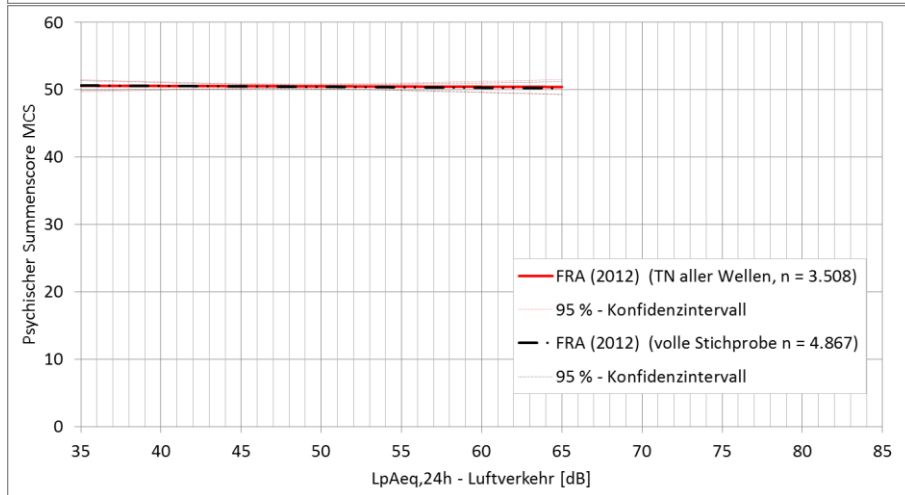
Anmerkung. Modelle adjustiert nach Befragungsmodus, Geschlecht, Alter, Wohndauer, Hauseigentum, SWI, Migration, Lärmempfindlichkeit, Luftverkehr bewertet als nützlich, bequem, umweltschädigend, $L_{pAeq,24h}$ jeweils für Straßenverkehr und Schienenverkehr, Interaktionen Modus * Alter und Modus * Attribut "Luftverkehr = nützlich".

Abbildung 16-5. Expositions-Wirkungsbeziehungen zu berichteten fluglärmbedingten Schlafstörungen am Flughafen Frankfurt (FRA): (a) 2011, (b) 2012.

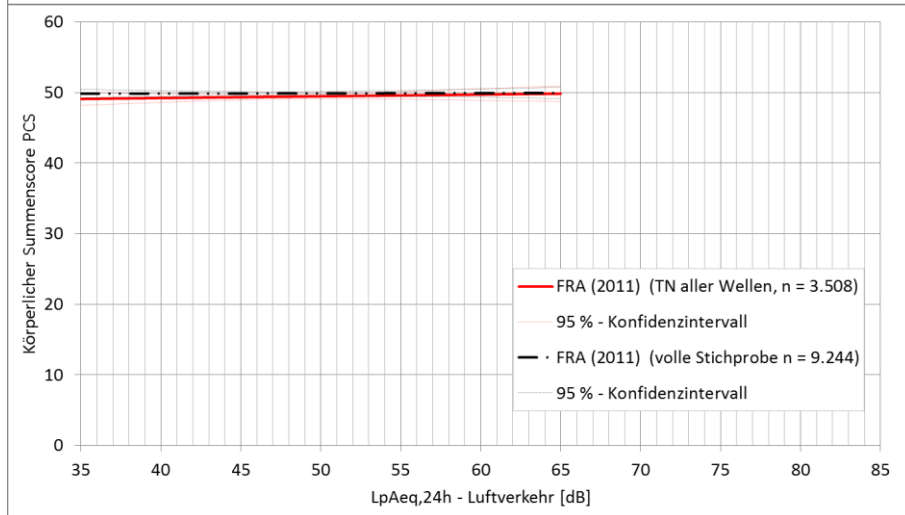
a



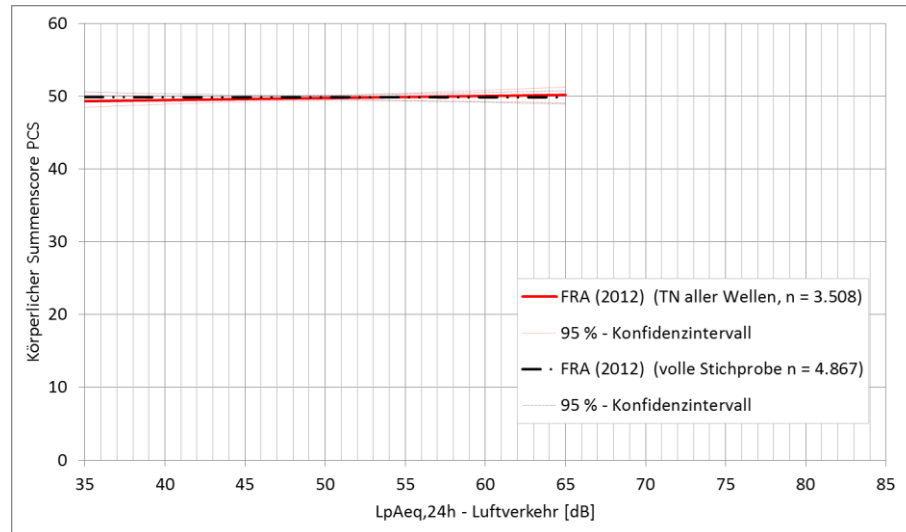
b



c



d



Anmerkung. Modelle adjustiert nach Luftverkehr, Befragungsmodus, Geschlecht, Alter, Wohndauer, Stunden außer Haus, Hauseigentum, SWI, Migrationshintergrund, Lärmempfindlichkeit, BMI, Dauer Sport pro Woche, $L_{pAeq,24h}$ für Straßenverkehrslärm, $L_{pAeq,24h}$ für Schienenverkehrslärm, Fluglärmelastigung. Teilnehmende aller Erhebungswellen ($n = 3.508$).

Abbildung 16-6. Beziehung zwischen psychischer (MCS) bzw. körperlicher Lebensqualität (PCS) und $L_{pAeq,24h}$ - Luftverkehr am Flughafen Frankfurt (FRA): (a) MCS, 2011, (b) MCS, 2012, (c) PCS, 2011, (d) PCS, 2012.

Die in Abbildung 16-4 bis Abbildung 16-6 dargestellten Expositionswirkungsbeziehungen zeigen, dass sich im Detail Unterschiede in der Ausprägung der Wirkungen ergeben, die Differenzen aber minimal sind. Die für jeweils beide Stichprobenvarianten aus den Regressionsanalysen abgeleiteten Expositions-Wirkungslinien liegen vollständig innerhalb der Konfidenzintervalle der Modelle. Die aus der Gruppe der an allen Panelwellen teilnehmenden Personen ermittelten Expositions-Wirkungsbeziehungen für die Fluglärmelastigung, Schlafstörungen und berichtete Lebensqualität gelten bis auf Abweichungen an dritter Dezimalstelle in der Intensität der erhobenen Wirkung auch für die Gesamtgruppe der Erhebungswelle.

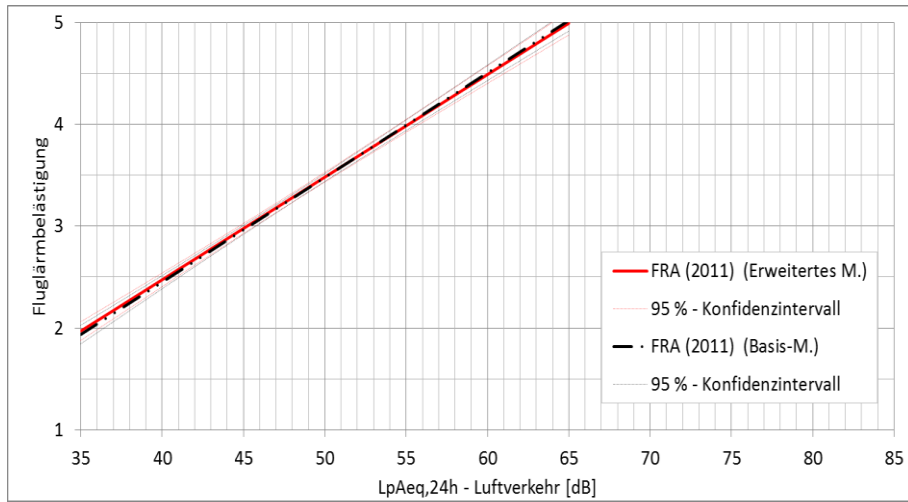
16.3 Sensitivitätsanalysen IV: Vergleich der Expositionswirkungsbeziehungen aus Basis- und erweiterten Modellen

In dieser Studie wird gezeigt, dass die um weitere personenbezogene und situative Einflussgrößen und Confounder erweiterten Expositions-Wirkungsmodelle in der Modellgüte den Basismodellen, die die interessierende Geräuschexposition und den Befragungsmodus als Prädiktoren beinhalten, überlegen sind. Für die untersuchten Flughäfen Frankfurt (FRA), Berlin-Brandenburg (BER), Köln/Bonn (CGN) und Stuttgart (STR) wird in diesem Kapitel dargestellt, inwieweit sich dies auf die Expositions-Wirkungsbeziehungen auswirkt. In den Abschnitten 16.3.1 bis 16.3.3 sind die Diagramme mit den dargestellten Expositions-Wirkungsbeziehungen angegeben für den Grad der Fluglärmbelästigung, den Anteil hoch durch Fluglärm belästigter Personen (HA-Anteil), den Grad der berichteten fluglärmbedingten Schlafstörungen und den Anteil hoch durch Fluglärm schlafgestörter Personen (HSD-Anteil) sowie den Grad der gesundheitsbezogenen psychischen (MCS) und körperlichen Lebensqualität (PCS). Die entsprechenden Regressionsmodelle finden sich im Anhang 6.

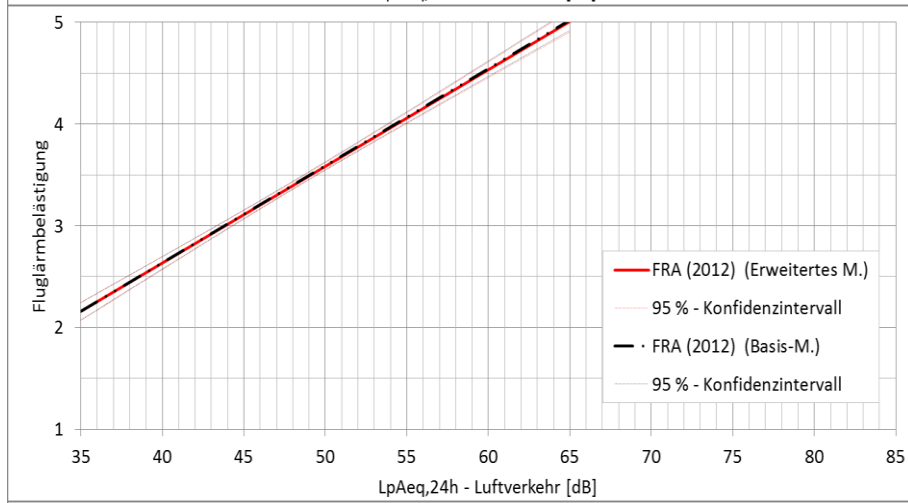
16.3.1 Expositions-Wirkungsbeziehungen zur Fluglärmbelästigung

Am Frankfurter Flughafen unterscheiden sich die Expositions-Wirkungsbeziehungen zum Grad der Fluglärmbelästigung nach dem Basis- und dem erweiterten Modell kaum sichtbar. Unterschiede liegen innerhalb der Konfidenzintervalle beider Expositions-Wirkungslinien. Dies gilt auch für die Expositions-Wirkungsbeziehungen am Flughafen Stuttgart. Am Flughafen Köln macht sich die etwas unterschiedliche Steigung der Expositions-Wirkungslinien bemerkbar, aus dem Basismodell ergibt sich eine Expositions-Wirkungslinie mit höherer Steigung als beim erweiterten Modell. Die Unterschiede liegen allerdings innerhalb der Konfidenzintervalle. Dagegen ergeben sich über die Grenzen der Konfidenzintervalle hinausgehende Differenzen in der Expositions-Wirkungsbeziehung am Flughafen Berlin-Brandenburg oberhalb von $L_{pAeq,24h} = 50$ dB. Im Bereich von $L_{pAeq,24h} = 55$ dB entsprechen die Belästigungsunterschiede einer Differenz von ca. 1 dB, oberhalb von $L_{pAeq,24h} = 60$ dB einer Differenz von ca. 2 dB (Abbildung 16-7). Bezogen auf den Anteil hoch fluglärmbelästigter Personen (HA-Anteil) zeichnet sich an nahezu allen Flughäfen erkennbar ab, dass die Expositions-Wirkungskurve auf Basis des erweiterten Modells etwas steiler verläuft, d. h. der HA-Anteil oberhalb des Wendepunkts höher ist als nach dem Basismodell prognostiziert, unterhalb des Wendepunkts dagegen niedriger. Eine Ausnahme stellen die Kurven am Flughafen Berlin-Brandenburg dar, hier liegt die Kurve des Basismodells im gesamten untersuchten Pegelbereich oberhalb des erweiterten Modells. In allen Fällen überschneiden sich allerdings die Konfidenzintervalle der Kurven, dies weist auf statistisch nicht signifikante Unterschiede zwischen den Expositions-Wirkungsbeziehungen hin (Abbildung 16-8).

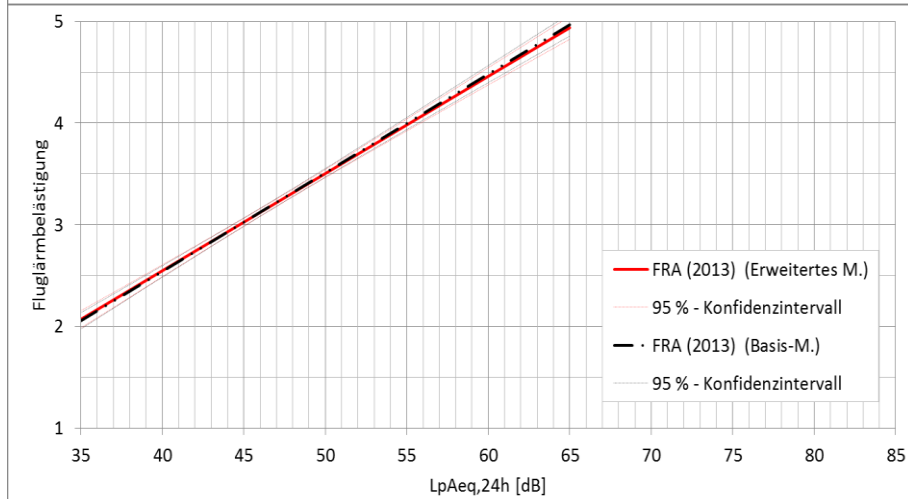
a



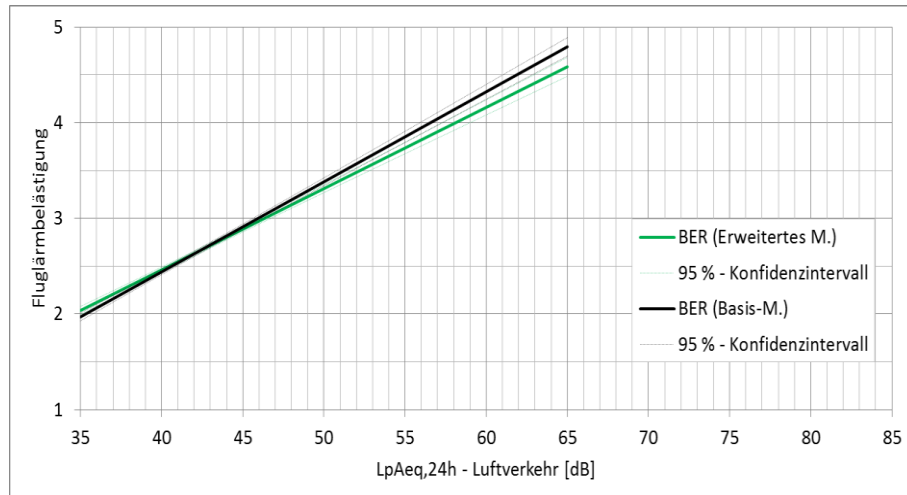
b



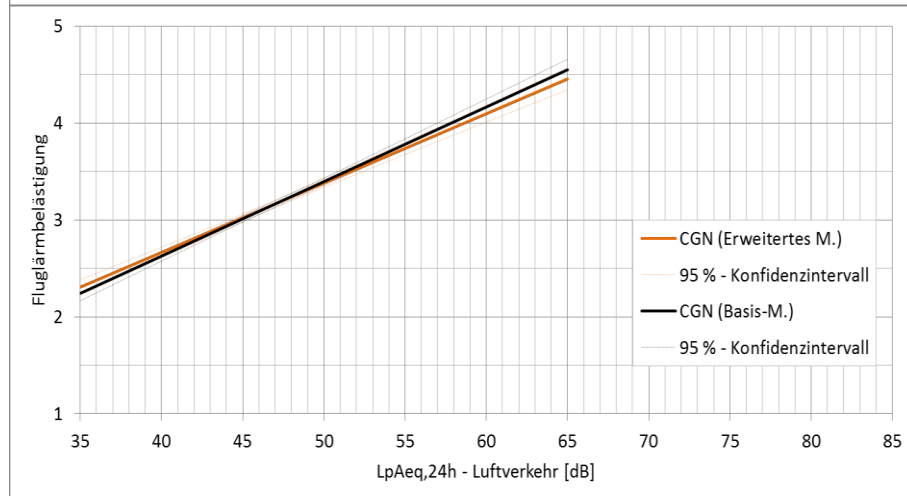
c



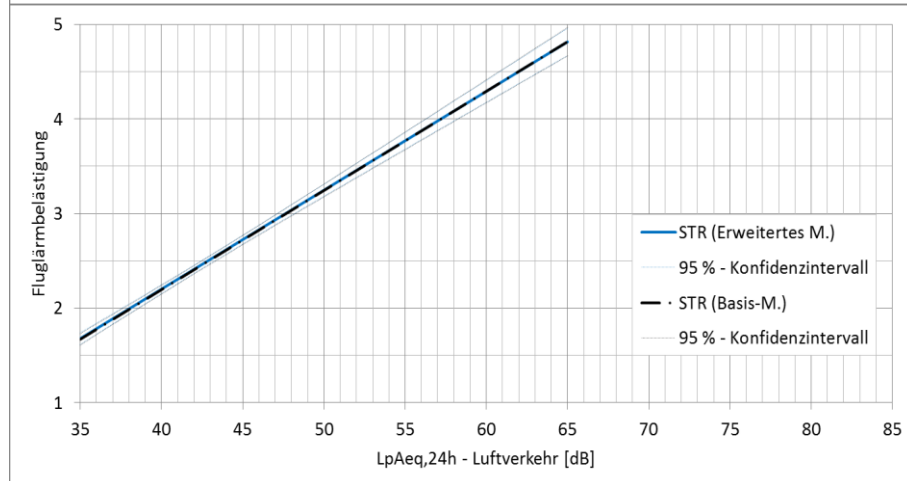
d



e



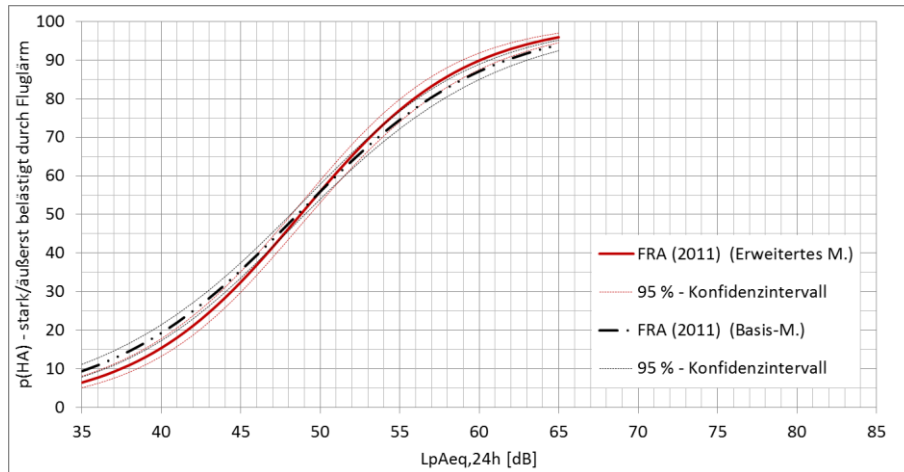
f



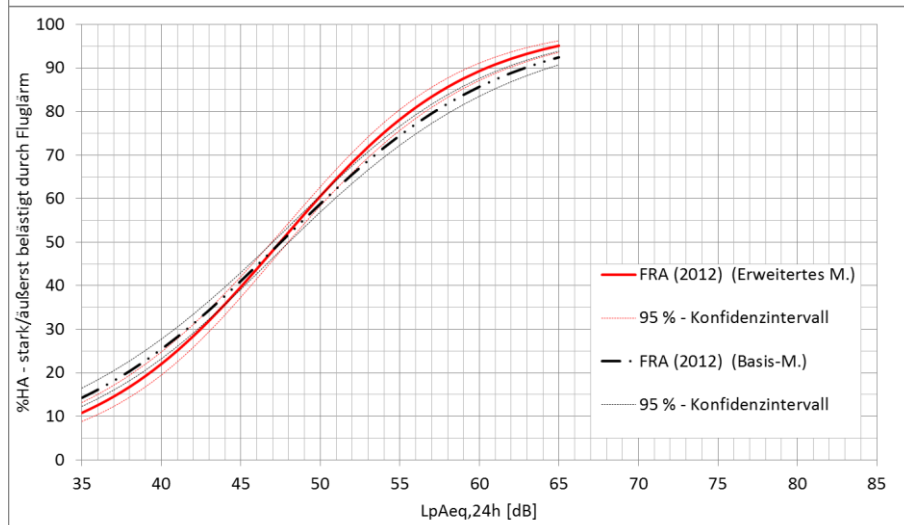
Anmerkung. Basismodell: Adjustiert nach Befragungsmodus. Erweitertes Modell: Adjustiert nach Befragungsmodus, Geschlecht, Alter, Wohndauer, Hauseigentum, SWI, Migration, Lärmempfindlichkeit, Bewertung Luftverkehr als nützlich, bequem, umweltschädigend, $L_{pAeq,24h}$ - Straßenverkehr, $L_{pAeq,24h}$ - Schienenverkehr, Interaktion Modus * Alter.

Abbildung 16-7. Vergleich von Expositions-Wirkungsbeziehungen zur Fluglärmelastigung: Basis- vs. erweitertes Modell. Flughäfen: (a) - (c) Frankfurt 2011, 2012, 2013, (d) Berlin-Brandenburg, (e) Köln/Bonn, (f) Stuttgart.

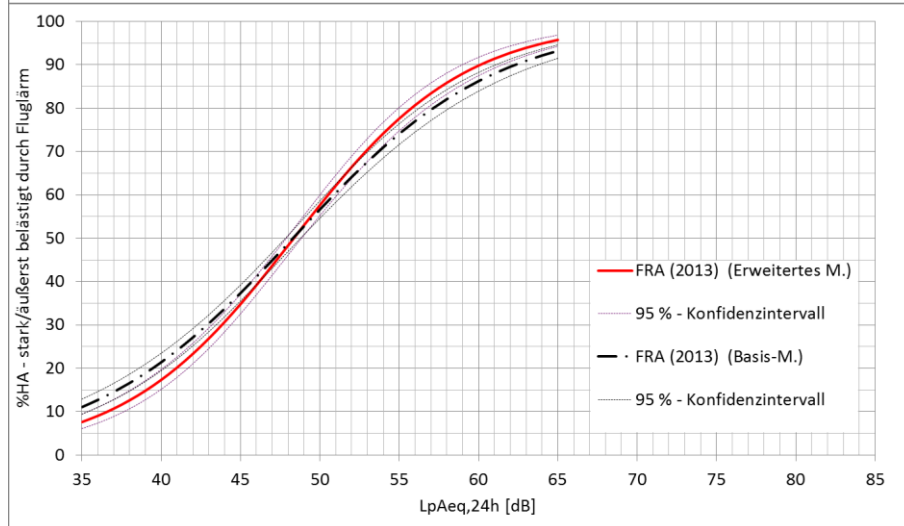
a



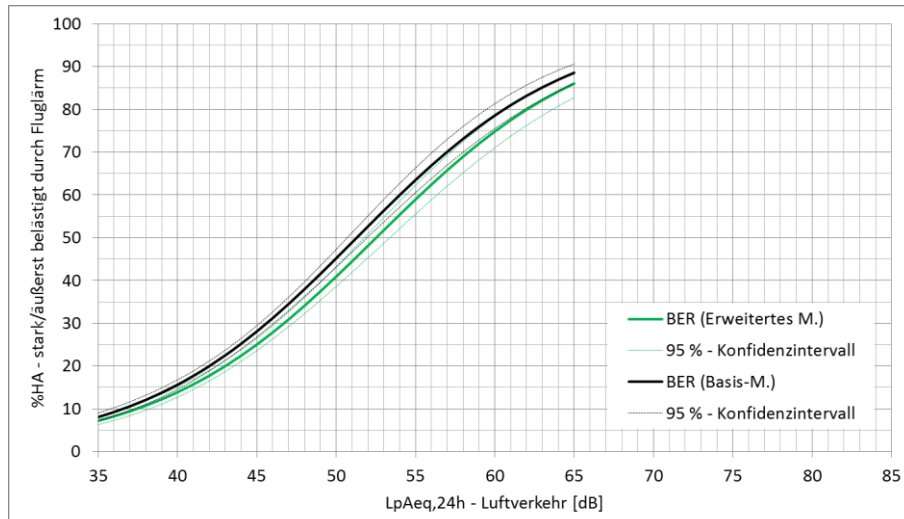
b



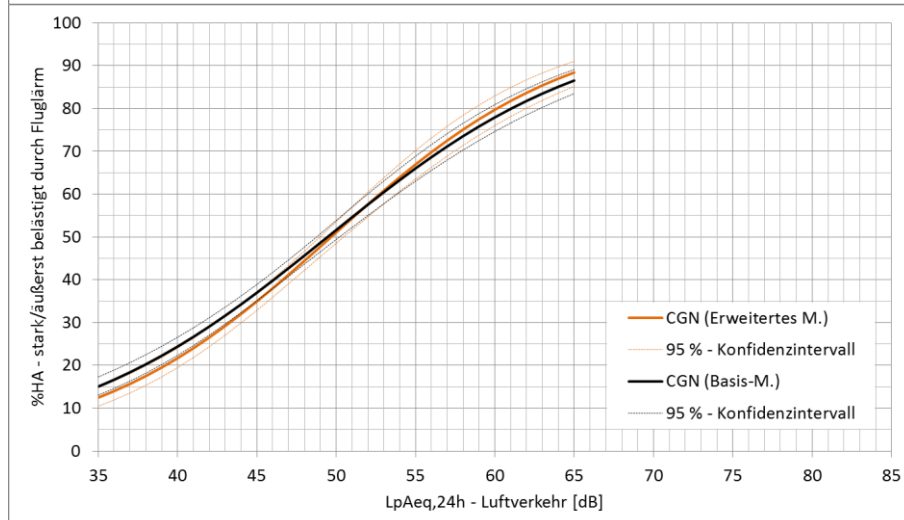
c



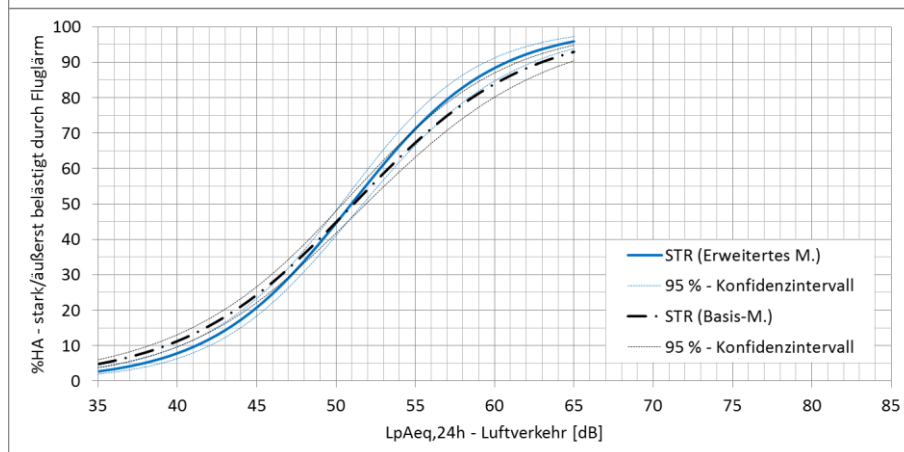
d



e



f



Anmerkung. Basismodell: Adjustiert nach Befragungsmodus. Erweitertes Modell: Adjustiert nach Befragungsmodus, Geschlecht, Alter, Wohndauer, Hauseigentum, SWI, Migration, Lärmempfindlichkeit, Bewertung Luftverkehr als nützlich, bequem, umweltschädigend, $L_{pAeq,24h}$ für Straßen- bzw. Schienenverkehr, Interaktion Modus * Alter.

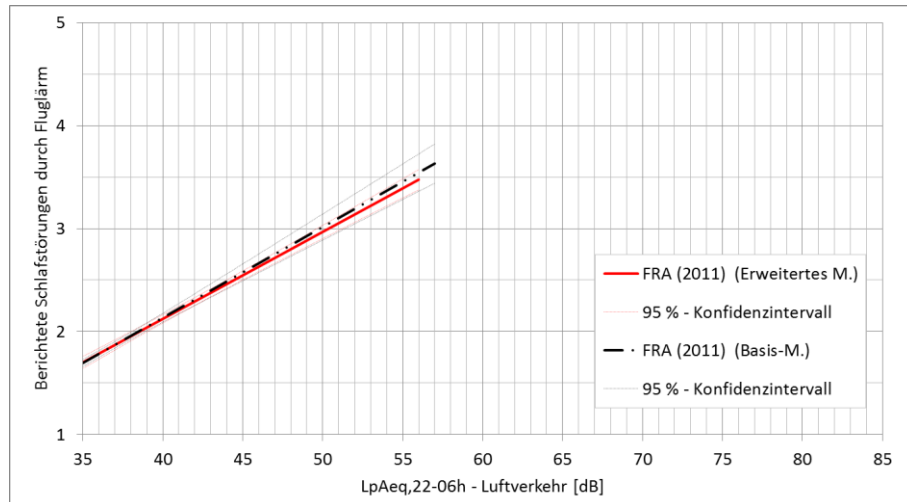
Abbildung 16-8. Vergleich von Expositions-Wirkungsbeziehungen zum Anteil hoch (stark und äußerst) fluglärmbelästigter Personen: Basis- vs. erweitertes Modell. Flughäfen: (a) - (c) Frankfurt 2011, 2012, 2013, (d) Berlin-Brandenburg, (e) Köln/Bonn, (f) Stuttgart.

16.3.2 Expositions-Wirkungsbeziehungen zu fluglärmbedingten Schlafstörungen

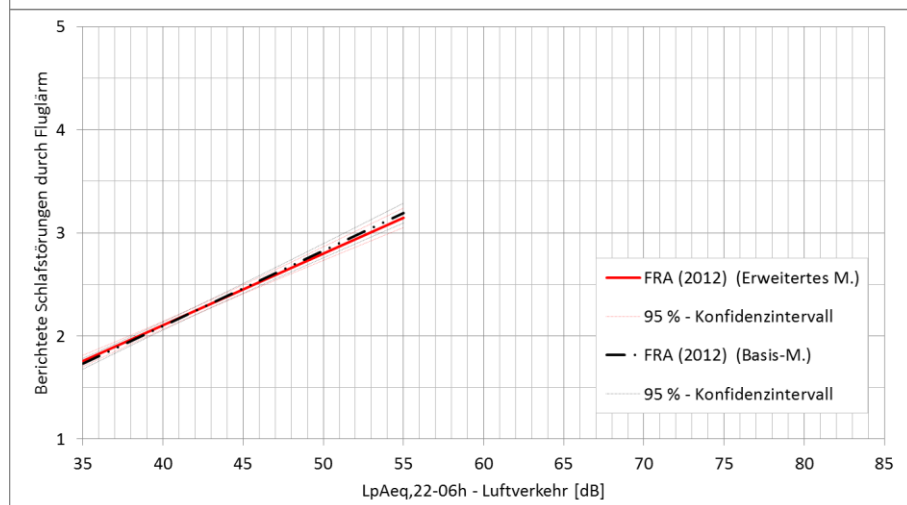
Am Frankfurter Flughafen unterscheiden sich die Expositions-Wirkungsbeziehungen zu den berichteten fluglärmbedingten Schlafstörungen nach dem Basis- und dem erweiterten Modell kaum sichtbar. Alle Unterschiede liegen innerhalb der Konfidenzintervalle beider Expositions-Wirkungslinien. Dies gilt auch für die Expositions-Wirkungsbeziehungen an den drei übrigen Vergleichsflughäfen (Abbildung 16-9).

Bezogen auf den Anteil hoch durch Fluglärm schlafgestörter Personen (HSD-Anteil) zeichnet sich an nahezu allen Flughäfen erkennbar ab, dass die Expositions-Wirkungskurve aus dem erweiterten Modell unterhalb der Kurve aus dem Basismodell liegt, d. h. der HSD-Anteil ist bei gleichen Nachtmittelungspegeln nach dem Basismodell höher als nach dem erweiterten Modell. Die Konfidenzintervalle der beiden Expositions-Wirkungskurven (nach dem Basis- und dem erweiterten Modell) überschneiden sich, so dass der Effektunterschied gering ist. Das gleiche gilt für die Vergleichsflughäfen. Auch hier liegt jeweils die Expositions-Wirkungskurve nach dem Basismodell oberhalb der Kurve nach dem erweiterten Modell, die Konfidenzintervalle überlagern sich dabei (Abbildung 16-10).

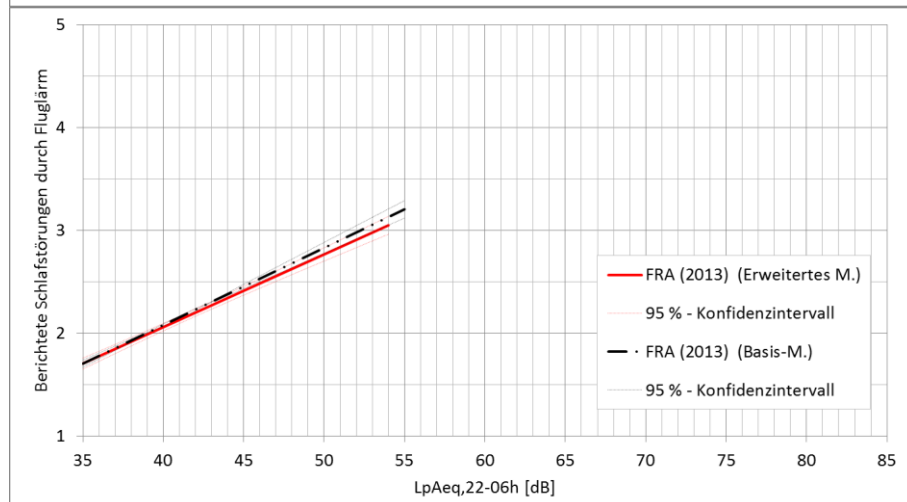
a



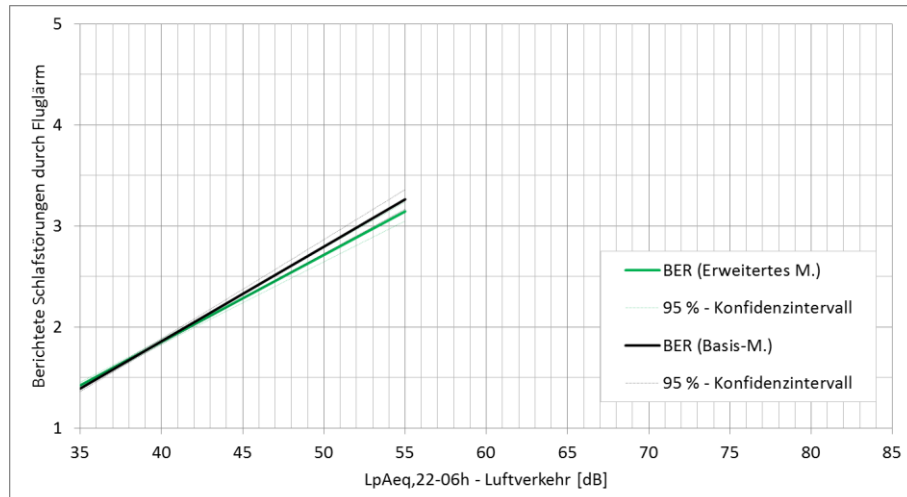
b



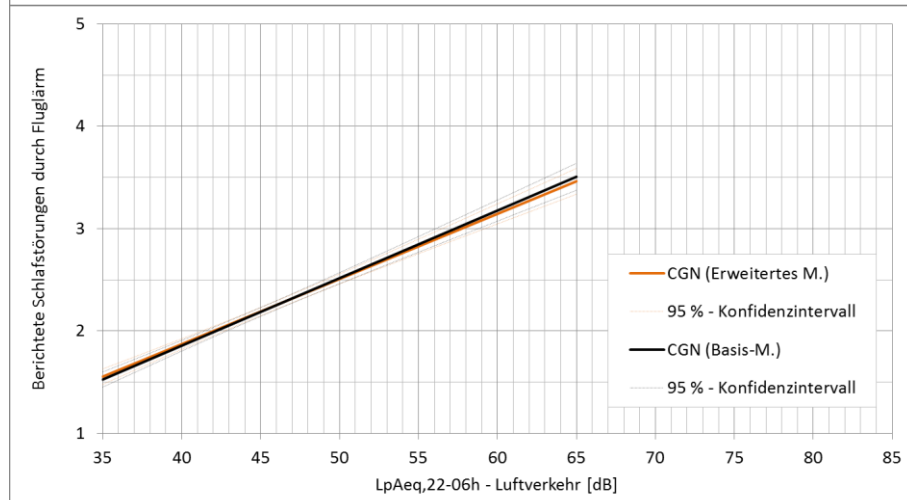
c



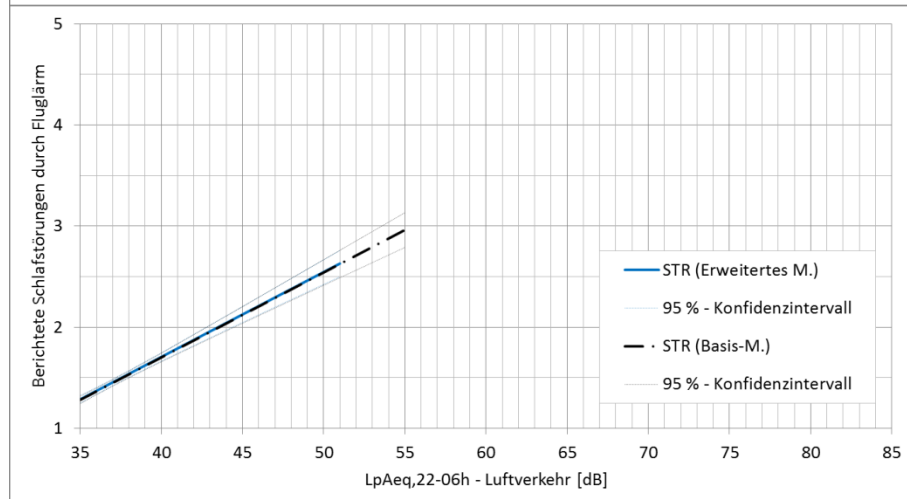
d



e



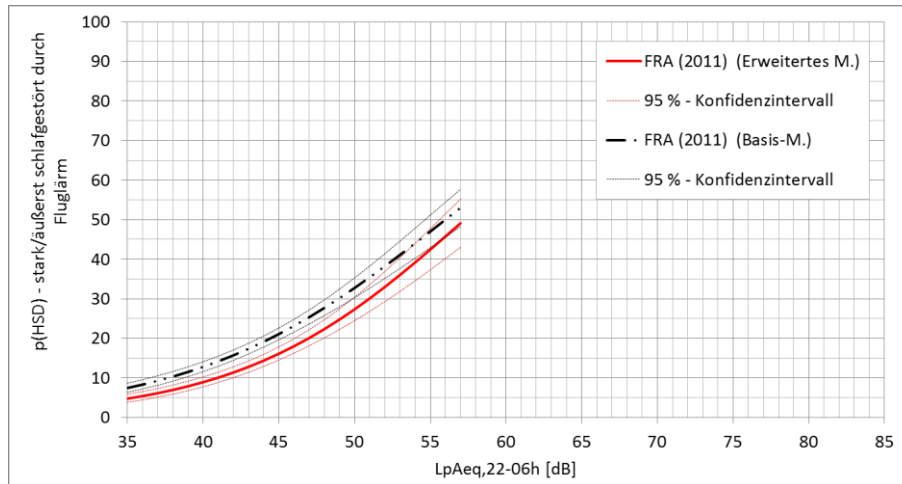
f



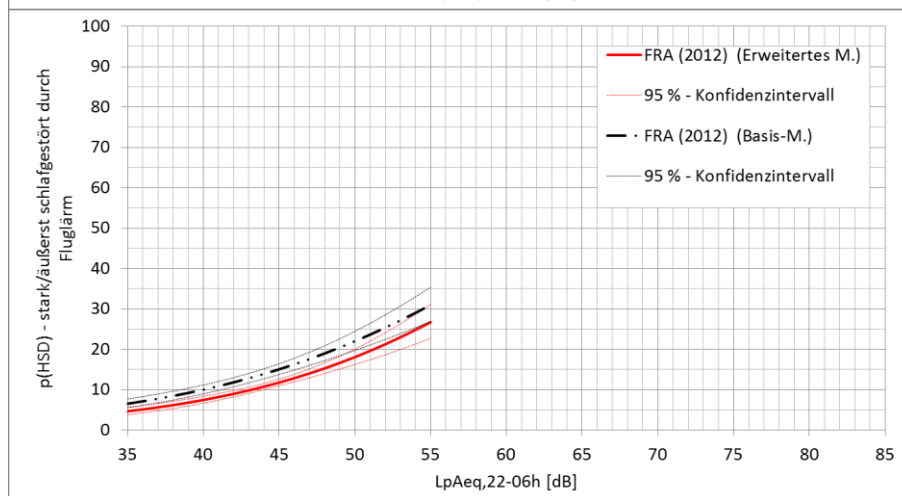
Anmerkung. Basismodell: Adjustiert nach Befragungsmodus. Erweitertes Modell: Adjustiert nach Befragungsmodus, Geschlecht, Alter, Wohndauer, Hauseigentum, SWI, Migration, Lärmempfindlichkeit, Bewertung Luftverkehr als nützlich, bequem, umweltschädigend, $L_{pAeq,24h}$ - Straßenverkehr, $L_{pAeq,24h}$ - Schienenverkehr, Interaktion Modus * Alter, Interaktion Modus * Attribut "Luftverkehr = nützlich".

Abbildung 16-9. Vergleich von Expositions-Wirkungsbeziehungen zu fluglärmbedingten Schlafstörungen: Basis- vs. erweitertes Modell. Flughäfen: (a) - (c) Frankfurt 2011, 2012, 2013, (d) Berlin-Brandenburg, (e) Köln/Bonn, (f) Stuttgart.

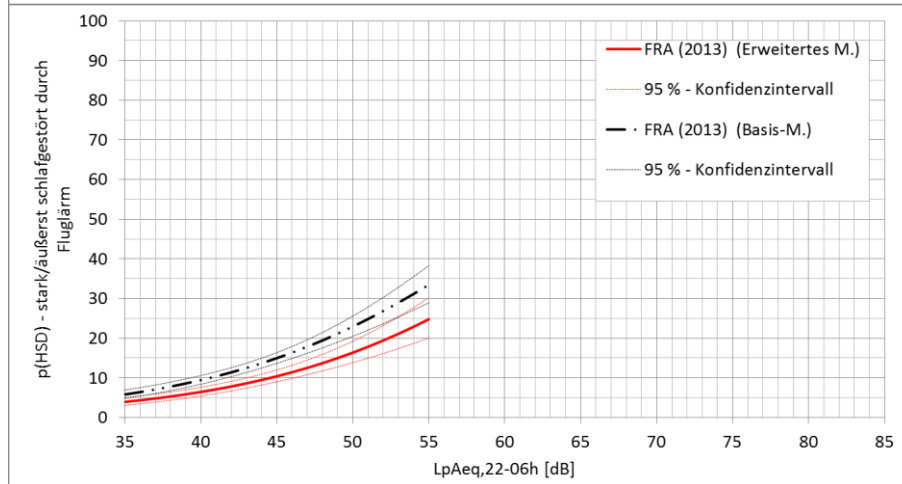
a



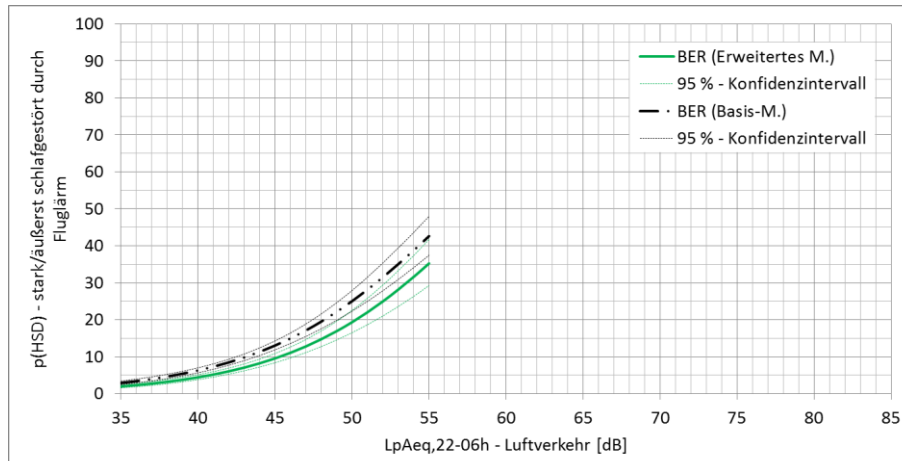
b



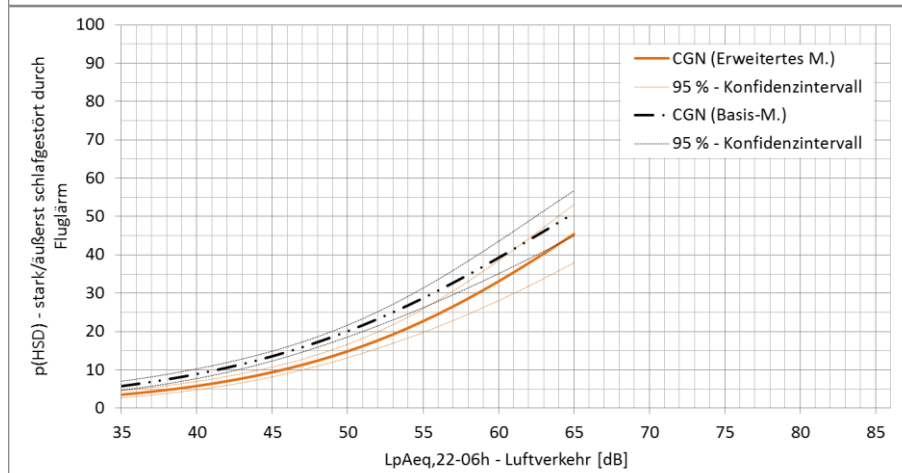
c



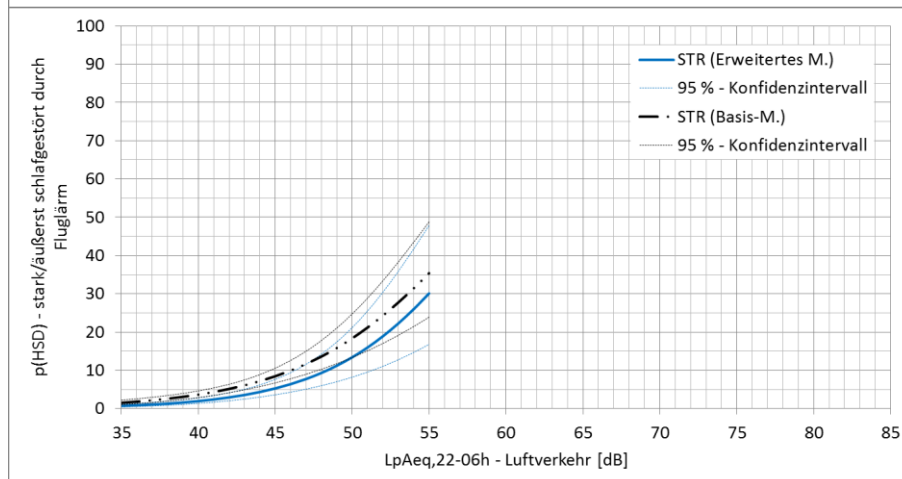
d



e



f



Anmerkung. Basismodell: Adjustiert nach Befragungsmodus. Erweitertes Modell: Adjustiert nach Befragungsmodus, Geschlecht, Alter, Wohndauer, Hauseigentum, SWI, Migration, Lärmempfindlichkeit, Bewertung Luftverkehr als nützlich, bequem, umweltschädigend, $L_{pAeq,24h}$ - Straßenverkehr, $L_{pAeq,24h}$ - Schienenverkehr, Interaktion Modus * Alter, Interaktion Modus * Attribut "Luftverkehr = nützlich".

Abbildung 16-10. Vergleich von Expositions-Wirkungsbeziehungen zum Anteil hoch (stark und äußerst) durch Fluglärm schlafgestörter Personen: Basis- vs. erweitertes Modell. Flughäfen: (a) - (c) Frankfurt 2011, 2012, 2013, (d) Berlin-Brandenburg, (e) Köln/Bonn, (f) Stuttgart.

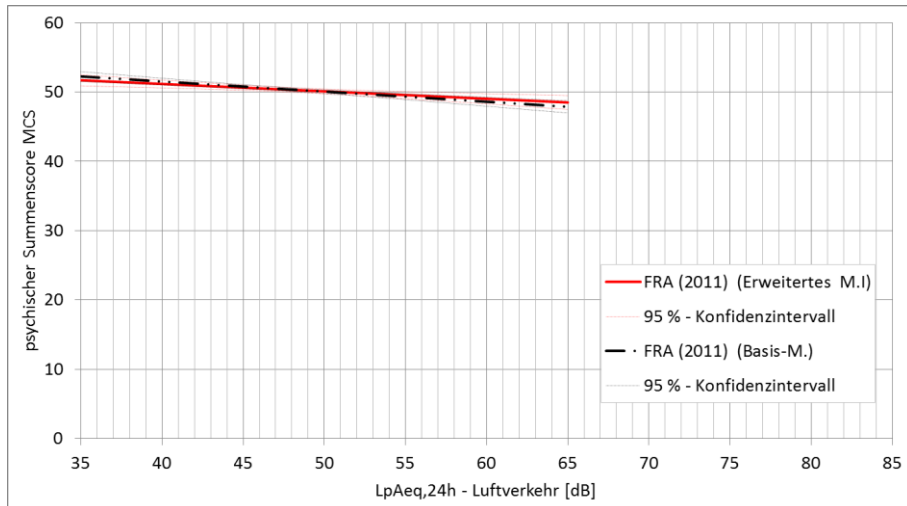
16.3.3 Expositions-Wirkungsbeziehungen zur gesundheitsbezogenen Lebensqualität

Am Frankfurter Flughafen unterscheiden sich die Expositions-Wirkungsbeziehungen zur gesundheitsbezogenen Lebensqualität dahingehend etwas, dass die Wirkungsbeziehung nach dem Basismodell steiler abfällt, d. h. mit zunehmendem $L_{pAeq,24h}$ die Lebensqualität sinkt. Dies gilt sowohl für die psychische Lebensqualität (MCS, Abbildung 16-11) als auch für die körperliche (PCS, Abbildung 16-12).

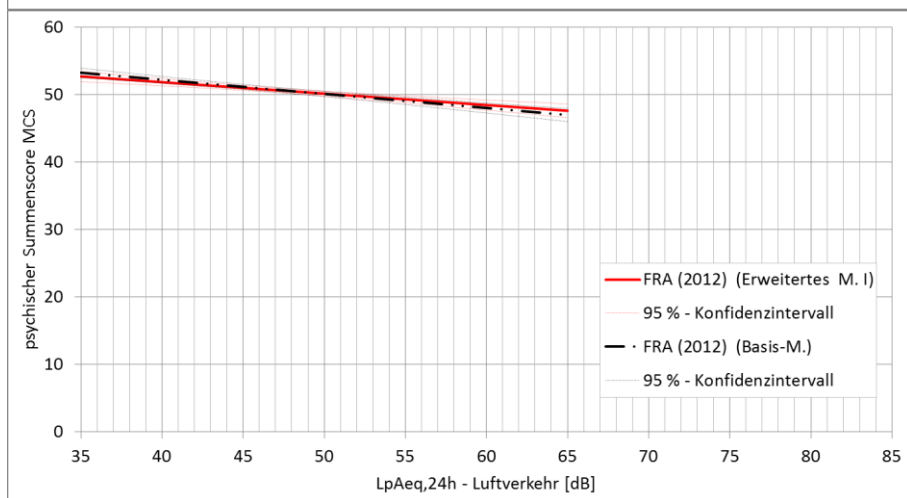
Bezogen auf die psychische Lebensqualität sind die Unterschiede zwischen Expositions-Wirkungslinien nach Basis- und erweitertem Modell II (inklusive der Einflussgrößen $L_{pAeq,24h}$, Fluglärmelastigung und weitere Co-Determinanten) an den Vergleichsflughäfen größer als am Flughafen Frankfurt. Die Regressionslinien liegen in der FRA-Stichprobe innerhalb oder am Rande der jeweiligen Konfidenzintervalle. Bei der körperlichen Lebensqualität zeigen sich die Unterschiede in den Expositions-Wirkungslinien aus Basis- und erweiterten Modellen insgesamt stärker, auch am Flughafen Frankfurt.

Insgesamt verdeutlichen die in den Diagrammen dargestellten Expositions-Wirkungskurven den vermittelnden Effekt der Fluglärmelastigung und den Effekten der weiteren Co-Determinanten: Im Basismodell (mit den Einflussgrößen $L_{pAeq,24h}$ und Befragungsmodus) ist noch ein direkter Geräuschpegeleffekt vorhanden, der nach Aufnahme von weiteren Einflussgrößen (im erweiterten Modell I ohne Fluglärmelastigung, im erweiterten Modell II mit Fluglärmelastigung) verschwindet. Entsprechend "flach", fast waagrecht verlaufen die aus dem erweiterten Modell II abgeschätzten Expositions-Wirkungslinien.

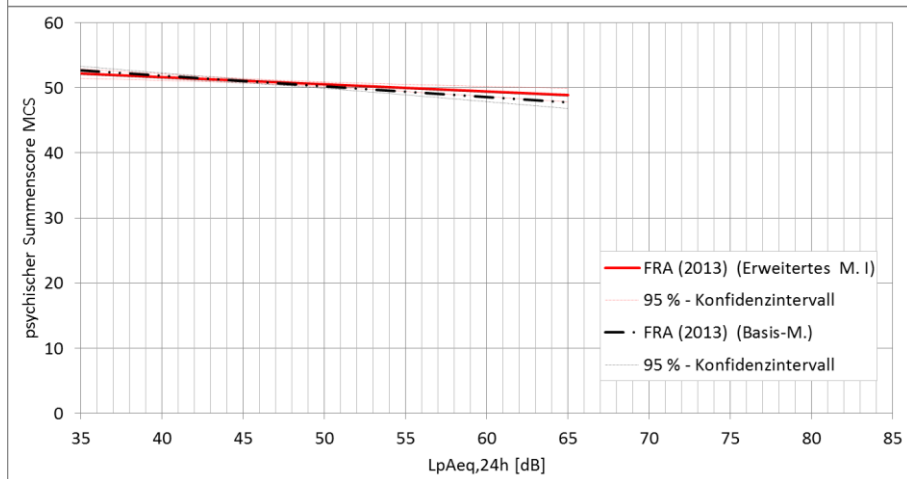
a



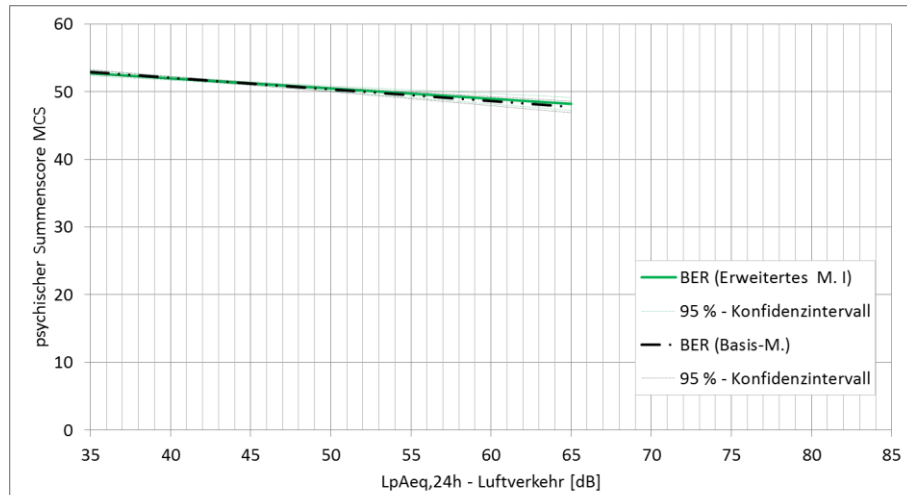
b



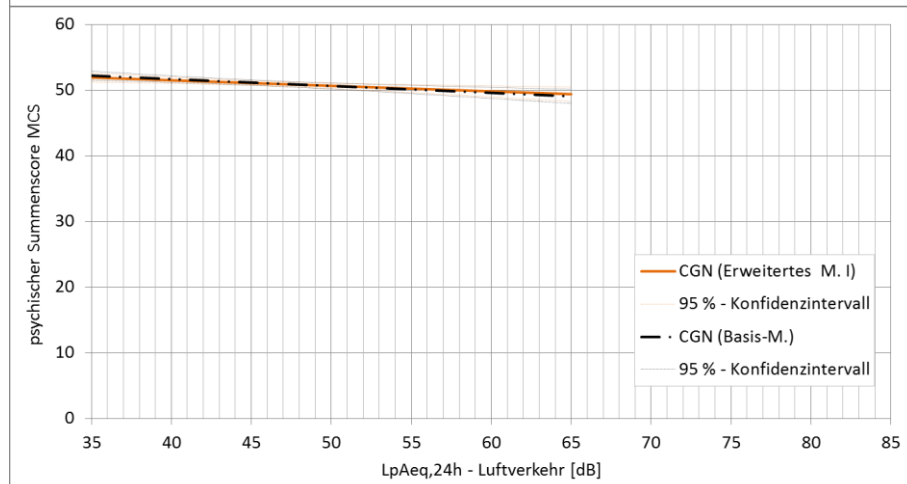
c



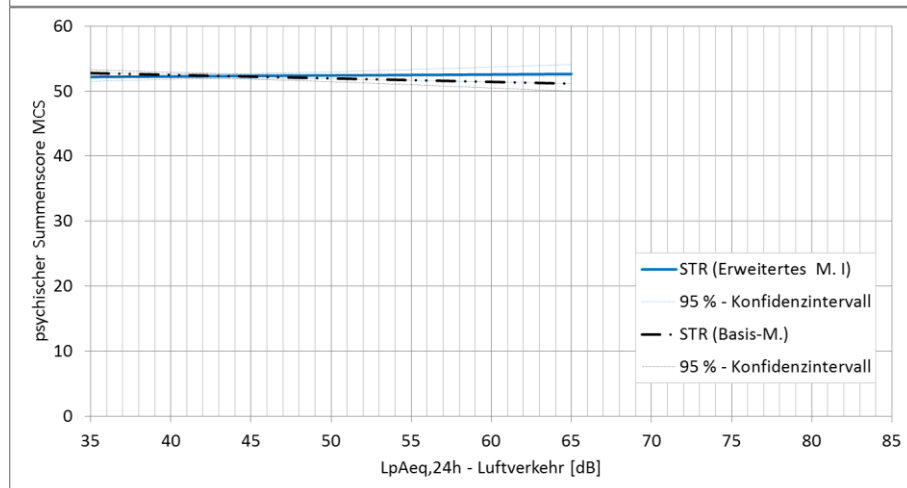
d



e



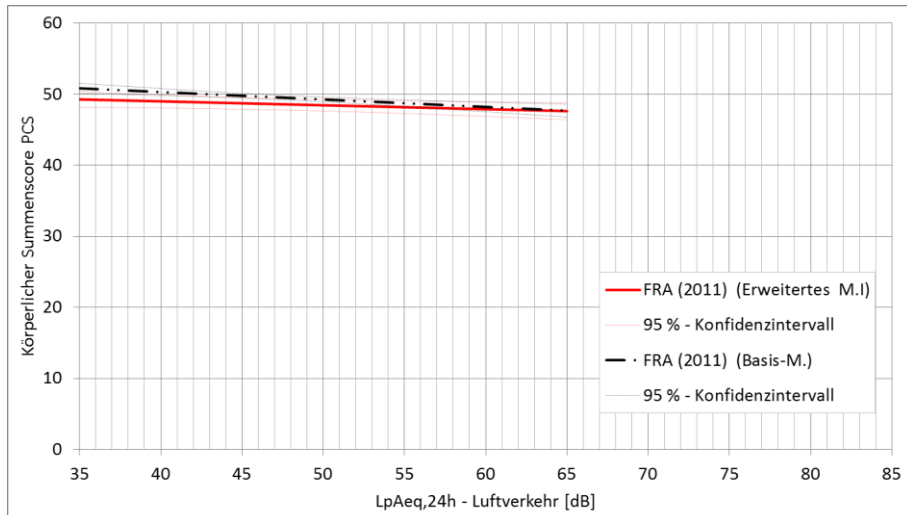
f



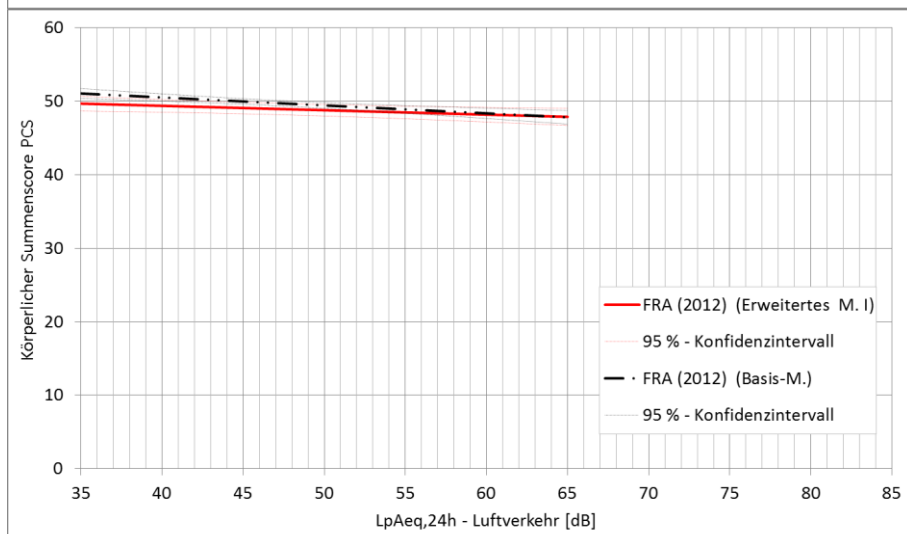
Anmerkung. Basismodell: Adjustiert nach Befragungsmodus. Erweitertes Modell: Adjustiert nach Befragungsmodus, Geschlecht, Alter, Wohndauer, Stunden außer Haus, Hauseigentum, SWI, Migrationshintergrund, Lärmempfindlichkeit, BMI, Dauer Sport pro Woche, $L_{pAeq,24h}$ für Straßen- und Schienenverkehrslärm, Fluglärmelastigung.

Abbildung 16-11. Vergleich von Expositions-Wirkungsbeziehungen zur psychischen Lebensqualität (MCS): Basis- vs. erweitertes Modell. Flughäfen: (a) - (c) Frankfurt 2011, 2012, 2013, (d) Berlin-Brandenburg, (e) Köln/Bonn, (f) Stuttgart.

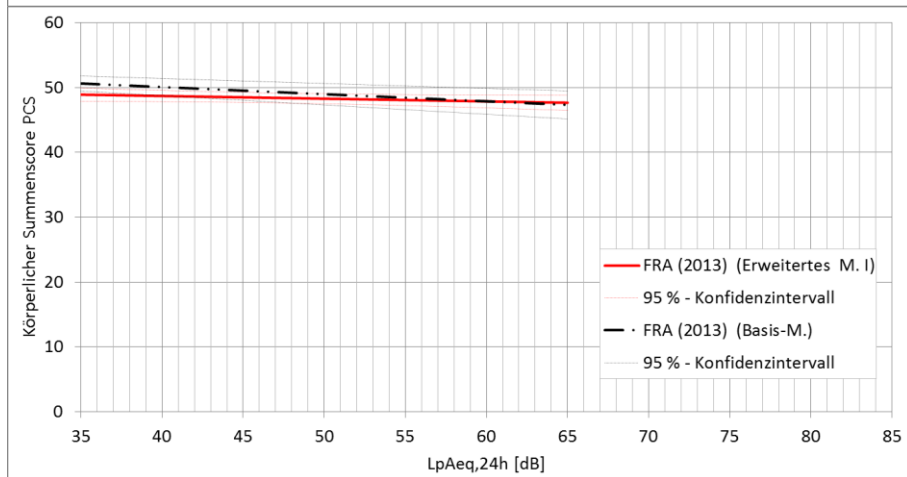
a



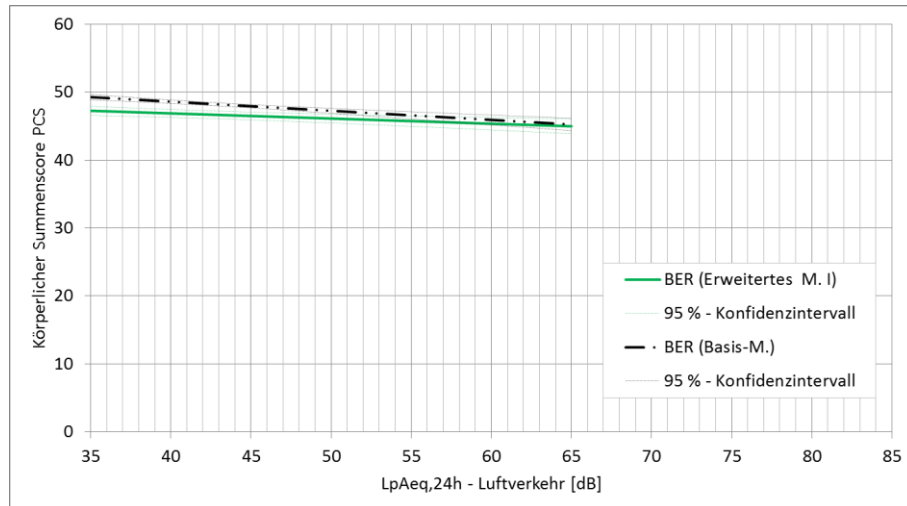
b



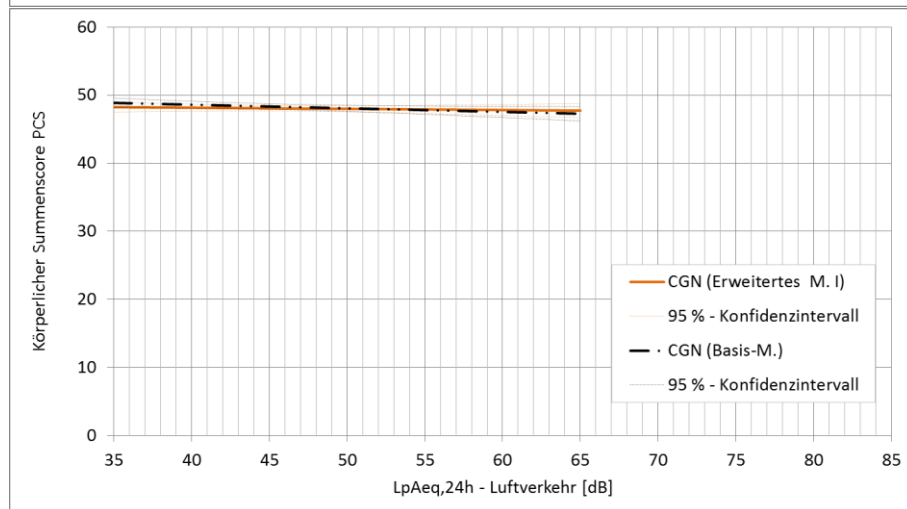
c



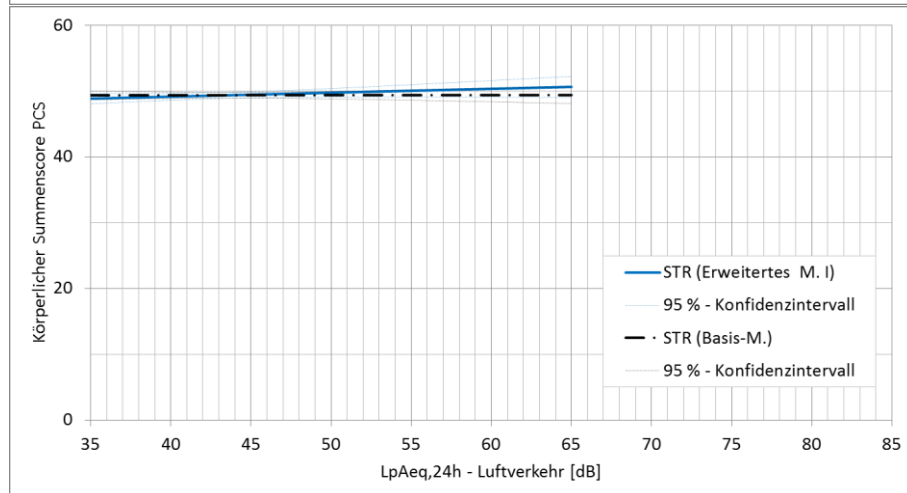
d



e



f



Anmerkung. Basismodell: Adjustiert nach Befragungsmodus. Erweitertes Modell: Adjustiert nach Befragungsmodus, Geschlecht, Alter, Wohndauer, Stunden außer Haus, Hauseigentum, SWI, Migrationshintergrund, Lärmempfindlichkeit, BMI, Dauer Sport pro Woche, $L_{pAeq,24h}$ für Straßen- und Schienenverkehrslärm, Fluglärmelästigung.

Abbildung 16-12. Vergleich von Expositions-Wirkungsbeziehungen zur körperlichen Lebensqualität (PCS): Basis- vs. erweitertes Modell. Flughäfen: (a) - (c) Frankfurt 2011, 2012, 2013, (d) Berlin-Brandenburg, (e) Köln/Bonn, (f) Stuttgart.

16.3.4 Fazit aus dem Vergleich von Expositions-Wirkungsbeziehungen aus Basis- und erweiterten Modellen

Die Sensitivitätsanalysen zum Vergleich der Expositions-Wirkungsbeziehungen aus Basis- und erweiterten Modellen haben aufgezeigt, dass Unterschiede in den Expositions-Wirkungslinien bestehen. Sie liegen bei der Fluglärmbelastung allerdings innerhalb der Konfidenzintervalle. Dies trifft auch für die Expositions-Wirkungslinien zum Grad der berichteten, fluglärmbedingten Schlafstörungen zu. Die Kurven zum HSD-Anteil unterscheiden sich da schon etwas mehr. Die jeweiligen Konfidenzintervalle überlagern sich noch, die Regressionen selbst liegen am Rande oder außerhalb des Konfidenzintervalls des jeweils anderen Modells. Am deutlichsten unterscheiden sich die Expositions-Wirkungsbeziehungen nach Basis- und erweiterten Modellen bei der gesundheitsbezogenen Lebensqualität. Hier wird der Effekt sichtbar, dass der direkte Einfluss des Geräuschpegels im adjustierten, erweiterten Modell verschwindet und stattdessen der vermittelnde Effekt der Fluglärmbelastung als Mediator zutage tritt.

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass für die Fluglärmbelastung das Basismodell mit den Einflussgrößen $L_{pAeq,24h}$ und Befragungsmodus bereits eine robuste Abschätzung der Expositions-Wirkungsbeziehung liefert und weitere Co-Determinanten die Modellgüte erhöhen, dabei aber die Expositions-Wirkungsbeziehung kaum verändern. Dies gilt auch für das Basismodell zum Grad der berichteten fluglärmbedingten Schlafstörungen, allerdings nur mit Einschränkung für die Vorhersage des Anteils hoch durch Fluglärm schlafgestörter Personen. Bei den Modellen zur Lebensqualität liefert das Basismodell zwar eine relativ robuste Beschreibung der resultierenden Lebensqualität bei höherer Geräuschbelastung, das erweiterte Modell II "erklärt" aber den Einflussweg und dass hier die Fluglärmbelastung eine vermittelnde Größe darstellt. Die verbleibende Expositions-Wirkungslinie zur Lebensqualität bezogen auf den $L_{pAeq,24h}$ stellt dann nur noch einen "Resteinfluss" dar, der kaum noch als lärmbezogen interpretierbar ist.

16.4 Sensitivitätsanalysen V: Fluglärmbelästigung und berichtete Schlafstörungen der Panelteilnehmenden in 2013 versus Neurekruutierte in 2013 (Rhein-Main-Gebiet)

Mit den Sensitivitätsanalysen V wird geprüft, welchen Einfluss es auf die Antworten hat, wenn befragte Personen über einen Zeitraum von drei Jahren mehrmals befragt werden im Vergleich zu Personen, die erstmals befragt werden (Effekt wiederholter Befragungen). Dazu wurde im letzten Jahr der Panelerhebungen im Rhein-Main-Gebiet eine neue Gruppe von Anwohnenden in geschichteter Zufallsziehung rekrutiert und befragt. Es wurden die gleichen Befragungsvariablen erhoben wie bei den Panelteilnehmenden. Obwohl in erster Linie zur Prüfung des Effekts der Befragungswiederholung gedacht, erlaubt der Vergleich der Angaben der Gruppe der Neurekruitierten mit denen der Panelteilnehmenden der dritten Welle indirekt auch eine Abschätzung der Robustheit und Verallgemeinerbarkeit der im Panel ermittelten Expositions-Wirkungsbeziehungen.

Der Vergleich bezieht sich auf die Zielgrößen:

- Fluglärmbelästigung und Anteil hoch durch Fluglärm belästigter Personen (HA-Anteil) und
- Berichtete fluglärmbedingte Schlafstörungen und Anteil hoch durch Fluglärm schlafgestörter Personen (HSD-Anteil).

Die Regressionskoeffizienten zur Fluglärmbelästigung und zum HA-Anteil zeigt Tabelle 16-14. Die vollständigen Regressionstabellen dazu befinden sich im Anhang 6 für die dritte Panel-Ehebungswelle (2013) sowie im Anhang 10 für die Neukruitierten-Stichprobe in 2013.

Hinsichtlich der Fluglärmbelästigung und dem HA-Anteil zeigen sich Regressionskoeffizienten in ähnlicher Höhe, sowohl was die direkte Pegel-Belästigungsbeziehung betrifft als auch die Beiträge der übrigen Co-Determinanten. Stichprobenübergreifend erweisen sich neben dem Mittelungspegel die Lärmempfindlichkeit sowie die Bewertung des Luftverkehrs als nützlich bzw. umweltschädigend als Einflussgrößen mit den höchsten Effektstärken (Tabelle 16-14). Die resultierenden Expositions-Wirkungskurven aus der Stichprobe der Neurekruitierten und der Panelteilnehmenden der dritten Erhebungswelle liegen dicht beieinander, d. h. weisen einen relativ ähnlichen Grad an Fluglärmbelästigung auf (Abbildung 16-13). Auch der HA-Anteil ist ähnlich hoch. Die Konfidenzintervalle der Kurven überlappen sich.

Bei den berichteten fluglärmbedingten Schlafstörungen ergeben sich wie bei der Fluglärmbelästigung ähnliche Regressionskoeffizienten in den Stichproben der Neurekruitierten und der Panelteilnehmenden der dritten Erhebungswelle (Tabelle 16-15). Die Kurvendiagramme zeigen, dass die berichteten fluglärmbedingten Schlafstörungen der Panelteilnehmenden höher sind bzw. oberhalb von 45 dB im Nachtmittelungspegel in der Panelstichprobe der dritten Erhebungswelle der HSD-Anteil höher liegt als bei den

Neurekrutierten. Die Konfidenzintervalle überlappen sich, aber nicht in dem Maße wie bei den Modellen zum Grad der Fluglärmelastigung (Abbildung 16-14).

Insgesamt zeigt sich bezogen auf die Fluglärmelastigung und - mit Einschränkung - den berichteten fluglärmbedingten Schlafstörungen eine relativ gute Übereinstimmung zwischen der Panelstichprobe in der dritten Erhebungswelle in 2013 und den im gleichen Jahr neu rekrutierten Personen im Rhein-Main-Gebiet. Dies spricht für die relative Robustheit der Ergebnisse insbesondere der für die Fluglärmelastigung.

Tabelle 16-14. Auszug von Ergebnissen der Regressionsanalysen im Rahmen des GzLM (erweitertes Modell) zur Fluglärmelastigung am Flughafen Frankfurt, Panelstudie Welle t3 (2013) versus Neurekrutierte in 2013

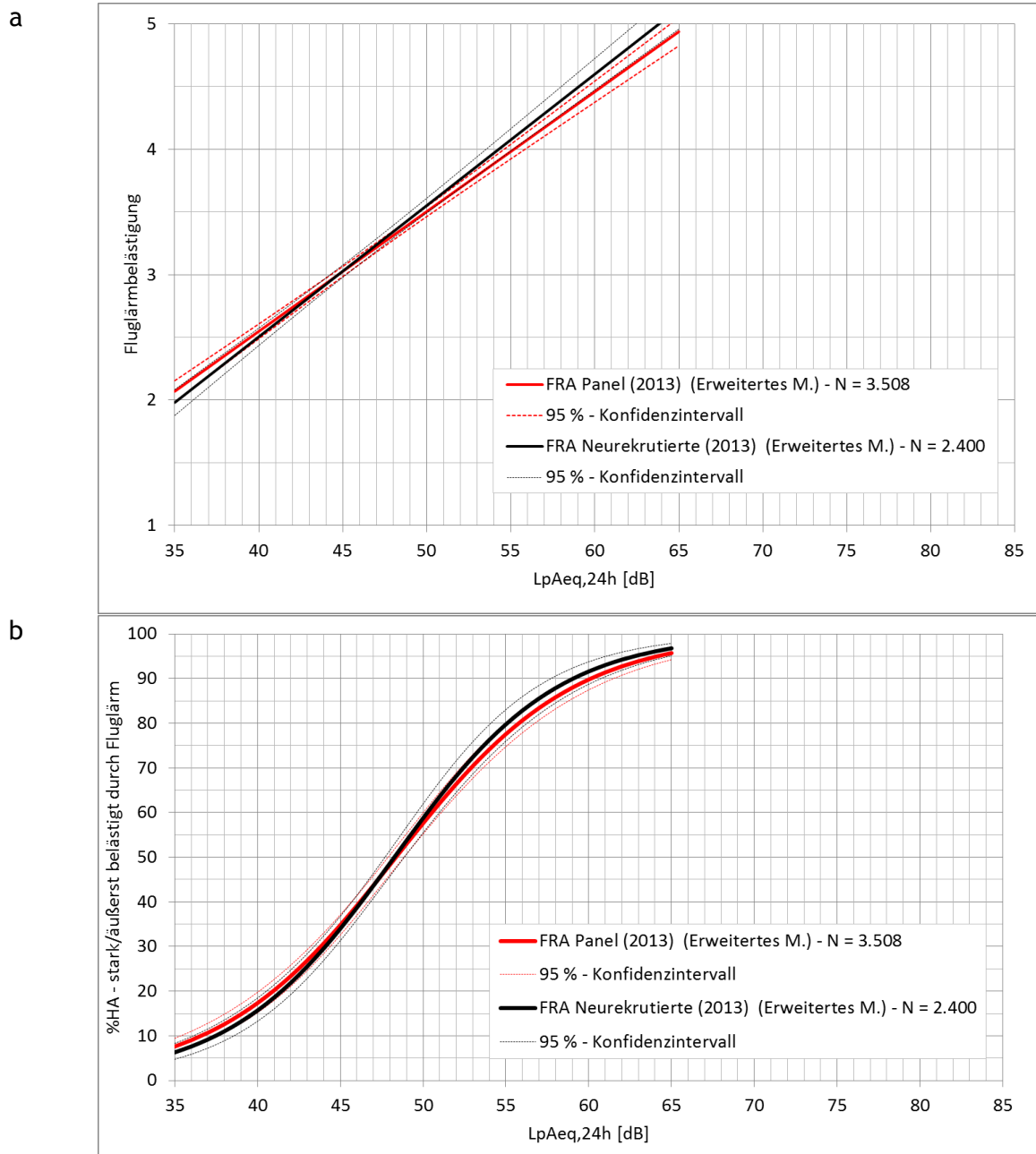
Parameter	Fluglärmelastigung							
	(5-stufige IC BEN-Skala)				HA-Anteil			
	FRA Neu-rekrutierte 2013 n = 2.400		FRA Panel 2013 n = 3.508		FRA Neu-rekrutierte 2013 n = 2.400		FRA Panel 2013 n = 3.508	
	β	p	β	p	Stand. B	p	Stand. B	p
(Konstanter Term)	0,01	< 0,01	0	< 0,01	-0,45	< 0,01	-0,22	< 0,01
$L_{pAeq,24h}$ - Luft	0,46	< 0,01	0,46	< 0,01	1,21	< 0,01	1,18	< 0,01
Befragungsmodus	-0,04	0,02	0,02	0,20	-0,09	0,11	0,11	0,07
Geschlecht	0,04	0,07	-0,01	0,67	0,11	0,06	-0,04	0,37
Alter	-0,04	0,07	0,03	0,07	-0,01	0,89	0,03	0,61
Alter ²	-0,09	< 0,01	-0,07	< 0,01	-0,11	0,10	-0,13	0,01
Wohndauer	-0,07	< 0,01	-0,01	0,40	-0,19	< 0,01	-0,01	0,86
Hauseigentum	0,12	< 0,01	0,09	< 0,01	0,21	< 0,01	0,17	< 0,01
SWI	0,03	0,12	0,03	0,03	0,12	0,06	0,1	0,04
Migrationshintergrund	-0,04	0,03	-0,01	0,50	-0,14	0,02	-0,03	0,47
Lärmempfindlichkeit	0,21	< 0,01	0,18	< 0,01	0,59	< 0,01	0,51	< 0,01
Luftverk. = nützlich	-0,14	< 0,01	-0,14	< 0,01	-0,37	< 0,01	-0,33	< 0,01
Luftverk. = bequem	0,01	0,56	-0,07	< 0,01	0,05	0,40	-0,19	< 0,01
Luftverk. = umweltschädigend ^a	-0,15	< 0,01	-0,19	< 0,01	-0,51	< 0,01	-0,47	< 0,01
$L_{pAeq,24h}$ - Straße	-0,01	0,60	-0,02	0,08	-0,03	0,56	-0,05	0,27
$L_{pAeq,24h}$ - Schiene	-0,06	< 0,01	-0,05	< 0,01	-0,14	0,02	-0,13	0,01
Befragungsmodus * Alter	0,01	0,45	-0,02	0,28	0,06	0,33	-0,05	0,40
AIC	5.562,77		8.623,00		1.872,54		3.046,00	

Anmerkung. β /Stand. B. = Standardisierter Regressionskoeffizient; p = Überschreitungswahrscheinlichkeit; p -Werte in roter Schrift weisen auf einen statistisch nicht signifikanten Regressionskoeffizienten hin ($p > 0,05$); AIC = Akaike Informationskriterium; ^a: umweltschädigend: Bewertungsskala umkodiert, d. h. hohe Werte = positive Bewertung.

Tabelle 16-15. Auszug von Ergebnissen der Regressionsanalysen im Rahmen des GzLM (erweitertes Modell) zu berichteten fluglärmbedingten Schlafstörungen am Flughafen Frankfurt, Panelstudie Welle t3 (2013) versus Neurekruitierte in 2013

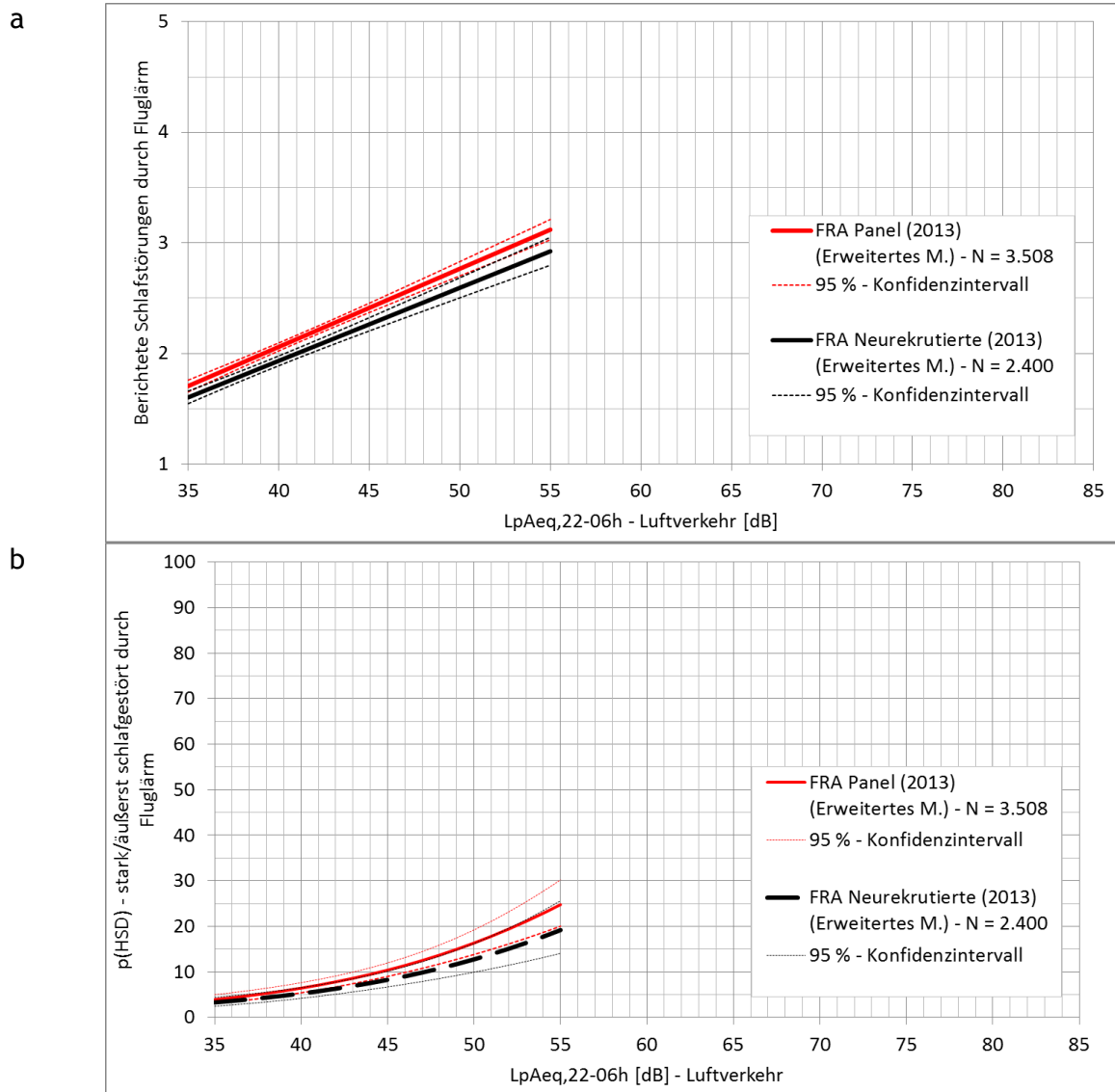
Parameter	Fluglärmbedingte Schlafstörungen							
	(5-stufige Skala, analog ICBEN)				HSD-Anteil			
	FRA Neu-rekruitierte 2013 n = 2.400		FRA Panel 2013 n = 3.508		FRA Neu-rekruitierte 2013 n = 2.400		FRA Panel 2013 n = 3.508	
	β	p	β	p	Stand. B	p	Stand. B	p
Konstanter Term	0,01	< 0,01	-0,01	< 0,01	-2,80	< 0,01	-2,51	< 0,01
$L_{pAeq,22-06h}$ - Luft	0,33	< 0,01	0,35	< 0,01	0,56	< 0,01	0,62	< 0,01
Befragungsmodus	-0,10	< 0,01	-0,04	0,08	-0,21	0,02	-0,1	0,25
Geschlecht	0,00	0,92	0,02	0,18	-0,02	0,84	0,19	< 0,01
Alter	-0,09	< 0,01	-0,07	< 0,01	-0,21	0,11	-0,34	< 0,01
Alter ²	-0,11	< 0,01	-0,09	< 0,01	-0,30	0,01	-0,29	< 0,01
Wohndauer	-0,05	0,03	0	0,93	-0,16	0,12	0,08	0,32
Hauseigentum	0,09	< 0,01	0,05	< 0,01	0,25	0,01	0,09	0,15
SWI	0,03	0,21	0,04	0,01	0,03	0,78	0,08	0,27
Migration	-0,04	0,05	-0,02	0,22	-0,02	0,80	-0,06	0,34
Lärmempfindlichkeit	0,20	< 0,01	0,21	< 0,01	0,42	< 0,01	0,37	< 0,01
Luftv. = nützlich	-0,18	< 0,01	-0,15	< 0,01	-0,39	< 0,01	-0,33	< 0,01
Luftv. = bequem	-0,02	0,41	-0,06	< 0,01	-0,06	0,49	-0,16	0,01
Luftv. = umweltschädigend ^a	-0,15	< 0,01	-0,16	< 0,01	-0,57	< 0,01	-0,44	< 0,01
$L_{pAeq,22-06h}$ - Straße	-0,01	0,78	-0,05	< 0,01	-0,06	0,50	-0,08	0,19
$L_{pAeq,22-06h}$ - Schiene	-0,05	0,02	-0,02	0,33	-0,05	0,55	-0,01	0,90
B.-Modus * Alter	0,03	0,06	-0,05	0,01	0,07	0,40	-0,23	< 0,01
B.-Modus * Luftv. "nützlich"	0,03	0,23	0,03	0,24	-0,07	0,46	0,13	0,06
AIC	5.255,42		8.335,23		1.013,55		1.858,35	

Anmerkung. β /Stand. B. = Standardisierter Regressionskoeffizient; p = Überschreitungswahrscheinlichkeit; p -Werte in roter Schrift weisen auf einen statistisch nicht signifikanten Regressionskoeffizienten hin ($p > 0,05$); AIC = Akaike Informationskriterium; ^a: umweltschädigend: Bewertungsskala umkodiert, d. h. hohe Werte = positive Bewertung.



Anmerkung. Erweitertes Modell: Adjustiert nach Befragungsmodus, Geschlecht, Alter, Wohndauer, Hauseigentum, SWI, Migration, Lärmempfindlichkeit, Bewertung Luftverkehr als nützlich, bequem, umweltschädigend, $L_{pAeq,24h}$ - Straßenverkehr, $L_{pAeq,24h}$ - Schienenverkehr, Interaktion Modus * Alter.

Abbildung 16-13. Vergleich von Expositions-Wirkungsbeziehungen zur Fluglärmelastung am Flughafen Frankfurt, Panelstudie Welle t3 (2013) versus Neurekrutierte in 2013. (a) Regression zur Fluglärmelastung, erfasst mittels 5-stufiger ICBEN-Skala, (b) Regression zum Anteil hoch fluglärmelastigter Personen (HA-Anteil).



Anmerkung. Erweitertes Modell: Adjustiert nach Befragungsmodus, Geschlecht, Alter, Wohndauer, Hauseigentum, SWI, Migration, Lärmempfindlichkeit, Bewertung Luftverkehr als nützlich, bequem, umweltschädigend, $L_{pAeq,24h}$ - Straßenverkehr, $L_{pAeq,24h}$ - Schienenverkehr, Interaktionen Modus * Alter und Modus * Luftverkehr = nützlich.

Abbildung 16-14. Vergleich von Expositions-Wirkungsbeziehungen zu berichteten fluglärmbedingten Schlafstörungen am Flughafen Frankfurt, Panelstudie Welle t3 (2013) versus Neurekruitierte in 2013. (a) Regression zu den Schlafstörungen, erfasst mittels 5-stufiger Skala, (b) Regression zum Anteil hoch durch Fluglärm schlafgestörter Personen (HSD-Anteil).

IV. Diskussion, Fazit

17 Diskussion der Ergebnisse

17.1 Aufgabenstellung und Teilstudien

In dieser Studie zu den **Wirkungen von Verkehrslärm auf die Belästigung und Lebensqualität** - Teil des Forschungsverbundprojekts NORAH (Noise-Related Annoyance, Cognition, and Health) - wurden im Rhein-Main-Gebiet im Umfeld des Flughafens Frankfurt die Auswirkungen von Verkehrslärm untersucht, d. h. die Wirkungen von

- Geräuschbelastungen durch Luftverkehr,
- Geräuschbelastungen durch Straßenverkehr,
- Geräuschbelastungen durch Schienenverkehr,
- Mehrfachbelastungen durch kombiniertes Auftreten von Luft- und Straßen- bzw. Luft- und Schienenverkehrsgeräuschen

auf die Lärmbelästigung, auf lärmbedingte Störungen und die Lebensqualität von Anwohnerinnen und Anwohnern im Umfeld des Flughafens. Zum Vergleich der Fluglärmwirkungen wurden zusätzlich Erhebungen am Flughafen Berlin-Brandenburg (vor seiner Eröffnung) sowie an den Flughäfen Köln-Bonn und Stuttgart durchgeführt.

Ein Hauptziel der Studie ist die Erstellung bzw. Aktualisierung von Expositions-Wirkungs-Beziehungen zwischen akustischen und psychologischen Variablen - d. h. adressgenau berechneten Parametern der chronischen akustischen Belastung durch Geräusche des Straßen-, Schienen- und Luftverkehrs einerseits und Antworten von betroffenen Anwohnenden in Befragungen hinsichtlich Lärmbelästigung, erlebten Störungen und Lebensqualität andererseits.

Die Studie geht dabei von einem stresstheoretischen Ansatz aus, wonach Stress dadurch definiert ist, dass eine akute Umweltanforderung (Verkehrsgeräusche) die psychologischen und physiologischen Regulationsmöglichkeiten eines Menschen überschreitet, insbesondere in Situationen, die Unvorhersehbarkeit und Unkontrollierbarkeit einschließen (vgl. Lazarus & Launier, 1978; Koolhaas et al., 2011). Die Studie setzt sich nicht zur Aufgabe, die Gültigkeit des als Rahmenmodell vorgestellten stresstheoretischen Ansatzes (Abschnitt 2.3) vollständig zu prüfen, sondern ihn als Arbeitsmodell zu verwenden, um daraus Hypothesen abzuleiten, deren Prüfung es erlaubt, die vorgegebene Aufgabenstellung zu erfüllen.

Die Aufgabenstellung umfasst drei Hauptanalysegruppen:

- Zeitvergleich: Untersuchung der Auswirkungen des Fluglärms auf Belästigung und Lebensqualität von Anwohnenden vor und nach Eröffnung der neuen Landebahn Nordwest im Oktober 2011 am Flughafen Frankfurt;
- Quellenvergleich: Vergleich der Wirkungen von Flug-, Schienen- und

Straßenverkehrslärm am Frankfurter Flughafen auf das Belästigungserleben und die Lebensqualität (inklusive Kombinationswirkung);

- Standortvergleich: Vergleich der Wirkungen von Fluglärm an den Flughäfen Frankfurt (FRA), Berlin-Brandenburg (BER), Köln/Bonn (CGN) und Stuttgart (STR); insbesondere der Vergleich von Fluglärmwirkungen an Flughäfen, die sich in einer Änderungssituation befinden (FRA, BER) und solchen in Bestandssituation mit eingeschränktem (STR) und weniger eingeschränktem (CGN) Nachtflugverkehr.

Ergänzend wurde die Analyse der Beziehung zwischen Wirkungsbereichen, insbesondere Lärmbelastigung und Lebensqualität untersucht.

Den Aufgaben wurde mittels Erhebungen der Lärmwirkungen und der adressgenau berechneten Verkehrsgeräuschexpositionen in verschiedenen Teilstudien bzw. Stichproben nachgekommen:

- Panelstudie Rhein-Main, in der Anwohnerinnen und Anwohner aus der Studienregion im Rhein-Main-Gebiet vor der Inbetriebnahme der Landebahn Nordwest am Frankfurter Flughafen (2011) sowie nochmals danach in 2012 und 2013 wiederholt befragt wurden;
- Querschnittsstudien "QS Straße" und "QS Schiene", in denen insbesondere die Wirkungen von Straßenverkehrslärm bzw. Schienenverkehrslärm an im Studiengebiet der Rhein-Main Region gezogenen Zufallsstichproben im Jahr 2012 untersucht wurden. Einbezogen wurden dabei Wohnadressen, an denen jeweils die Schienen- bzw. Straßenverkehrsgeräuschbelastung dominiert (um mehr als 2,5 dB im $L_{pAeq,24h}$ höher ist als die Geräuschbelastung der übrigen beiden Verkehrslärmquellenarten). Zusätzlich wurden für die Untersuchung von Mehrfachbelastungen Wohnadressen gezogen, in denen die Geräuschexposition ($L_{pAeq,24h}$) von Luft- und Straßenverkehr bzw. Luft- und Schienenverkehr im Bereich von $\pm 1,25$ dB gleich ist. Aus den Querschnittsstudien und der Panelwelle 2012 wurde dann ein Datensatz gebildet, mit dem die Mehrfachbelastungen in Abhängigkeit der Dominanz der Einzelquellen analysiert worden ist.
- Querschnittsstudien fanden an den Flughäfen Berlin-Brandenburg, Köln-Bonn und Stuttgart statt, in denen vergleichbare Befragungen wie in der Panelstudie Rhein-Main - mit teils flughafenspezifischen Anpassungen einzelner Fragen - durchgeführt wurden.

17.2 Fluglärm: Zeit- und Standortvergleich

Für die Fluglärmwirkungen bei Veränderungen in der Luftverkehrsgeräuschexposition am Flughafen Frankfurt vor und nach der Inbetriebnahme der NW-Bahn so wie im Vergleich zu den übrigen Flughäfen sind die Hypothesen formuliert worden (vgl. Abschnitt 5.1):

- Die Fluglärmbelästigung und berichteten fluglärmbedingten Schlafstörungen nehmen mit zunehmendem Mittelungspegel ($L_{pAeq,24h}$ bzw. $L_{pAeq,22-06h}$) zu und die gesundheitsbezogene psychische und körperliche Lebensqualität mit zunehmender Geräuschexposition ($L_{pAeq,24h}$) ab (H1).
- Am Flughafen Frankfurt tritt ein sog. Change-Effekt (Brown & van Kamp, 2009a, 2009b; Brink et al., 2008) auf, der besagt, dass Überschussreaktionen in den Beeinträchtigungen (Fluglärmbelästigung, berichtete Schlafstörungen, gesundheitsbezogene Lebensqualität) auftreten, die allerdings von den lokalen Luftverkehrsgeräuschänderungen abhängen (H2a-b).
- Für die Anwohnenden, die eine Abnahme im Mittelungspegel ($L_{pAeq,24h}$ bzw. $L_{pAeq,22-06h}$) erfahren, wurde angenommen, dass die Beeinträchtigungen im Jahr 2012 noch geringer ausfallen als aufgrund der Reduktion im Mittelungspegel gegenüber 2011 angenommen.
- Für diejenigen, die eine Zunahme der Luftverkehrsgeräuschexposition erfahren, wurde angenommen, dass sie in 2012 stärker beeinträchtigt sind als aufgrund der Zunahme der Geräuschbelastung seit 2011 erwartet.
- Weiterhin wurde angenommen, dass diese "Change-Reaktion" bis 2013 etwas abnehmen, aber dennoch nicht das Ausgangsniveau der Expositions-Wirkungsbeziehung von 2011 erreicht wird (Hypothese H3).

Die Ergebnisse aus der Panelstudie bestätigen diese Annahmen H1 und H2 (a-b) für die Fluglärmbelästigung und teils für die berichteten fluglärmbedingten Schlafstörungen. Dabei wird deutlich, dass die lokalen Expositionsveränderungen relevant sind und nicht allein nur der Flughafenausbau als Ganzes.

Bei Abnahme der Geräuschbelastung sind die Belästigungs- und Schlafstörungenreaktionen 2012 geringer als anhand der Ausgangs-Expositions-Wirkungsbeziehung von 2011 erwartet.

Bei Zunahme der Geräuschbelastung fällt die Fluglärmbelästigung in 2012 höher aus als erwartet, die Schlafstörungen bleiben dagegen oberhalb eines Nachtmittelungspegels von 42 dB niedriger als erwartet. Hier scheint die Einführung der Kernruhezeit von 23 bis 05 Uhr am Flughafen Frankfurt trotz lokaler Zunahme des Pegels für den Zeitraum von 22 bis 06 Uhr einen positiven Effekt zu haben. Allerdings ist in dieser Studie auch gezeigt worden, dass in erster Linie die zum Nachtschlaf (für die Durchschlafphase) berichteten Schlafstörungen in 2012 und 2013 gegenüber 2011 sinken, nicht aber die berichteten

Einschlafstörungen oder Störungen morgens beim Ausschlafen. Letztere nehmen 2012 und 2013 gegenüber 2011 bei gleichem Nachtmittelungspegel sogar zu.

Aus den Expositions-Wirkungs-Diagrammen in den Abbildung 10-4 (S. 347 ff.) bis Abbildung 10-15 (S. 373) lässt sich Folgendes ablesen: Bei lokaler Zunahme im $L_{pAeq,24h}$ nach Inbetriebnahme der NW-Bahn entspricht der Anstieg in der Fluglärmelast im Jahr 2012 gegenüber 2011 einer zusätzlichen Geräuschpegelerhöhung (im $L_{pAeq,24h}$) von ca. 6,5 dB bei einem $L_{pAeq,24h}$ von 40 dB, ca. 4 - 5 dB in Höhe von $L_{pAeq,24h} = 50$ dB und ca. 2 dB bei einem $L_{pAeq,24h}$ von 60 dB. Das heißt, die befragten Anwohnenden reagieren so auf die Geräuschpegelzunahme, als ob der Geräuschpegel - gemessen an der Ausgangs-Expositions-Wirkungsbeziehung von 2011 - um 6,5 dB bzw. 4 - 5 dB bzw. 2 dB höher ausgefallen wäre ("Change-Malus"). Im Jahr 2013 fällt dieser "Change-Malus" in den Pegelbereichen bei 40, 50 und 60 dB im $L_{pAeq,24h}$ um etwa 1 dB niedriger aus. Die Veränderungen in den fluglärmbedingten Schlafstörungen entsprechen bei Zunahme des $L_{pAeq,22-06h}$ dagegen einem "Change-Bonus" (geringere Störungen als erwartet) in Höhe von ca. 2 dB bei einem Nachtmittelungspegel von 45 dB bis zu 5 dB bei einem $L_{pAeq,22-06h} = 55$ dB. Dieser Bonus bleibt auch in 2013 noch erhalten.

Nimmt die Geräuschbelastung nach Inbetriebnahme der NW-Bahn ab, dann ergibt sich für die Fluglärmelast ein Change-Bonus von 1 dB (bei $L_{pAeq,24h} = 40$ dB) bis 3 dB (bei $L_{pAeq,24h} = 60$ dB) und für die Schlafstörungen (insb. Durchschlafstörungen) über den gesamten $L_{pAeq,22-06h}$ -Pegelbereich ein Bonus von ca. 3 - 4 dB im Jahr 2012, im Jahr 2013 von ca. 3 - 5 dB (Abbildung 10-9, S. 357, Abbildung 10-15, S. 373).

Für die gesundheitsbezogene Lebensqualität zeigte sich insgesamt, dass die beiden Summenscores zur Lebensqualität, die psychische (MCS) und die körperliche (PCS) Lebensqualität, zwar leichte Zusammenhänge mit dem 24-Stunden-Dauerschallpegel aufweisen, der Einfluss der Geräuschbelastung aber vor allem durch die Fluglärmelast (negativ) vermittelt wird und dies bei lärmempfindlichen Menschen im stärkeren Maße. Für die Veränderungen am Frankfurter Flughafen nach Inbetriebnahme der NW-Landebahn heißt das, dass die Lebensqualität im Zeitverlauf eher der Belastungsänderung als der Exposition folgt. Dies gilt insbesondere für die psychische Lebensqualität. Bemerkenswert ist, dass im Falle einer Zunahme der Belastung durch Luftverkehrsgeräusche 2012 gegenüber 2011 der Zusammenhang zwischen 24-Stunden-Dauerschallpegel und psychischer Lebensqualität enger wird (von $r > -0,1$ auf $r < -0,2$), die negativen Vorzeichen im Korrelationskoeffizienten zeigen eine lebensqualitätsmindernde Wirkung der Luftverkehrsgeräuschexposition im Falle der Zunahme nach Inbetriebnahme der NW-Bahn an. Gewissermaßen ist dies auch ein Change-Effekt in der Weise, dass eine Umweltbelastung (Fluglärm) zwar auch vor der Veränderung langfristige Beeinträchtigungen (z. B. Lärmelast) hervorrufen kann, diese aber für das aktuellere (bezogen auf die letzten 4 Wochen) wahrgenommene psychische Wohlbefinden erst dann relevant werden, wenn sich diese ("eingespielte") Situation nochmals verschlechtert und diese Verschlechterung möglicherweise zur Wahrnehmung von Kontrollverlust führt (Hatfield et al., 2002), verbunden mit einer Begünstigung depressiver Tendenzen (u.a. La Torre et al., 2007; Wallston et al., 1987).

Über die Änderungsgruppen hinweg zeigt sich, dass in den Pegelbereichen von 40 bis 45 dB der Anteil der hoch fluglärm-belastigten Personen (HA-Anteil) im Jahr 2012 bei gleichem $L_{pAeq,24h}$ um ca. 5 %, bei 50 dB um ca. 3 % höher liegt, in höheren Pegelbereichen geht der Unterschied gegen 0 %. Die HA-Kurve von 2013 liegt zwischen der von 2011 und 2012.

Die Ergebnisse zu dem Change-Effekt am Flughafen Frankfurt stimmen gut mit den Ergebnissen einer Längsschnittstudie am Flughafen Amsterdam-Schiphol (Breugelmans et al., 2007) im Bezug auf die Fluglärm-belastigung vor und nach Inbetriebnahme der sechsten Flugpiste (Februar 2003) überein. Es fanden bis Herbst 2005 halbjährliche Befragungen statt, die zeigen, dass Change-Effekte vor allem in der Gruppe der Belastungszunahme bis Herbst 2004 auftraten, dann im Frühjahr 2005 sanken und im Herbst 2005 wieder anstiegen. Weitere Erhebungen danach fanden nicht statt, so dass die weitere Entwicklung unklar bleibt. In den übrigen Gruppen (keine Veränderung, Abnahme in der Geräuschbelastung [L_{den}]) konnte kein Change-Effekt festgestellt werden.

Brink et al. (2008) berichten über Änderungen in den Belästigungsreaktionen von Anwohnenden am Flughafen Zürich zwischen Oktober 2001 und Oktober 2003. In diesem Zeitraum fanden am Flughafen schrittweise Anpassungen des Flugbetriebs in morgendlichen und abendlichen Tagesrandstunden statt, die bei einem Teil der Bevölkerung zu Ent-, bei einem anderen Teil zu Mehrbelastungen in der Geräuschexposition führten. In beiden Gruppen (Ent- und Mehrbelastungen) fand ein Change-Effekt in Richtung der Expositionsänderung statt, den die Autoren mit der Wirkung einer zusätzlichen Geräuschänderung von 2,87 dB für Änderungen in morgendlichen und 2,35 dB für Änderungen in abendlichen Randstunden quantifizieren. Gegenüber den Effekten dieser Änderungen durch operative Maßnahmen zu Randstundenzeiten, fallen die Change-Effekte am Flughafen Frankfurt höher aus.

Brown und van Kamp (2009b) fassen die Literatur zum Change-Effekt dahingehend zusammen, dass dieser in Studien zum Straßenverkehrslärm gegenüber den (wenigen) Studien zum Fluglärm deutlicher ausfällt und die Ergebnisse in Fluglärmstudien dagegen uneindeutiger sind. Das liegt möglicherweise daran, dass die Zeithorizonte bei der Untersuchung von Veränderungen an Flughäfen und deren Effekt auf die Belästigung in der Bevölkerung zu kurz sind.

Betrachtet man nämlich die Veränderung in der Fluglärm-belastigung seit der in 2005 durchgeführten RDF-Belastigungsstudie (Schreckenberget al., 2010b), so zeigt sich bereits im Jahr 2011, vor der Inbetriebnahme der NW-Bahn, eine Erhöhung der Fluglärm-belastigung seit 2005, die deutlich stärker ausfällt als die Veränderungen zwischen 2011 und 2013. So liegt der 25 %-Anteil hoch fluglärm-belastigter Personen in der RDF-Belastigungsstudie bei 48 - 49 dB im $L_{pAeq,06-22h}$ (nach der ICBEN-Definition unter Einbezug der obersten beiden Antwortstufen der 5-stufigen Belästigungsskala, vgl. Fields et al., 2001) je nach verwendeten Eingangsdaten für die Berechnung nach der AzB'08 (STANLY vs. DES, 2005). In der NORAH-Studie, im Jahr 2011, liegt der 25 %-HA-Anteil bei 43 dB, also nochmals um 5 dB niedriger und damit deutlich niedriger als nach der generalisierten "EU-Kurve" (Miedema & Oudshoorn, 2001) zu erwarten wäre.

Es ist allerdings zu berücksichtigen, dass es am Flughafen Frankfurt schon ab März 2011 Änderungen des Flugbetriebs gab, so dass die ersten Panelerhebungen im Jahr 2011 keine "Nulllinie" im eigentlichen Sinne darstellen und demzufolge die Veränderungen am Flughafen Frankfurt nicht abrupt am 21. Oktober 2011 mit Inbetriebnahme der NW-Bahn erfolgte.

Dass eine "Nulllinie" nicht mehr gegeben ist, wurde schon für die RDF-Belastigungsstudie im Jahr 2005 vermutet: Die Ausbauplanungen am Flughafen Frankfurt waren bereits seit 1998 bekannt und haben seitdem über die Jahre parallel zum Raumordnungs- und Planfeststellungsverfahren und danach innerhalb und außerhalb des Mediationsverfahrens (1998 - 2000), des Regionalen Dialogforums Flughafen Frankfurt (RDF, 2000 - 2007) und des Forums Flughafen und Region (FFR, seit 2008) für lebhafte Diskussionen gesorgt. Zudem zeigte sich entsprechend bereits in der RDF-Belastigungsstudie, dass die Erwartungen zur künftigen Entwicklung der Wohnsituation am Flughafen die Belästigungs- und Störungsreaktionen als auch die berichtete Lebensqualität beeinflusste (Schreckenbergs & Meis, 2007).

Wie Schuemer und Schreckenbergs (2000) vermuten, beginnt ein "Change-Effekt" möglicherweise aufgrund der Planungsdauer von Infrastrukturmaßnahmen wie dem Ausbau eines Flughafens bereits nach Ankündigung aber noch vor der eigentlichen Veränderung der Geräuschkategorie und wird durch Erwartungshaltungen co-determiniert. Die Ergebnisse der vertiefenden Längsschnittanalysen mittels Wachstumsmodell (LGCM) bestätigen, dass gerade die Veränderungen in der Fluglärmbelastung und berichteten Schlafstörungen nach Inbetriebnahme der NW-Bahn nicht allein durch Änderungen im Mittelungspegel ($L_{pAeq,24h}$ bzw. $L_{pAeq,22-06h}$), sondern vor allem durch nicht-akustische Co-Determinanten erklärt werden. Die Erwartungshaltung zum (künftigen) Flugbetrieb, das wahrgenommene Lärmbewältigungsvermögen und die Einstellung zum Luftverkehr (Bewertung als gefährlich, als nützlich) spielen, gefolgt von der individuellen Lärmempfindlichkeit, eine zentrale Rolle bei der Erklärung des Change-Effekts in der Fluglärmbelastung aber auch der berichteten fluglärmbedingten Schlafstörungen.

Von verschiedenen Autoren wird diskutiert, dass die Fluglärmbelastung bei vergleichbaren Mittelungspegeln im Laufe der Zeit insgesamt zugenommen hat (u.a. Guski, 2004; Janssen & Vos, 2009). Gjestland, Gelderblom, Fidell und Berry (2015) nehmen an, dass der zeitliche Trend der Zunahme der Fluglärmbelastung sich darin begründet, dass in den letzten Jahren vermehrt Fluglärmstudien an Flughäfen mit maßnahmenbedingten Änderungen durchgeführt wurden und die Zunahme der Fluglärmbelastung über die letzten Jahre schlicht ein Ergebnis des "Change-Effekts" darstellt. Sie argumentieren, dass keine Evidenz für die Notwendigkeit einer Aktualisierung der EU-Kurve zur Fluglärmbelastung (Miedema & Oudshoorn, 2001) besteht, wenn nur Fluglärmwirkungsstudien an "Bestandsflughäfen" in Betracht gezogen werden.

Der Vergleich der Expositions-Wirkungskurven zur Fluglärmbelastung am Frankfurter Flughafen und den Flughäfen Berlin-Brandenburg, Köln-Bonn und Stuttgart legt allerdings nahe, dass die Änderungssituation am Frankfurter Flughafen allein die zeitlichen

Veränderungen nicht erklären kann. Es zeigt sich, dass trotz aller Unterschiede zwischen den untersuchten Flughäfen an allen Flughäfen der Anteil hoch belastigter Personen bei gleichen Mittelungspegeln höher liegt als der HA-Anteil in der RDF-Belastigungsstudie, der seinerseits schon über den geschätzten HA-Anteil aus der generalisierten EU-Kurve zur Fluglärmbelastung liegt.

Die in den Hypothesen H5 und H6 (S. 77) formulierten Annahmen über die Beeinträchtigungsunterschiede zwischen Änderungsflughäfen (FRA, BER) und Bestandsflughäfen (CGN, STR) treffen dabei nur teilweise zu: Im Durchschnitt ist in den Jahren 2011 bis 2013 die Fluglärmbelastung am Flughafen FRA höher als an den anderen Flughäfen, dies gilt aber nicht für den zweiten "Änderungsflughafen" BER, an dem man ähnlich wie am Flughafen FRA wegen der Erwartungshaltung auch vor Neueröffnung des Flughafens eine erhöhte Fluglärmbelastung annehmen könnte. Oberhalb eines $L_{pAeq,24h}$ von 50 dB fällt der HA-Anteil niedriger aus als an den anderen Flughäfen.

Eine andere Erklärung für die Zunahme der Fluglärmbelastung im Laufe der letzten Jahrzehnte ist das Auseinanderlaufen von Mittelungspegel und Belästigung als ein weiteres Beispiel für das sog. "Airport noise paradox" (Freytag, 2001), wonach die Validität des Mittelungspegels als Determinante von Belästigungen über die Jahre nachgelassen hat, weil er die gestiegene Flugverkehrsmenge nicht angemessen reflektiert.

Es ist derzeit noch unklar, ob die Zunahme der Fluglärmbelastung im Zeitverlauf der letzten Jahre darauf beruht,

- dass in den vergangenen Jahren im europäischen Raum überwiegend Flughäfen, die sich in einer Änderungssituation befinden, untersucht wurden,
- dass der Verkehr bei gleichzeitigem technologisch bedingtem Rückgang des Geräuschpegels einzelner Flugzeuge zugenommen hat und/oder
- ob es an der begrenzten Eignung des Mittelungspegels liegt, die wirkungsrelevanten akustischen Merkmale der Luftverkehrsgeräuschbelastung adäquat abzubilden.
- Schließlich kann auch der Anspruch der Bevölkerung an die Wohnqualität im Laufe der Zeit gestiegen sein. Zwar geben die Daten dieser Studie

Auch in dieser Studie konnten zwar Unterschiede im Geräuschpegel-Belastigungs- und Geräuschpegel-Schlafstörungen-Zusammenhang zwischen den verschiedenen Flughäfen aufgezeigt werden, die verschiedenen Verkehrsmengen, unterschiedlichen Nachtflugverkehrsanteile oder die Korrelationen mit anderen erhobenen akustischen Parametern (mittlerer Maximalpegel, NAT55) können allerdings die gefundenen verschiedenen Expositions-Wirkungsbeziehungen nicht abschließend erklären. Es ist möglich, dass ein unterschiedlicher Verkehrsmix an den Flughäfen einen Grund für die Belastigungsunterschiede darstellt, dies lässt sich allerdings anhand der vorliegenden Daten nicht prüfen.

Neben den Änderungssituationen an den Flughäfen oder Veränderungen in der Technologie und/oder Verkehrsmenge bzw. des Verkehrsmixes kann auch der politische Diskurs in der Region im Umfeld eines Flughafens für die Entwicklung der Fluglärmbelastigung in der Bevölkerung eine Rolle spielen. Hinweis darauf geben die Untersuchungen von Broer (2006), die einen Zusammenhang zwischen den verschiedenen Diskursen an den Flughäfen Zürich und Amsterdam-Schiphol und der unterschiedlichen Fluglärmbelastigung unter den Anrainern an den Flughäfen aufzeigen.

17.3 Vergleich von Flug-, Schienen- und Straßenverkehrslärm

Bei allen Verkehrslärmquellenarten korreliert der Geräuschpegel ($L_{pAeq,24h}$ bzw. $L_{pAeq,22-06h}$) mit der quellspezifischen Lärmbelastigung und den berichteten Schlafstörungen mit mindestens $r > 0,30$, die Hypothese H7, S. 79, die den Geräuschpegel-Beeinträchtigungszusammenhang für alle Verkehrslärmarten postuliert, ist damit bestätigt. Es zeigt sich allerdings, dass die Korrelationen der Lärmbelastigung und der berichteten Schlafstörungen beim Straßenverkehr niedriger ausfallen als beim Flug- und Schienenverkehr. Straßenverkehrsgeräusche unterscheiden sich von Flug- und Schienenverkehrsgeräuschen durch ein in der Regel höheres Verkehrsaufkommen bei vergleichsweise moderateren Geräuschpegeln der Einzelfahrzeuge. Ein anderer möglicher Grund für die geringeren Korrelationen beim Straßenverkehr ist, dass die Lärmbelastigungs- und Störungsurteile durch andere mit dem Straßenverkehr in Beziehung stehende Faktoren mit beeinflusst werden, z.B. verkehrsbedingte Luftschadstoffe, die in dieser Untersuchung nicht erfasst wurden. Bei den erhobenen personen- und situationsbezogenen Kontextfaktoren haben sich diesbezüglich keine Auffälligkeiten gezeigt, die die geringere Korrelationshöhe beim Straßenverkehr erklären könnten.

Die Studie ergibt weiterhin, dass sich bei gleichen 24-Stunden-Mittelungspegeln deutlich mehr Menschen in der Rhein-Main-Region im Umfeld des Flughafens Frankfurt durch Luftverkehrs- als durch Straßen- oder Schienenverkehrsgeräusche (hoch) belästigt fühlen. Dieser Unterschied in den Quellenarten bestätigt jahrzehntelang bekannte Befunde in der Lärmbelastigungsforschung. In den Sekundäranalysen von Miedema und Vos (1998) und Miedema und Oudshoorn (2001), in denen über 50 Originalstudien mit etwa 54.000 Teilnehmenden (die Zahlen differieren etwas in den beiden Veröffentlichungen) analysiert wurden, ist der höhere Anteil lärmbelästigter Personen beim Luftverkehr im Vergleich zum Straßen- und Schienenverkehr aufgezeigt worden.

Bei den berichteten Schlafstörungen durch Verkehrslärm zeigen sich ähnliche Unterschiede zwischen den Verkehrsträgern wie bei der Lärmbelastigung: Bei gleichen Nachtmittelungspegeln sind die berichteten Schlafstörungen und der Anteil der hoch schlafgestörten Personen (HSD-Anteil) durch Fluglärm höher als durch Schienen- und Straßenverkehrslärm.

Die höhere Belästigung durch Luftverkehrsgeräusche gegenüber der durch Straßen- und Schienenverkehrsgeräusche zeigt sich sowohl bei Vergleich der unabhängigen Stichproben im Rhein-Main-Gebiet (Panelstudie, Querschnittsstudien QS Straße und QS Schiene) als auch bei Vergleich von Subgruppen innerhalb des Rhein-Main Panels mit dominierendem Flug-, Schienen- bzw. Straßenverkehrslärms (Dominanz: Differenz im $L_{pAeq,24h} > 2,5$ dB gegenüber den jeweils anderen beiden Verkehrsarten).

Demgegenüber unterscheiden sich die durch Schienen- und Straßenverkehrslärm verursachten Lärmbelastigungen und berichteten Schlafstörungen zwar geringer, jedoch gibt es hier Unterschiede zwischen einem Quellenvergleich anhand der Subgruppen der Panelstudie mit dominierendem Straßen- bzw. Schienenverkehrslärm und anhand der Querschnittsstudien mit jeweils dominierendem Straßenverkehrslärm (QS Straße) oder Schienenverkehrslärm (QS Schiene). Bei Vergleich der unabhängigen Querschnittsstichproben (Abbildung 13-1) zeigt sich bei einem $L_{pAeq,24h} > 65$ dB, dass der Schienenverkehrslärm gegenüber dem Straßenverkehr lästiger ist. Bei einem $L_{pAeq,24h} < 60$ dB ist der Straßenverkehrslärm geringfügig lästiger. Ein vergleichbares Ergebnis berichten Lercher, de Greve, Botteldooren und Rüdiger (2008) in der Untersuchung der Wirkung von Schienen- und Straßenverkehrsgeräuschen im Alpenraum (Wipptal). In ihrer Studie zeigt sich eine geringere Belästigung durch Schienenverkehr im Vergleich zum Straßenverkehr, oberhalb von Tag-Abend-Nacht-Pegeln L_{den} von 60 - 65 dB allerdings ist der Schienenverkehr belästigender.

Jedoch differieren beim Straßenverkehrslärm die Anteile der hoch lärm-belästigten Personen (HA-Anteile) in der Panelstudie und in der QS-Straße-Stichprobe: Bei gleichem Mittelungspegel ist der HA-Anteil Straße in der Panelstichprobe höher als in der unabhängigen Stichprobe QS Straße und liegt dabei vollständig im Konfidenzintervall der Expositions-Wirkungskurve zum HA-Anteil Schiene in der Subgruppe der Panelstichprobe mit dominierendem Schienenverkehrslärm.

Es ist möglich, dass die Berücksichtigung des Faktors "Autobahnnähe" bei Ziehung der Personen für die Teilstudie QS Straße dazu geführt haben kann. Dies lässt sich nur durch eine kleinräumige Sichtung der Wohngebiete, die in den verschiedenen Stichproben vom Straßenverkehrslärm dominierend betroffen sind, klären. Die Breite der Konfidenzintervalle der Expositions-Wirkungskurven zum Schienen- und Straßenverkehrslärm in oberen Pegelbereichen - insbesondere in der Panelstudie - lässt darauf schließen, dass die genaue Lage der jeweiligen Regressionskurve unsicherer ist als beim Luftverkehr, was für ein Studiengebiet in Flughafennähe nicht weiter verwunderlich ist. Für die Ermittlung einer belastbaren quellspezifischen Expositions-Wirkungsbeziehung zum Straßenverkehrslärm (das gilt auch für den Schienenverkehrslärm) würden Untersuchungsgebiete mit potenziell anderen Störquellen - dazu zählt auch der Luftverkehr - eher zu vermeiden sein.

Die Hypothese H8, S. 79, die von einer Belästigung durch Verkehrslärmquellenarten in der Reihenfolge Luftverkehr > Straßenverkehr > Schienenverkehr ausgeht, wird durch die Ergebnisse nur zum Teil bestätigt. Die höhere Belästigung durch

Luftverkehrsgeräuschbelastungen trifft zu, die höhere Belästigung durch Straßen gegenüber dem Schienenverkehrslärm nicht bzw. nicht in allen Stichproben und nicht in allen Geräuschpegelklassen.

Für die Lebensqualitäts-Variablen gilt bei allen Verkehrslärmquellenarten, dass die beiden Summenscores zur Lebensqualität, die psychische (MCS) und die körperliche (PCS) Lebensqualität, leichte Zusammenhänge mit dem 24-Stunden-Dauerschallpegel aufweisen, der Einfluss der Geräuschbelastung aber vor allem durch die Lärmbelästigung (negativ) vermittelt wird. Die Annahme einer sowohl für die psychische als auch körperliche Lebensqualität geltende (gleiche) Reihenfolge in der Beeinträchtigungswirkung der verschiedenen Verkehrslärmquellenarten bestätigt sich nicht (Hypothese H10, S. 80). Unterschiede zwischen den Verkehrslärmquellenarten beziehen sich darauf, dass die psychische Lebensqualität vor allem in den höheren Stufen der Belästigung durch Fluglärm vermindert ist, die körperliche Lebensqualität dagegen im Quellenvergleich vor allem (negativ) mit der Schienenverkehrslärmbelästigung assoziiert ist. Dies korrespondiert teilweise mit Befunden aus den übrigen Teilprojekten der NORAH-Studie, wonach der Fluglärm höhere Effekte auf das Risiko an Depression zu erkranken hat als die übrigen beiden Verkehrslärmquellenarten (Seidler et al., 2015).

17.4 Wirkung kombinierter Verkehrsgeräuschexposition

Die Wirkung kombinierter Verkehrsgeräuschquellen wurde im NORAH-Projekt anhand der beiden Kombinationen Luft- plus Straßenverkehr sowie Luft- plus Schienenverkehr geprüft. Dabei wurde darauf geachtet, dass die akustische "Dominanz", d. h. das Überwiegen des Mittelungspegels der einen oder anderen Quelle, ausgeglichen war. In den Belästigungsergebnissen zeigt sich zunächst, dass die Gesamt-Belästigung für beide Quellen-Kombinationen ohne Berücksichtigung der Dominanz zwar positive Korrelationen mit dem energetisch aus beiden Quellen addierten Gesamt-Geräuschpegel hat, diese Beziehung jedoch nicht sehr steil ist und aus dem Luftverkehrsgeräuschpegel allein ebenso gut vorhergesagt werden könnte. Berücksichtigt man entweder die Pegel beider beteiligten Quellen einzeln oder den energetischen Summenpegel aus beiden Quellen plus Dominanzverhältnis in multiplen Regressionen zur Varianzaufklärung der Gesamtlärm-Belästigung, so stellt sich heraus, dass die Berücksichtigung beider Quellenpegel und deren Interaktion hohes Gewicht haben, der Luftverkehrsgeräuschpegel aber entscheidender ist als die zweite Quelle. Für die Vorhersage der Gesamtlärm-Belästigung sind weiterhin personale Faktoren bedeutsam, v.a. Lärmempfindlichkeit und die Bewertung des Luftverkehrs.

Aus diesen Ergebnissen lässt sich schließen, dass die energetische Addition der Pegel aus beiden Quellen ohne Berücksichtigung der Dominanzverhältnisse die Gesamtlärm-Belästigung weniger gut vorhersagt als die Kombination der Einzelpegel.

Für die Planungspraxis ist es wichtig, anhand berechneter Einzelpegel die Wirkung der Kombination der Einzelpegel vorhersagen zu können. Die Prognose kann dabei ggf. dadurch verbessert werden, dass die Einzelpegel auf Basis aktueller Expositions-Wirkungsfunktionen wirkungsgerecht transformiert werden. In der Wissenschaft wäre die Verwendung wirkungsgerecht transformierter Pegel als Expositionsmaß in Expositions-Wirkungsanalysen teilweise tautologisch, wenn damit das Ergebnis des Expositions-Wirkungsmodells zuvor hineingesteckt wurde.

17.5 Gesundheitsbezogene Lebensqualität und Lärmbelästigung

An allen untersuchten Flughäfen zeigt sich, dass der Einfluss der Luftverkehrsgeräuschbelastung auf die gesundheitsbezogene Lebensqualität über die Fluglärmbelästigung vermittelt wird. Dies gilt für die körperliche Lebensqualität (SF8-Summenscore PCS), insbesondere aber für die psychische Lebensqualität. Der vermittelnde Effekt der Lärmbelästigung besteht auch beim Straßen- und Schienenverkehrslärm. Die Forschungshypothese H12 dazu wird damit beibehalten. Folgt man der Gesundheitsdefinition der Weltgesundheitsbehörde WHO (1946) als Zustand des körperlichen, seelischen und sozialen Wohlbefindens, dann zeigt sich in der Verknüpfung der (allgemeinen) berichteten gesundheitsbezogenen Lebensqualität und dem Belästigungserleben demnach die gesundheitsbezogene Relevanz der Belästigung.

Der in dieser Studie gefundene Einfluss der Lärmbelästigung auf die gesundheitsbezogenen Lebensqualität wird auch in früheren Studien berichtet (Dratva et al., 2010; Nitschke et al., 2014; Shepherd et al., 2010; Welch, Shepherd, Dirks, McBride & Marsh, 2013).

Bei einem Teil der genannten Studien wurde keine Trennung zwischen den Effekten der Geräuschpegel und der Lärmbelästigung vorgenommen, da entweder

- keine individuellen Geräuschpegeldata zur Verfügung standen bzw. nicht genutzt wurden (Dratva et al., 2010; Shepherd et al., 2010); oder
- die Distanz zu stark befahrenen Hauptstraßen als Belastungsmaß verwendet wurde, in dem Wohngebiete in Gruppen der Entfernung zur nächsten Hauptstraße (*major road, major motorway*) eingeteilt wurden (Nitschke et al., 2014; Welch et al., 2013).

Eine differenzierte Analyse der Beziehung zwischen Geräuschexposition, Lärmbelästigung und gesundheitsbezogener Lebensqualität (SF36) wurde in der Schweizer Studie von Héritier et al. (2014) am Beispiel von Straßenverkehrslärm vorgenommen. Die Autoren konnten anhand von Strukturgleichungsmodellierungen (SEM) zeigen, dass sowohl die Straßenverkehrsgeräuschexposition (L_{dn}) als auch die Straßenverkehrslärmbelästigung indirekt auf SF36-Scores der gesundheitsbezogenen Lebensqualität wirken. Ihrem SEM zufolge wirken Straßenverkehrsgeräusche (L_{dn}) auf die Lärmbelästigung, diese auf

(berichtete) Schlafstörungen und diese wiederum auf die gesundheitsbezogene Lebensqualität (SF36).

In der hier vorliegenden Studie wurde der Zusammenhang zwischen Geräuschpegel, Lärmbelästigung und Lebensqualität (SF8) nicht nur in univariaten Regressionsmodellen, sondern auch in multivariaten Modellen, insbesondere in Latenten Wachstumsmodellen (LGCM) unter Berücksichtigung von verschiedenen Confoundern untersucht. Allgemeine Schlafstörungen bzw. die Schlafqualität ist dabei nicht als möglicher Mediator zwischen der Lärmbelästigung und der Lebensqualität betrachtet worden; die vorliegenden Ergebnisse sprechen für einen direkten Zusammenhang zwischen der Belästigung und der gesundheitsbezogenen, insbesondere psychischen Lebensqualität.

In Schreckenberget al. (2010b) ist darüber spekuliert worden, ob nicht umgekehrt die Lebensqualität die Lärmbelästigung beeinflusst (*reversed causality*). Auch andere Autoren berichten darüber, dass insbesondere das psychische Wohlbefinden oder gar psychische Erkrankungen (Depression) als lärmunabhängige Gesundheitsbeeinträchtigungen die Lärmbelästigung beeinflussen können und Menschen, die unter entsprechenden psychischen Beeinträchtigungen leiden, eine vulnerable Gruppe darstellen, welche auf Geräuschexposition stärker reagieren können (u.a. Stansfeld, 1992; van Kamp & Davies, 2013). Die in der NORAH-Studie durchgeführten Mediatoranalysen legen allerdings nahe, dass die vorliegenden Daten eher die Annahme stützen, dass die Lärmbelästigung ein Mediator für den Effekt von Geräuschbelastungen auf die Lebensqualität darstellt.

In diesem Zusammenhang wird in der wissenschaftlichen Fachliteratur auch die Vermutung geäußert, dass die Lärmempfindlichkeit, die mit anderen Persönlichkeitsmerkmalen wie Neurotizismus od

er negative Affektivität sowie auch mit berichteten Gesundheitsbeschwerden assoziiert ist, Ausdruck einer allgemeinen Vulnerabilität darstellt (zusammenfassend Schreckenberget al., 2010a). Analysen dazu, inwieweit Variablen einer allgemeinen Sensibilität (Empfindlichkeit gegenüber Licht, Farbe, Schmerz, Geruch, Berührung) oder die gesundheitsbezogene Lebensqualität die Lärmempfindlichkeit als Moderator von Lärmreaktionen ersetzen können, legen allerdings nahe, dass die Lärmempfindlichkeit eher spezifischer Natur ist und ein besserer Prädiktor für Lärmreaktionen (z. B. Lärmbelästigung) darstellt als Variablen zur generellen Sensibilität (Hatfield, Job, Carter, Peploe, Taylor & Morell, 1999). Umgekehrt ist die Lärmempfindlichkeit zur Vorhersage der wahrgenommenen Umweltqualität weniger geeignet als zur Vorhersage von Lärmreaktionen (Schreckenberget al., 2010a). In der Tat erweist sich die Lärmempfindlichkeit auch im NORAH-Projekt als wichtige Co-Determinante von Lärmwirkungen, nicht nur wie in dieser Studie bezogen auf die Lärmbelästigung, berichtete Schlafstörungen (sowie andere Aktivitätenstörungen) und die gesundheitsbezogene Lebensqualität, sondern auch in anderen NORAH-Studienteilen z.B. bezogen auf physische Reaktionen wie die Veränderung von Blutdruckwerten (Eikmann et al., 2015).

17.6 Weitere Wirkungen von Verkehrslärm

Neben den vier hauptsächlich betrachteten Wirkungsbereichen Lärmbelastung, lärmbedingte Schlafstörungen und psychische sowie körperliche Lebensqualität wurden die Lärmauswirkungen auf Aktivitätenstörungen (vgl. Algers & Jensen, 1991) untersucht. Dabei konnten Effekte des Lärms von Luft-, Schienen- und Straßenverkehr auf Kommunikationsstörungen, Störungen der Ruhe und Konzentration sowie psycho-vegetative Störungen aufgezeigt werden. Auch auf diese Störungen bezogen ist bei gleicher Geräuschbelastung (Tagesmittelungspegel) der Grad der berichteten Störungen durch Fluglärm höher als der Grad der Störungen durch Straßen- und Schienenverkehrslärm und weiterhin der Störungsgrad am Flughafen Frankfurt höher als an den anderen untersuchten Flughäfen.

Das Lärmbewältigungsvermögen sinkt an allen Flughäfen mit zunehmendem Mittelungspegel für Luftverkehr ($L_{pAeq,24h}$) und ist am Flughafen Frankfurt dabei weniger ausgeprägt als an den anderen Flughäfen. Dies ist insofern von Bedeutung, als dass sich das Lärmbewältigungsvermögen neben der Geräuschbelastung als ein bedeutsamer Einflussfaktor zusammen mit den Einstellungen zur Luftfahrt und den Erwartungen zu den Auswirkungen des künftigen Flugbetriebs auf die Veränderungen der Fluglärmbelastung im Zuge der Nordwest-Bahneröffnung herausgestellt hat. Eine leichte Assoziation zwischen der Geräuschbelastung und dem Lärmbewältigungsvermögen ist auch beim Straßen- und Schienenverkehr erkennbar, die Assoziationsstärke ist aber geringer als beim Fluglärm.

Eine deutliche Luftverkehrs-Geräuschpegelabhängigkeit ergibt sich auch für die Erwartungen zum künftigen Flugbetrieb und seinen Auswirkungen. Sie prägen als eine wesentliche Einflussgröße die Veränderungen der Belästigung am Flughafen Frankfurt. Sie verändert sich ähnlich wie die Fluglärmbelastung auch dahin gehend, dass die Erwartungen in 2012 negativer ausfallen als in 2011 und sie sich 2013 wieder etwas an die Situation in 2011 angleichen. Ähnlich zeigt sich das auch beim Vertrauen in Verantwortliche. Dies ist am Flughafen Berlin-Brandenburg am geringsten und am Flughafen Stuttgart am höchsten ausgeprägt. Auffallend ist, dass den Verantwortlichen für Schienenverkehrslärm nicht mehr Vertrauen entgegengebracht wird als den für Fluglärm Verantwortlichen. Sowohl bei Straßenverkehrslärm wie auch beim Schienenverkehrslärm besteht eine Abhängigkeit zwischen Geräuschbelastung und Vertrauen. Alle hier genannten Einstellungsgrößen sind entsprechend auch mit der Lärmbelastung assoziiert. Zur Frage, in welcher Weise das Belästigungserleben und die weiteren Einstellungsgrößen sich gegenseitig in welcher zeitlichen Anordnung beeinflussen, besteht weiterhin noch Forschungsbedarf. Die Erwartungen zu den Folgen des Flugbetriebs sowie das individuelle Lärmbewältigungsvermögen scheinen den Verlauf des Belästigungserlebens mitzusteuern. Nach Stallen (1999) sind sie auch Ausdruck bzw. Folge der wahrgenommenen Kontrolle über die Lärmsituation und möglicherweise zusammen mit dem Vertrauen in Verantwortliche und der erlebten Fairness auch ein Indikator dafür, wie betroffene Anwohnende das Management rund um den Verkehr und seinen Auswirkungen, die Politik

und die öffentliche Diskussion als hilfreich zur Bewältigung der eigenen Lärmsituation wahrnehmen (Broer, 2006).

Die allgemeine berichtete Schlafqualität (ohne Lärmbezug in der Frageformulierung) wird durch Verkehrslärm gestört. Die Geräuschpegelabhängigkeit zeigt sich beim Schienenverkehrs- und Fluglärm deutlicher als beim Straßenverkehrslärm. Die stärksten Beeinträchtigungen ergeben sich am Flughafen Köln-Bonn, was sich durch den höheren relativen Anteil an nächtlichen Flugbewegungen im Vergleich zu den übrigen Flughafenstandorten erklärt.

Die Zufriedenheit mit der Wohngegend ist an allen Flughafenstandorten vergleichsweise gut, es besteht aber an allen Flughäfen eine Mittelungspegel-Abhängigkeit im Sinne einer sinkenden Zufriedenheit mit zunehmendem Geräuschpegel.

Diese weitergehenden Zusammenhänge zwischen Verkehrslärm und weiteren Störungen bzw. der Wohn- und Schlafqualität wurden bereits in der RDF-Belastigungsstudie (Schreckenberget al., 2010b) festgestellt und decken sich mit den Ergebnissen vieler Lärmwirkungsstudien (u.a. Finke et al., 1980; Kroesen et al., 2010; Wirth, 2004; vgl. auch zusammenfassend Schuemer, Schreckenberget Felscher-Suhr, 2003) zu den weitergehenden Wirkungen von Schienen- und Straßenverkehrslärm.

17.7 Nicht-akustische Einflussgrößen

In dieser Studie hat sich erneut, neben dem Mittelungspegel, der Einfluss nicht-akustischer Faktoren auf die Lärmbelastigung, auf die lärmbedingten Schlafstörungen sowie auf die gesundheitsbezogene Lebensqualität herausgestellt, was mit den Ergebnissen früherer Untersuchungen konform geht (Bartels, 2014; Fields, 1993; Miedema & Vos, 1999; Wirth, 2014). Zu den wesentlichen Faktoren zählt die individuelle Lärmempfindlichkeit, die sich bei allen drei Zielvariablen, an allen Flughäfen und bezogen auf alle Verkehrslärmquellenarten als ein wesentlicher Moderator herausstellte. Sie ist insbesondere neben der Fluglärmbelastigung eine wesentliche Einflussgröße für die Lebensqualität, vor allem der psychischen Lebensqualität. Im Fall der Änderungen am Flughafen Frankfurt erweist sich die Lärmempfindlichkeit neben der Fluglärmbelastigung als relevant für die Entwicklung der Lebensqualität im Zuge der Veränderungen am Flughafen in den Jahren 2012/2013 vs. 2011. Für die Lärmbelastigung und berichteten Schlafstörungen erweisen sich auch die Einstellungen zur jeweiligen Verkehrslärmquelle (Bewertung als "nützlich", als "umweltschädigend") als bedeutsame Einflussgröße. Bei einigen nicht-akustischen Faktoren ist eine moderierende Wirkung insbesondere auf die Lärmbelastigung unterstellt worden, sie erweisen sich im Rahmen von Mediatoranalysen allerdings eher als eine Reaktion auf die Geräuschbelastigung vermittelt über die zum gleichen Zeitpunkt oder in Vorwellen erhobenen Lärmbelastigung. Dies betrifft das Lärmbewältigungsvermögen, die Bewertung der Verkehrslärmquellenart als gefährlich, das Vertrauen in Lärmverantwortliche und die Erwartungen zum Flugbetrieb, am Flughafen

Frankfurt darüber hinaus die erlebte Fairness von Entscheidungsprozessen zum Ausbau des Flughafens. Diese Sekundärreaktionen können aber im Längsschnitt auf die nachfolgende Lärmbelastung einwirken. In den Längsschnittanalysen sind es vor allem das Lärmbewältigungsvermögen und die Erwartungen zum Flugbetrieb, die über die Änderung im Geräuschpegel hinaus die Veränderung der Fluglärmbelastung, insbesondere den Change-Effekt, beeinflussen.

17.8 Limitationen der Studie

17.8.1 Beteiligung in der Studie

Eine Limitation der Studie ergibt sich aus den erzielten niedrigen Responseraten, insbesondere in der Rhein-Main Region. Die erzielten Quoten der Befragungsteilnahme (vollständige Interviews bzw. ausgefüllte Onlinefragebögen) betragen zwischen 7 % (Frankfurt) und 31 % (Berlin-Brandenburg) bezogen auf die Zahl der versandten Schreiben und zwischen 17 % und 31 % bezogen auf die verfügbaren Telefon- und E-mail-Kontaktdaten.

Diese Teilnahmequoten sind niedrig und gaben Anlass zur Ausweitung der vorgesehenen Non-Response-Analyse und Prüfung der Abschätzung einer möglichen responsebedingten Verzerrung auf die Ergebnisse. Geplant war zudem (ab 2012) eine Non-Responder-Befragung, um diejenigen, die das vollständige Interview verweigern, noch zu bitten, zumindest wenige Fragen zum Alter, Geschlecht, zur Bildung sowie zu ihrer Belästigung durch Flug-, Straßen- und Schienenverkehrslärm zu beantworten. Mit dieser Kurzbefragung sollte abgeschätzt werden, ob die Gruppe der Non-Responder sich systematisch in der Verkehrslärmbelastung von den Respondern unterscheiden. Es nahmen allerdings nur ca. 6 % der das vollständige Interview verweigernden Personen an dieser Kurzbefragung teil. Die Datenqualität reicht bei dieser Rate nicht aus, um daraus valide Aussagen über die Gruppe der Verweigerer abzuleiten, so dass diese zusätzliche Non-Responder-Befragung nicht weiter ausgewertet wurde.

Neben der Tatsache, dass allgemein Responseraten in Bevölkerungsumfragen sinken (Curtin, Presser & Singer, 2005; De Heer, 1999; de Leeuw & De Heer, 2002), betreffen niedrige Responseraten auch andere Lärmwirkungsstudien. Zum Beispiel berichten Miller et al. (2014) von 12,1 % bzw. 35,1 % Responserate bei einer telefonischen bzw. schriftlichen Befragung an drei US-amerikanischen Flughäfen. Zum Vergleich: Die Responseraten des bundesweiten telefonischen Gesundheitsmonitoring (GEDA) betrug 2010 28,9 % und 2012 22,1 % (Robert-Koch-Institut 2012, 2014).

Interessant in der Studie von Miller et al. (2014) ist, dass mit schriftlichen Befragungen höhere Responseraten erzielt worden sind, diese aber für die Lärmpegelklassen stärker streuen und eine Pegelabhängigkeit erkennen lassen, die sich bei den telefonischen Befragungen nicht zeigt. Niedrige Responseraten bedeuten daher nicht zwangsläufig eine

niedrige Datenqualität. Darauf wird auch in der Umfrageforschung hingewiesen, wenn es heißt, dass verstärkte Anstrengungen zur Erhöhung der Responserate zu einer verminderten Datenqualität führen kann (vgl. z.B. Fricker & Tourangeau, 2010; Tourangeau, Groves & Redline, 2010).

Von der Non-Response zu unterscheiden ist die "Unterdeckung". Diese ist in dieser Studie dadurch entstanden, dass Meldedaten der Wohnadressen im Untersuchungsraum und Rufnummern aus öffentlichen Telefonregistern verschnitten wurden und dadurch nicht eingetragene Festnetzanschlüsse und Mobilfunkanschlüsse in der Auswahlgesamtheit (hier: Pool verfügbare Telefonrufnummern für die Telefonbefragung) nicht enthalten waren. Für 28 - 38,5 % der gezogenen Personen konnten eingetragene Telefonnummern recherchiert werden, d.h. die Unterdeckung fällt hoch aus. Dieses Problem ist bei Telefonbefragungen bekannt. Deshalb werden für repräsentative Telefonbefragungen nach hohem Qualitätsstandard üblicherweise "Random-Digit-Dial-Verfahren (RDD)" angewendet. Das einzige in Deutschland anwendbare RDD-Verfahren, das die Merkmale einer Zufallsauswahl im Rahmen von Telefonbefragungen aufweist, ist das von Gabler und Häder (1997) entwickelte Verfahren. Die Methode gestattet - mathematisch begründbar - eine reine einfache Zufallsauswahl von Privathaushalten mit Telefonanschlüssen unter Berücksichtigung der im Telefonbuch nicht eingetragenen Haushalte - eine wichtige Voraussetzung für eine bevölkerungsrepräsentative Telefonstichprobe. Im Fall einer regionalen Anwendung wird durch Festlegung der einzubeziehenden Gemeinden, ausgehend von den Gemeinden nach Zufall Nummern auf Basis der Vorwahlnummern erzeugt, deren tatsächliche Existenz überprüft wird. Dieses Verfahren gestattet die Einbeziehung der in den Telefonbüchern nicht eingetragenen Haushalte. Im Rahmen dieses Projekts konnte das Verfahren allerdings nicht eingesetzt werden, da für die Stichprobenziehung die Kenntnis der Adressen erforderlich war und die Überlappung von eingrenzbaeren Vorwahlnummern-Bereichen und dem Studiengebiet zu gering war. Schließlich war in dieser Studie der Schallpegel (Mittelungspegel) von Verkehrsgeräuschen eine wichtige Schichtungsvariable bei den Ziehungen der geschichteten Zufallsstichproben. Und gerade in größeren Kommunen lassen sich die definierten Schallpegelklassen nicht mit den Telefon-Ortsnetzen in Übereinstimmung bringen.

Insbesondere am Flughafen Frankfurt standen die Autoren zu Beginn der Studie im April 2011 vor der Situation, dass bis zum 20. Oktober 2011 (einen Tag vor Inbetriebnahme der NW-Bahn) alle Interviews der ersten Panelerhebungswelle erfolgt sein mussten. Des Weiteren sollten die Befragungen wegen der besseren Erreichbarkeit außerhalb der Schulferien stattfinden. Vor Befragungsbeginn mussten Einwohnermeldedaten bis zur Stichprobenziehung aufbereitet und mit anderen Datensätzen (Geräuschpegeldaten) verschnitten und schließlich das Erhebungsinstrument entwickelt und getestet werden. Dies bedeutete zum Projektstart eine logistische Herausforderung. Da sich vor Befragungsbeginn rasch die hohe Unterdeckung abzeichnete, trafen die Autoren die Entscheidung, eine hohe Zahl an Informationsschreiben an die für die Telefonnummernrecherche vorab gezogene Zufallsstichprobe zu versenden *bevor* dazu die Telefonnummern recherchiert wurden. Damit wurde eine hohe Ausfallrate riskiert, um

damit rechtzeitig die anhand von Powerberechnungen ermittelte absolute Zahl von erforderlichen Panelteilnehmenden zu erhalten. An den übrigen Flughäfen wurden erst die Telefonnummern recherchiert und dann die dazu gehörigen Personen schriftlich informiert.

Zu fragen ist, ob mit einer anderen Befragungsform innerhalb der vorgesehenen Zeit eine bessere Responserate erzielt worden wäre. Nach der US-amerikanischen Lärmwirkungsstudie von Miller et al. (2014) wäre dies zu bejahen. Zudem hätte man mit einer schriftlichen/postalischen Befragung mit Unterlagenversand an Wohnadressen, die mit Namensangaben von Meldeämtern zur Verfügung gestellt würden, das Problem einer Unterdeckung der Zielpopulation weitgehend umgangen.

Allerdings spricht die augenscheinliche Pegelabhängigkeit des Fragebogenrücklaufs bei schriftlichen Befragungen in der Studie von Miller et al. (2014) für eine responsebedingte Verzerrung und verminderte Datenqualität. Das Problem bei postalischen Befragungen ist nicht allein eine niedrige Responserate, sondern eher die hohe Streuung in den Responseraten bei dieser Befragungsform (Bortz & Döring, 2006). Dies hängt davon ab, wie intensiv eine Nachfassaktion erfolgt, wobei ein Zuviel an Rekrutierungsbemühungen wiederum die Datenqualität mindern kann (s.o.). Die Erfahrungen aus der vertiefenden Befragung in der NORAH-Fallkontrollstudie (Seidler et al., 2015) zeigen allerdings, dass in der Rhein-Main Region auch eine schriftliche Befragung nicht zu einer höheren Responserate führt.

Eine schriftlich/postalische Befragung ist aus folgenden Gründen problematisch: Die Länge und Komplexität des Fragebogens hätte zu einer weiteren Reduktion der ohnehin im allgemeinen (ohne ausführlichere Nachfassaktion) niedrigen Rücklaufquoten geführt. Beide Eigenschaften sind nachweislich Determinanten des Rücklaufs (vgl. Dillman, Smyth & Christian, 2014, pp. 32; Porst, 2001). Schon früh war klar, dass Lese- und Schreibkompetenz sowie die ethnische Zugehörigkeit nicht nur die Teilnahmebereitschaft, sondern auch die Datenqualität beeinflussen können (vgl. Couper & Rowe, 1996).

Zur Sicherung der Rücklaufquoten muss man bei schriftlich/postalischen Befragungen alle dazu notwendigen Schritte beachten: Erinnerungsschreiben mit erneutem Versand des Fragebogens, weitere Erinnerungen und Dankeschreiben. Dies hätte nicht nur zu erhöhten Kosten (erneuter Druck und Versand der Fragebögen), sondern auch zu zeitlichen Engpässen angesichts des Termins zur Eröffnung der NW-Landebahn geführt, zumal mehrere Tausend Fragebögen hätten kontrolliert und eingegeben werden müssen. Zudem konnte angesichts des Themas nicht ausgeschlossen werden, dass der/die Befragte den Fragebogen nicht allein ausfüllt bzw. es wäre nicht zu kontrollieren gewesen, wer im Haushalt den Fragebogen ausfüllt und ob es in der Panelstudie im Zeitverlauf immer die gleiche Person gewesen wäre.

Die positive Wirkung von Incentives auf die Teilnahmebereitschaft ist unbestritten (vgl. zuletzt Singer & Ye, 2013, Porst, 1999), allerdings nur dann, wenn sie als Geldbetrag und möglichst „prepaid“ gegeben werden. Lotterien wären wegen ihrer weitgehenden Wirkungslosigkeit (vgl. Dillman, Smyth & Christian, 2014, p. 371) nicht in Frage gekommen.

Eine Zahlung als Geldbetrag hätte aber den Eindruck erwecken können, man wolle die Befragten in ihrem Antwortverhalten beeinflussen bzw. „kaufen“. Allein prinzipielle Möglichkeiten einer öffentlichen Diskussion über gezahltes Geld hätte die gesamte Studie gefährden können. Aus diesem Grund wurde in dieser Studie des NORAH-Verbundprojekts auf eine Incentivierung verzichtet.

Eine Face-to-Face-Befragung konnte wegen der langen Feldzeit ausgeschlossen werden, da die Befragung von ca. 9.000 Personen mindestens ein Jahr gedauert hätte. Eine adressbasierte Face-to-Face-Befragung von 2.000 Personen dauert mindestens 3 Monate und hat einen längeren organisatorischen Vorlauf.

Die telefonische Variante hatte den Vorteil einer rascheren Administrierbarkeit. Zudem wurde bewusst eine Interviewer-administrierte Form der Befragung gewählt, weil sie normalerweise zu einer höheren Ausschöpfungsquote führt und die Befragung einer größeren Stichprobe von Befragten gestattet. Außerdem eröffnet sie für den Befragten die Möglichkeit, Fragen zu stellen, die der Interviewer in neutraler Form (vgl. Prüfer & Stiegler, 2002) beantworten kann.

Ein weiterer Punkt ist die Frage, ob ein anderes Anschreiben eine stärkere Teilnahmebereitschaft bewirkt hätte. So ist z.B. alternativ zur Telefonbefragung die Teilnahme online (mit dem gleichen Fragebogen) angeboten worden. Die angeschriebenen Personen sind dabei gebeten worden, für den Erhalt von Zugangsdaten eine Emailadresse anzugeben. Denkbar wäre es gewesen, gleich einen Link im Anschreiben sowie ein individuelles Passwort dazu anzugeben. Das war allerdings explizit von den Autoren nicht gewünscht, da das Telefon nach wie vor das Hauptmedium sein sollte und insbesondere im Panel, in dem wiederholte Befragungen vorgesehen waren, ein Interviewer-administrierter Kontakt - per Telefon und/oder Email - aufgebaut und im Panelverlauf genutzt werden sollte. Das Auftreten von Problemen der Kontrollierbarkeit (wer im Haushalt füllt den Fragebogen aus) und der Sprachkompetenz, die bei schriftlich-postalischen Befragungen genannten wurden, wird bei der Onlinebefragung in der in dieser Studie angebotenen Form als gering angesehen. Die Onlinebefragung wurde als alternative "Neben"-Option angeboten, für die sich die Befragten explizit entscheiden mussten und - wie dargestellt - auf individuellem Weg persönliche Zugangsinformationen erhielten. Dass dabei andere Personen aus dem Haushalt die individuellen Zugangsinformationen erhalten und verwenden oder Personen mit geringerer Sprachkompetenz sich für diese Befragungsmethode entscheiden, wird als wenig wahrscheinlich betrachtet.

Betrachtet man nun angesichts der erzielten Responseraten die Ergebnisse der Non-Response-Analyse, so hat diese bei den Verweigerungsgründen keine Anzeichen einer systematischen responsebedingten Verzerrung in eine Richtung erkennen lassen. Dennoch sind Verzerrungen mit abschließender Sicherheit nicht ausgeschlossen. Inwieweit sie sich aufheben (z.B. einerseits Teilnahmeverweigerung wegen mangelnder Betroffenheit durch Lärm, andererseits wegen Resignation, dass die Studie die Lärmsituation nicht verbessert), kann nicht eindeutig angegeben werden, da nicht alle verweigernden Personen ihre Gründe angegeben haben. Zumindest zeigte sich, dass die Responseraten an den untersuchten

Flughäfen nicht mit der Ausprägung zentraler Personenmerkmale und Zielvariablen (z.B. Lärmempfindlichkeit und Lärmbelästigung) korrespondieren.

Es wurde eine Reihe von Prüfungen vorgenommen, um den Effekt der möglichen responsebedingten Verzerrungen auf die Ergebnisse zu prüfen. Dazu zählen die Verteilungsprüfungen von Personenmerkmalen über Geräuschpegelklassen; eine Prüfung des Zusammenhangs mit den Zielvariablen (Lärmbelästigung, Schlafstörungen, Lebensqualität); der Vergleich von Expositions-Wirkungsmodellen unter Ein- vs. Ausschluss von relevanten Personenmerkmalen; der Vergleich von Modellen mit ungewichteten Befragungsdaten vs. Modellen mit den gleichen Daten, gewichtet nach verfügbaren relevanten populationsbeschreibenden Zensusdaten der Studienregionen; sowie der Einsatz eines Bootstrap-Verfahrens für zentrale Expositions-Wirkungsmodelle.

Mit der vorgenommenen Gewichtung nach Alter, Geschlecht, Familienstand wurde die Verteilung der realisierten Stichprobe an die zugrundeliegenden Wohnbevölkerung in den einzelnen Luftverkehrsgeräuschpegelklassen in genau diesen Personenmerkmalen angepasst. Darüber hinaus wurden - im Längsschnitt in der Panelstudie - ausfallbedingte Verteilungsdifferenzen zwischen den Erhebungswellen in diesen Personenmerkmalen sowie bezogen auf den Sozialstatus (SWI) durch eine Längsschnittgewichtung ausgeglichen. Zwar zeigte sich, dass die Gewichtung die Expositions-Wirkungsbeziehungen nicht wesentlich verändert, allerdings erlaubt die Gewichtung keine Verteilungsanpassung für die übrigen Co-Determinanten der Expositions-Wirkungsmodelle, deren Verteilungen in der Wohnbevölkerung unbekannt sind.

Das für die zentralen Expositions-Wirkungsmodelle angewandte Bootstrap-Verfahren simuliert durch tausendfach wiederholte Zufallsziehungen (hier: 5.000) aus einer Stichprobe eine Vielzahl von Stichproben mit jeweils (zufälligen) unterschiedlichen Merkmalsverteilungen. In dieser Studie weisen die dabei berechneten Verzerrungskoeffizienten auf eine hohe Robustheit der Expositions-Wirkungs-Ergebnisse hin. Eine Abschätzung darüber, dass Verteilungsunterschiede in Stichprobe und Wohnbevölkerung sich nicht auf die Ergebnisse auswirken, gelingt mit dem Bootstrap-Verfahren umso mehr, je größer die Varianz von Personenmerkmalen in der Studie ist. Vereinfacht: Ein Bootstrap-Verfahren in einer zum Beispiel ausschließlich aus Männern bestehenden Stichprobe sagt nichts über die Verallgemeinerbarkeit der Stichprobenergebnisse auf die aus Männern und Frauen bestehende Wohnbevölkerung aus, da in der Stichprobe die Geschlechtsausprägung "weiblich" fehlt. Die vorliegenden Stichproben in dieser Studie verfügen allerdings über eine breite Streuung von Merkmalsausprägungen, so dass das angewandte Bootstrap-Verfahren als eine valide Abschätzung der Robustheit der Ergebnisse angesehen wird.

Es zeigt sich, dass - trotz vorliegender Unterschiede in der Verteilung von Personenmerkmalen in den Stichproben und der jeweils zugrundeliegenden Population - die Expositions-Wirkungsbeziehungen für die verkehrslärmbedingten Lärmbelästigungen, berichteten Schlafstörungen und möglichen Lebensqualitätsbeeinträchtigungen eine hohe Robustheit aufweisen.

17.8.2 Verallgemeinerbarkeit der Expositions-Wirkungsbeziehungen zum Schienen- und Straßenverkehrslärm

In den Untersuchungen zu den Auswirkungen des Schienen- und Straßenverkehrslärms zeigen sich für die Lärmbelastigung Unterschiede, insbesondere beim Straßenverkehrslärm, je nachdem, ob die Wirkung des Straßenverkehrslärms in der Panelstichprobe oder in der Querschnittsstudie QS Straße im Rhein-Main-Gebiet untersucht wird. Dies mag daran liegen, dass bei Stichprobenziehung zur QS Straße die Nähe zur Autobahn als Schichtungsmerkmal für die Zufallsziehung verwendet wurde und dies möglicherweise zu einer selektiven Auswahl von Wohngebieten geführt hat. Auch können unterschiedliche Ausprägungen von Personenmerkmalen eine Rolle spielen. Insofern kann die resultierende Expositions-Wirkungskurve für Straßenverkehrslärm nicht unbedingt typisch bzw. generell auf die Wirkungen von Straßenverkehrslärm im bundesdeutschen Straßennetz übertragen werden. Das gilt ähnlich auch für die Expositions-Wirkungsbeziehungen zum Schienenverkehrslärm. Die gefundenen Beziehungen gelten daher allenfalls für die Auswirkungen von Schienen- und Straßenverkehrslärm bei Anwohnern eines Flughafens.

17.8.3 Vergleichbarkeit der Stichproben

Das Untersuchungsdesign dieser Studie sah vor, dass die Vergleichsanalysen (Standortvergleich, Quellenvergleich) mit voneinander unabhängigen Stichproben durchgeführt werden. Hierbei stellt sich die Frage, inwieweit die Stichproben vergleichbar sind. Da zwar eine Zufallsauswahl, aber keine Zufallszuteilung von Untersuchungspersonen zu den "Untersuchungsbedingungen" (Geräuschpegel, Lärmquelle, Standort, etc.) möglich war, ist nicht von einer Vergleichbarkeit auszugehen. Aus diesem Grunde war es wichtig, vor Durchführung der Expositions-Wirkungsanalysen zu prüfen, welche der erfassten personenbezogenen und situationsbezogenen Merkmale die untersuchten Wirkungen beeinflussen bzw. die Expositions-Wirkungsbeziehung konfundieren, um diese dann in den Analysemodellen aufzunehmen und damit zu "kontrollieren". Zudem haben Sensitivitätsanalysen zumindest für den Fluglärm gezeigt, dass die Ergebnisse auch bei verschiedenen Stichproben an einem Flughafen recht gut übereinstimmen (Vergleich der Neurekrutierten im Rhein-Main-Gebiet in 2013 vs. Panelbefragte in der Erhebungswelle in 2013).

17.9 Stärken der Studie

Bei dieser Studie handelt es sich um eine kombinierte sozio-akustische Längs- und Querschnittsstudie zur Wirkung von Flug-, Schienen- und Straßenverkehrslärm im Rhein-Main-Gebiet und an drei weiteren Flughafenstandorten auf die Lärmbelastigung, berichteten Schlafstörungen und gesundheitsbezogene Lebensqualität. Die Stärken der Studie umfassen:

- Die Panel-Studie am Flughafen Frankfurt/Main 2011-2013 ermöglicht die Betrachtung der Entwicklung selbst-berichteter Fluglärmwirkungen 2011-2013 in Abhängigkeit von der Zeit und der betrieblichen Änderungen am Flughafen.
- Die gleichzeitige Einbindung weiterer Flughafenstandorte (multizentrisches Untersuchungsdesign) erlaubt Aussagen zur Verallgemeinerbarkeit der Ergebnisse zur Luftverkehrsgeräuschwirkung über einen einzelnen Flughafen hinaus auf andere Flughafenregionen mit unterschiedlichen Flugbewegungszahlen, deren tageszeitliche Verteilung und verschiedenem Kontext (Flughafen in Änderung vs. "Bestands"-Flughafen).
- Mit den erhobenen Daten wurde eine große Bandbreite von Einzelfragestellungen untersucht, darunter die Lärmwirkungszusammenhänge
 - o bei Verwendung verschiedener akustischer Kenngrößen (Mittelungs-, Maximalpegel, Bewegungszahl);
 - o bei differenzierter Betrachtung verschiedener Tageszeiten, die u.a. eine Wirkungsevaluation zeitlicher Betriebsbeschränkungen (Kernruhezeit) zulässt;
 - o bei Berücksichtigung von (nicht-akustischen) Kontextfaktoren.
- Über den Luftverkehrsbereich hinaus wurden andere Verkehrslärmquellenarten (Straßen- und Schienenverkehr) nicht nur zur statistischen Kontrolle von Confoundereffekten in den Auswertungen berücksichtigt, sondern eigens hierzu durchgeführte Querschnittserhebungen erlauben, die Wirkungen des Verkehrslärms quellenartenübergreifend mit gleicher Methodik zu untersuchen und die Ergebnisse miteinander zu vergleichen.
- Der Einsatz standardisierter Fragebögen mit international verwendeten Fragen und Antwortskalen (z.B. die Belästigungserfassung gemäß Empfehlungen der ICBEN/ISO TS 15666) erleichtert die Vergleichbarkeit der Ergebnisse zu anderen internationalen Untersuchungen.
- Mit der umfangreichen psychometrischen Überprüfung der erhobenen Fragenkomplexe anhand der Quer- und Längsschnittdaten liegt ein differenziertes Bild über die Qualität des Erhebungsinstrumentariums bezüglich der Reliabilität (Genauigkeit), Validität (Gültigkeit) und Objektivität der erhobenen Größen auch im Hinblick auf die zeitliche Stabilität der Güte vor.
- Mit den Längsschnittdaten sind umfassende, vertiefende Analysen zu den Zusammenhängen zwischen Geräuschpegel, potenziellen Co-Determinanten (weiteren Einflussgrößen) und den betrachteten Zielgrößen (Lärmwirkungen) durchgeführt

worden, die eine bessere Unterscheidung von

- moderierenden Größen (Moderatoren),
- zwischen Geräuschpegel und Lärmwirkungsvariable vermittelnden Einflussgrößen (Mediatoren) und
- eher als Sekundärreaktion zu verstehenden Variablen

erlauben. Dadurch ist die Gefahr verringert worden, die Erklärungskraft (aufgeklärte Varianz) von Expositions-Wirkungsbeziehungen allein dadurch zu erhöhen, dass aufgrund der Assoziationen Folgen betrachteter Lärmwirkungen als deren Einflussgrößen behandelt werden, denn eine Korrelation allein sagt noch nichts über Kausalität - speziell über die Richtung eines Effekts - aus.

- Die Robustheit der ermittelten Expositions-Wirkungsbeziehungen wird auch vor dem Hintergrund niedriger relativer Response als hoch eingeschätzt. Zu dieser Einschätzung haben die Ergebnisse umfassender Sensitivitätsanalysen und der Einsatz des Bootstrappings bei zentralen Expositions-Wirkungsmodellen beigetragen.

18 Schlussbemerkung

Diese sozio-akustische Studie **"Wirkungen von Verkehrslärm auf die Lärmbelastigung und Lebensqualität"** ist Teil des Forschungsverbundprojekts NORAH (Noise-Related Annoyance, Cognition, and Health). Sie wurde im Zeitraum von 2011 bis 2013 in der Rhein-Main Region am Flughafen Frankfurt (FRA) durchgeführt sowie in Teilen auch vergleichend an den Flughäfen Köln-Bonn (CGN), Stuttgart (STR) und Berlin-Brandenburg (BER, vor Fertigstellung des Ausbaus des Regionalflughafens Berlin-Schönefeld und Eröffnung als Flughafen BER). Insgesamt sind im Rhein-Main-Gebiet am Flughafen Frankfurt 18.757 Personen, teils mehrfach (im Rhein-Main-Panel 2011, 2012 und 2013), befragt worden. An den Flughäfen Berlin-Brandenburg, Köln-Bonn und Stuttgart haben nochmals zusammengenommen 10.482 Personen an der Studie teilgenommen.

Die Studie bestätigt eine Entwicklung in der Fluglärmelastigung, die in den letzten Jahren von mehreren Autoren beschrieben wurde, nämlich eine Verschiebung der Expositions-Wirkungsbeziehung, d.h. eine Zunahme der Belastigung bei gleichen Mittelungspegeln im Laufe der Zeit (Brooker, 2009; Guski, 2004, Janssen & Vos, 2009, van Kempen & van Kamp, 2005). Es wurde vermutet, dass dies unter anderem ein Ergebnis von Überschussreaktionen aufgrund von Ausbauprojekten (in Planung oder nach Umsetzung) der Flughäfen ist, die gerade in den letzten Jahren untersucht wurden (Gjestland et al., 2015). Auch für diese Studie wurde dies bezogen auf den Ausbau des Flughafens Frankfurt, insbesondere bezogen auf die Inbetriebnahme der Landebahn Nordwest, angenommen. Tatsächlich ist auch im ersten Jahr nach der Inbetriebnahme der neuen Landebahn ein Anstieg in der Fluglärmelastigung gegenüber 2011 bei gleichem Dauerschallpegel festgestellt worden. Allerdings zeigt sich auch, dass an den übrigen untersuchten Flughäfen die Fluglärmelastigung höher ausfällt als einige Jahre zuvor in der RDF-Belastigungsstudie am Flughafen Frankfurt im Jahr 2005 (Schreckenbergr & Meis, 2006). Der zeitliche Trend der Zunahme der Fluglärmelastigung seit 2005 bis 2011 vor Inbetriebnahme der Landebahn Nordwest fällt stärker aus als der Unterschied vor und nach der Inbetriebnahme der neuen Landebahn 2011 vs. 2012/2013. Es kann sich bei dieser Belastigungszunahme um einen kombinierten Effekt von Ausbauplanungen und realen betrieblichen Änderungen ab März 2011 handeln, d.h. um eine Kombination aus Änderungs-Erwartungen und erlebten Belastigungs-Änderungen. Beide Aspekte gehören zum sogenannten Change-Effekt, d.h. der Überschussreaktion in der Änderung der Lärmbelastigung im Zuge maßnahmenbedingter Änderungen der Geräuschexposition. Diese entsteht nicht allein nach Änderung der Geräuschexposition selbst, sondern auch bereits im Vorfeld durch Veränderungen in der Erwartungshaltung, sobald Maßnahmen, die Auswirkungen auf die Geräuschbelastigung haben, angekündigt werden. Ob das Niveau der Fluglärmelastigung im Jahr 2013 in künftigen Jahren stabil bleibt oder sich weiter verändert, kann aus der bisherigen Entwicklung nicht abgeleitet werden. Zur Klärung dieser Frage bedarf es eines turnusmäßigen Wirkungsmonitorings (z. B. alle drei Jahre), welches bei Verwendung der Expositions-Wirkungsfunktion zur Fluglärmelastigung im Frankfurter Tagindex für Fluglärm (FTI; Expertengremium 'Aktiver Schallschutz' des Forum Flughafen & Region, 2010) empfohlen wird.

Mit Inbetriebnahme der Nordwest-Bahn im Oktober 2011 wurde eine nächtliche Kernruhezeit von 23 bis 05 Uhr eingeführt. Die Veränderungen in den berichteten Schlafstörungen 2012 und 2013 gegenüber 2011 legen auf dem ersten Blick nahe, dass die Einführung der Kernruhezeit einen positiven Effekt auf die berichteten fluglärmbedingten Schlafstörungen haben. Allerdings zeigen die weiterführenden Analysen, dass dies für die Durchschlaf-, nicht aber für die Ein- und Ausschlafphase gilt, die den eigenen Berichten der Befragten zufolge allerdings überwiegend zwischen 23 und 24 Uhr (am häufigsten genannte Zubettgezeit) und 6 und 7 Uhr (am häufigsten genannte Aufstehzeit) liegt.

Dass Verkehrsgeräusche, insbesondere über die Lärmbelastung vermittelt, einen Effekt auf die (allgemeine) gesundheitsbezogene, vor allem psychische Lebensqualität haben, wurde auch in früheren Studien gezeigt (van Kamp et al., 2007; Dratva et al., 2010, Schreckenberget al., 2010b). Insgesamt ist der Beitrag von Verkehrsgeräuschen auf die Lebensqualität marginal. Allerdings weist das Ergebnis, dass die negative Korrelation zwischen der Luftverkehrsgeräuschbelastung und psychischen Lebensqualität steigt, wenn eine Verschlechterung der Geräuschbelastung eingetreten ist, darauf hin, dass insbesondere die (negative) Veränderung der Luftverkehrs-Geräuschbelastung im Wohnumfeld bemerkt wird und möglicherweise zur Wahrnehmung von Kontrollverlust führt (Hatfield et al., 2002), verbunden mit einer Begünstigung depressiver Tendenzen (u.a. La Torre et al., 2007; Wallston et al., 1987).

Hinsichtlich der Wirkung von Verkehrsgeräusch-Kombinationen (Luft- plus Straßen- bzw. Schienenverkehr) auf die Gesamtbelastung hat sich herausgestellt, dass die rein energetische Summierung der beiden Quellenpegel die Kombinationswirkung auf die Belästigung unterschätzt - insbesondere dann, wenn der Luftverkehrsgeräusch-Pegel unter dem Pegel der jeweils zweiten Quelle liegt. Günstiger erscheint eine Gewichtung der beiden Pegel entsprechend der Belästigung durch die beteiligten Quellenarten, wobei berücksichtigt werden muss, dass sich die durchschnittliche Belästigung der Bevölkerung sowohl bei Luft- als auch Schienenverkehrsgeräuschen heute gegenüber den sog. EU-Standardkurven (Miedema & Ousdhoorn, 2001) verstärkt hat.

V. Verzeichnisse, Glossar

Literaturverzeichnis

- AAPOR - The American Association for Public Opinion Research (2011). *Standard Definitions: Final dispositions of codes and outcome rates for surveys*. 7th edition. AAPOR. Abgerufen am 10. Dezember, 2011, von http://www.aapor.org/AM/Template.cfm?Section=Standard_Definitions2&Template=/CM/ContentDisplay.cfm&ContentID=3156.
- Adams, J. S. (1965). Inequity in social exchange. In L. Berkowitz (Ed.), *Advances in experimental social psychology* (Vol. 2 ed., S. 267-299). New York: Academic Press.
- Akaike, H. (1987). Factor analysis and AIC. *Psychometrika*, 52(3), 317-332. doi:10.1007/BF02294359.
- Algers, B. & Jensen, P. (1991). Teat stimulation and milk production during early lactation in sows: Effects of continuous noise. *Canadian Journal of Animal Science*, 71, 51-60.
- Amann, E., Lercher, P., Weichbold, V. & Eisenmann, A. (2007). The effects of measuring noise sensitivity with a single or several rating scale on the population prevalence and distribution of this personality trait. *Proceedings of Internoise 2007*, Istanbul (Turkey).
- Babisch, W. (2006). *Transportation Noise and Cardiovascular Risk. Review and Synthesis of Epidemiological Studies*. Berlin, Dessau: Umweltbundesamt.
- Babisch, W. (2014). Updated exposure-response relationship between road traffic noise and coronary heart diseases: A meta-analysis. *Noise and Health*, 16, 1-9.
- Babisch, W. & van Kamp, I. (2009). Exposure-response relationship of the association between aircraft noise and the risk of hypertension. *Noise and Health*, 11, 161-168.
- Babisch, W., Houthuijs, D., Pershagen, G., Cadum, E., Katsouyanni, K., Velonakis, M., et al. for the HYENA-team. (2009). Annoyance due to aircraft noise has increased over the years - results of the HYENA study. *Environment International*, 35, 1169-1176.
- Babisch, W., Pershagen, G., Selander, J., Houthuijs, D., Breugelmans, O., Cadum, et al. (2013). Noise annoyance – A modifier of the association between noise level and cardiovascular health? *Science of the Total Environment*, 452-453, 50-57.
- Backhaus, K., Erichson, B. & Weiber, R. (2011). *Fortgeschrittene Multivariate Analysemethoden*. Heidelberg u.a.: Springer.
- Bagozzi, R.P., & Yi, Y. (1988). On the evaluation of structural equation models. *Journal of the academy of marketing science*, 16(1), 74-94.
- Baker, B.O., Hardyck, C.D. & Petrino, L.F. (1966). Weak measurements vs. strong statistics: An empirical critique of S.S. Stevens' proscriptions of statistics. *Educational and Psychological Measurement*, 26, 291-309.
- Baltes-Götz, B. (2013). *Behandlung fehlender Werte in SPSS und Amos*. Trier: Universität Trier, Zentrum für Informations-, Medien- und Kommunikationstechnologie (ZIMK). Abgerufen am 29. Oktober, 2014, von <http://www.uni-trier.de/index.php?id=518>.
- Baltes-Götz, B. (2014). *Generalisierte lineare Modelle und GEE-Modelle in SPSS Statistics*. Trier: Universität Trier, Zentrum für Informations-, Medien- und Kommunikationstechnologie (ZIMK).

- Abgerufen am 30. Oktober, 2014, von http://www.uni-trier.de/fileadmin/urt/doku/gzlm_gee/gzlm_gee.pdf.
- Baron, R.M. & Kenny, D.A. (1986). The moderator-mediator variable distinction in social psychological research: Conceptual, strategic, and statistical considerations. *Journal of Personality and Social Psychology*, 51, 1173-1182.
- Bartels, S. (2014). *Aircraft noise-induced annoyance in the vicinity of Cologne/Bonn Airport. The examination of short-term and long-term annoyance as well as their major determinants*. Technische Universität Darmstadt (Dissertation). Abgerufen am 27. Oktober, 2014, von <http://tuprints.ulb.tu-darmstadt.de/4192/>.
- Bartels, S., Müller, U. & Vogt, J. (2013). Predictors of aircraft noise annoyance: results of a telephone study. *Proceedings of Internoise 2013*, Innsbruck, Austria.
- Bassarab, R., Sharp, B. & Robinette, B. (2009). *An Updated Catalog of 628 Social Surveys of Residents' Reaction to Environmental Noise (1943-2008)*. Arlington, VA: Wyle Report WR 09-18. Abgerufen am 21. Oktober, 2013, von URL: http://www.faa.gov/about/office_org/headquarters_offices/apl/research/science_integrated_modeling/media/An%20Updated%20Catalog%20of%20628%20Social%20Surveys.pdf.
- Belojević, G. & Saric-Tanaskovic, M. (2002). Prevalence of arterial hypertension and myocardial infarction in relation to subjective ratings of traffic noise exposure. *Noise & Health*, 4(16), 33-37.
- Belojević, G., Öhrström, E. & Rylander, R. (1992). Effects of noise on mental performance with regard to subjective noise sensitivity. *International Archives of Occupational and Environmental Health*, 64, 293-301.
- Bentler, P.M. & Chou, C.-P. (1987). Practical issues in structural equation modeling. *Sociological Methodes & Research*, 16, 78-117.
- Berglund, B., Lindvall, T. & Schwela, D.H. (1999). *Guidelines for Community Noise*. Geneva, Swiss: World Health Organization. <http://www.who.int/docstore/peh/noise/guidelines2.html>.
- Bernaards, C.A. & Sijtsma, K. (2000). Influence of imputation and EM methods on factor analysis when item nonresponse in questionnaire data is nonignorable. *Multivariate Behavior Research*, 35, 321-364.
- Bethlehem, J. (2009). *Applied survey methods*. Hoboken NJ: John Wiley.
- Bethlehem, J., Cobben, F. & Schouten, B. (2011). *Handbook of nonresponse in household surveys*. Hoboken NJ: John Wiley.
- Bies, R.J. & Moag, J.S. (1986). Interactional fairness: Communication criteria of fairness. In R.J.Lewicki, B. H. Sheppard & M. H. Bazerman (Eds.), *Research on negotiation in organizations* (S. 43-55). Greenwich, Conn.: JAI Press.
- Bland, J.M. & Altman, D.G. (1997). Cronbach's Alpha, *British Medical Journal*, 514, 572.
- Bollen, K.A. & Curran, P.J. (2006). *Latent curve models: A structural equation approach*. Hoboken, NJ: Wiley.
- Bortz, J. & Döring, N. (2006). *Forschungsmethoden und Evaluation für Human- und Sozialwissenschaftler* (4. Auflage). Heidelberg: Springer.

- Bortz, J., Lienert, G. A. & Boehnke, K. (1990). *Verteilungsfreie Methoden in der Biostatistik*. Heidelberg: Springer.
- Breugelmans, O.R.P., van Wiechen, C.M.A.G., van Kamp, I., Heisterkamp, S.H. & Houthuijs, D. (2004). Gezondheid en beleving van de omgevingskwaliteit in de regio Schiphol: 2002. Tussenrapportage Monitoring Gezondheidskundige Evaluatie Schiphol. Interim Report 630100001, Bilthoven (NL): RIVM.
- Breugelmans, O., Houthuijs, D., Kamp, I.v., Stellato, R., Wiechen, C.v. & Doornbos, G. (2007). Longitudinal effects of a sudden change in aircraft noise exposure on annoyance and sleep disturbance around Amsterdam airport. *Proceedings of the 19th International Congress on Acoustics (ICA 2007)*, Paper env-04-002, Madrid, Spain: <http://www.sea-acustica.es/WEBICA07/fchrs/papers/env-04-002.pdf>.
- Brink, M. (2014). A review of explained variance in exposure-annoyance relationships in noise annoyance surveys. *Proceedings of the 11th International Congress on Noise as a Public Health Problem (ICBEN 2014)*, Nara, Japan.
- Brink, M. & Lercher, P. (2007). The effects of noise from combined traffic sources on annoyance: the interaction between aircraft and road traffic noise. *Proceedings of Inter-Noise 2007*, Istanbul (Turkey).
- Brink, M., Wirth, K.E., Schierz, C., Thomann, G. & Bauer, G. (2008). Annoyance responses to stable and changing aircraft noise exposure. *Journal of the Acoustical Society of America*, 124, 2930-2941.
- Bröer, C. (2006). *Beleid Vormt Overlast. Hoe beleidsdiscoursen de beleving van geluid bepalen (Policy annoyance. How Policy Discourses Shape the Experience of Aircraft Sound)*. Aksant. Published thesis; Amsterdam: Universiteit van Amsterdam.
- Brooker, P. (2009). Do people react more strongly to aircraft noise today than in the past? *Applied Acoustics*, 70, 747 -752.
- Brown, A.L. & van Kamp, I. (2009a). Response to a change in transport noise exposure: Competing explanations of change effects. *Journal of the Acoustical Society of America*, 125(2), 905-914.
- Brown, A.L. & van Kamp, I. (2009b). Response to a change in transport noise exposure: A review of evidence of a change effect. *Journal of the Acoustical Society of America*, 125(5), 3018-3029.
- Brown, T.A. (2006). *Confirmatory factor analysis for applied research. Methodology in the social sciences*. New York: Guilford Press.
- Browne, M.W., Cudeck, R., Bollen, K. A., & Long, J. S. (1993). Alternative ways of assessing model fit. *Sage Focus Editions*, 154, 136.
- Bühner, M. (2011). *Einführung in die Test- und Fragebogenkonstruktion* (3. aktualisierte Auflage). München: Pearson.
- Bullinger, M. (1991). Quality of life - definition, conceptualisation and implications - a methodologists view. *Theoretical Surgery*, 6, 143-149.
- Bullinger, M., Mackensen, v. S., Eikmann, T., Herr, C., Seitz, H., Höger, R. et al. (2003). *Machbarkeitsstudie „Fluglärm und Lebensqualität“*. Methodenstudie im Auftrag des Regionalen Dialogforums Flughafen Frankfurt. Bochum: ZEUS GmbH. Abgerufen am 28. Januar, 2015, von <http://www.staedtebauliche-laermfibel.de/pdf/MS-Fluglaerm-LQ.pdf>.

- Bundesrat (2008). Anleitung zur Berechnung von Lärmschutzbereichen (AzB). Anlage 2 zur Ersten Verordnung zur Durchführung des Gesetzes zum Schutz gegen Fluglärm (Verordnung über die Datenerfassung und das Berechnungsverfahren für die Festsetzung von Lärmschutzbereichen - 1. FlugLSV). *Bundesdrucksache 566/08, 08.08.2008*. Köln: Bundesanzeiger Verlagsgesellschaft.
- Burnham, K. P. & Anderson, D. R. (2004). Multimodel inference: understanding AIC and BIC in Model Selection. *Sociological Methods & Research* 33, 261-304,
- Buyse D.J., Reynolds III, C.F., Monk T.H., Berman S.R. & Kupfer D.J. (1989). The Pittsburgh Sleep Quality Index: A new instrument for psychiatric practice and research. *Psychiatry Research*, 28, 193-213.
- Carlson, M., & Mulaik, S.A. (1993). Trait ratings from descriptions of behavior as mediated by components of meaning. *Multivariate Behavioral Research*, 28, 111-159.
- Champelovier, P., Cremezi-Charlet, C. & Lambert, J. (2003). *Evaluation de la gêne due à l'exposition combinée aux bruits routier et ferroviaire (Report 242)*. Lyon: INRETS.
- Christ, O., & Schlüter, E. (2010). *Strukturgleichungsmodelle mit Mplus: Eine praktische Einführung*. München: Oldenbourg.
- Cleveland, W.S. (1979). Robust Locally Weighted Regression and Smoothing Scatterplots. *Journal of the American Statistical Association*, 74, 829-836.
- Cleveland, W.S., & Devlin, S.J. (1988). Locally-Weighted Regression: An Approach to Regression Analysis by Local Fitting. *Journal of the American Statistical Association* 83, 596-610.
- Cohen, J. (1988). *Statistical power analysis for the behavioral sciences* (2nd ed). Hillsdale, N.J: L. Erlbaum Associates.
- Colquitt, J.A. (2001). On the dimensionality of organizational justice: A construct validation of a measure. *Journal of Applied Psychology*, 86, 386-400.
- Colquitt, J.A., Conlon, D.E., Wesson, M.J., Porter, C.O.L.H. & Ng, K.Y. (2001). Justice at the Millennium: A Meta-Analytic Review of 25 Years of Organizational Justice Research. *Journal of Applied Psychology*, 86, 425-445.
- Couper, M.P. & Rowe, B. (1996). Evaluation of a computer-assisted Self-interviewing (CASI) component in a CAPI survey. *Public Opinion Quarterly*, 60, 89-105.
- Cremezi, C., Gautier, P. E., Lambert, J. & Champelovier, P. (2001). *Annoyance due to combined noise sources - advanced results*. Paper presented at the 17. International Congress on Acoustics (ICA), Rome (I).
- Cronbach, L.J. (1958). Proposals leading to analytic treatment of social perception scores. In R. Tagiuri & L. Petrullo (Eds.), *Person perception and interpersonal behavior* (S. 353-379). Stanford, CA: Stanford University Press.
- Curtin, R., Presser, S. & Singer, E. (2005). Changes in telephone survey nonresponse over the past quarter century. *Public Opinion Quarterly*, 69, 87-98.
- De Heer, W. (1999). International response trends: Results of an international survey. *Journal of Official Statistics*, 15, 129-142.

- De Leeuw, E.D. & De Heer, W. (2002). Trends in household survey nonresponse: A longitudinal and international perspective. In R.M. Groves et al. (eds.), *Survey nonresponse* (S. 41-54) New York: John Wiley.
- Deutsches Institut für Normung (2009). DIN 1320, Akustik - Begriffe. Berlin: Beuth.
- Dillman, D., Smyth, J.D. & Christian, L.M. (2014). *Internet, phone, mail, and mixed-mode surveys*. Hoboken, NJ: John Wiley.
- Dornic, S. & Ekehammar, B. (1990). Extroversion, neuroticism and noise sensitivity. *Personality and Individual Differences*, 11(9), 989-992.
- Dratva, J., Zemp, E., Dietrich, D.F., Bridevaux, P.O., Rochat, T., Schindler et al. (2010). Impact of road traffic noise annoyance on health-related quality of life: results from a population-based study. *Quality of Life Research*, 19(1), 37-46.
- Edwards, J.R. (1995). Alternatives to Difference Scores as Dependent Variables in the Study of Congruence in Organizational Research. *Organizational Behavior and Human Decision Processes*, 64(3), 307-324. doi:10.1006/obhd.1995.1108.
- Efron, B. & Tibshirani, R.J. (1986). Bootstrap methods for standard errors, confidence intervals, and other measures of statistical accuracy. *Statistical Science*, 1, 54-77.
- Efron, B. & Tibshirani, R.J. (1993). *An introduction to the bootstrap*. New York, London: Chapman & Hall.
- Eikmann, T., zur Nieden, A., Harpel, S., Lengler, A., Bürger, M., Ziedorn, D., et al. (2015). Blutdruckmonitoring. Wirkung chronischer Lärmbelastung auf den Blutdruck bei Erwachsenen. In: Gemeinnützige Umwelthaus gGmbH (Hg), NORAH (Noise related annoyance cognition and health): Verkehrslärmwirkungen im Flughafenumfeld, Band 5. Kelsterbach.
- Ellert, U. & Kurth, B.M. (2013). Gesundheitsbezogene Lebensqualität bei Erwachsenen in Deutschland. *Bundesgesundheitsblatt*, 5/6, 643-649.
- Ellert, U., Lampert, T. & Ravens-Sieberer, U. (2005). Messung der gesundheitsbezogenen Lebensqualität mit dem SF-8. Eine Normstichprobe für Deutschland. *Bundesgesundheitsblatt - Gesundheitsforschung - Gesundheitsschutz*, H. 12, 1330-1337.
- Enders, C.K. (2010). *Applied missing data analysis. Methodology in the social sciences*. New York: Guilford Press.
- Eriksson, C., Bluhm, G., Hilding, A., Östenson, C.-G. & Pershagen, G. (2010). Aircraft noise and incidence of hypertension - Gender specific effects. *Environmental Research*, 110(8), 764-772.
- Evans, G.W. & Lepore, S.J. (1997). Moderating and Mediating Processes in Environment-Behavior Research. *Advances in Environment, Behavior and Design*, 4, 255-285.
- Expertengremium 'Aktiver Schallschutz' des Forum Flughafen & Region (FFR) (2010). *Erstes Maßnahmenpaket. Aktiver Schallschutz am Flughafen Frankfurt/Main*. Rüsselsheim: Forum Flughafen und Region.
- Fahrmeir, L., Künstler, R., Pigeot, I. & Tutz, G. (1999). *Statistik: Der Weg zur Datenanalyse*. Berlin, Heidelberg: Springer.

- Faul, F., Erdfelder, E., Buchner, A. & Lang, A.-G. (2009). Statistical power analyses using G*Power 3.1: Tests for correlation and regression analyses. *Behavior Research Methods*, 41(4), 1149-1160.
- Faul, F., Erdfelder, E., Lang, A.G., & Buchner, A. (2007). G*Power 3: a flexible statistical power analysis program for the social, behavioral, and biomedical sciences. *Behavior Research Methods*, 39(2), 175-191.
- Faulbaum, F. (1984). Zur Konstruktinvarianz numerischer und verbaler Kategorienskalen. *ZUMA-Nachrichten*, 14, 46-59.
- Felscher-Suhr, U., Guski, R. & Schuemer, R. (2000). Internationale Standardisierungsbestrebungen zur Erhebung von Lärmbelastigung. *Zeitschrift für Lärmbekämpfung*, 47, 68-70.
- Fidell, S., Silvati, L. & Haboly, E. (2002). Social survey of community response to a step change in aircraft noise exposure. *Journal of the Acoustical Society of America*, 111(1), 200-209.
- Fields, J.M. (1993). Effect of personal and situational variables on noise annoyance in residential areas. *Journal of the Acoustical Society of America*, 93(5), 2753-63.
- Fields, J.M., DeJong, R.G., Brown, A.L., Flindell, I.H., Gjestland, T., Job, et al. (1997). Guidelines for reporting core information from community noise reaction surveys. *Journal of Sound and Vibration*, 206(5), 685-695.
- Fields, J.M., DeJong, R.G., Gjestland, T., Flindell, I.H., Job, R.F.S., Kurra, S., et al. (2001): Standardized general-purpose noise reaction questions for community noise surveys: Research and a recommendation. *Journal of Sound and Vibration*, 242(4), 641-679.
- Finke, H.O., Guski, R. & Rohrmann, B. (1980). *Betroffenheit einer Stadt durch Lärm. Bericht über eine interdisziplinäre Untersuchung. Projekt BSL, Band 1: Gesamtkonzept und Hauptuntersuchung.* Im Auftrag des Umweltbundesamtes, Forschungsbericht 80-10501301. Braunschweig: Physikalisch-Technische Bundesanstalt.
- Finkel, S.E. (1995). *Causal analysis with panel data.* Thousand Oaks, CA: Sage.
- Flughafen Stuttgart (2009). *Flughafen-Benutzungsordnung. Genehmigt vom Innenministerium Baden-Württemberg am 09.04.2009.* Veröffentlicht in den Nachrichten für Luftfahrer I 125/09. Stuttgart. Abgerufen am 15. Juli 2015, von URL: <http://www.flughafen-stuttgart.de/media/240169/fbo.pdf>.
- FluLärmG (2007). Gesetz zum Schutz gegen Fluglärm in der Fassung der Bekanntmachung vom 31. Oktober 2007. *Bundesgesetzblatt Teil 1*, 2550.
- Ford, E.S., Moriarty, D.G., Zack, M.M., Mokdad, A.H. & Chapman, D.P. (2001). Self-reported body mass index and health-related quality of life: findings from the Behavioral Risk Factor Surveillance System. *Obesity Research*, 9(1), 21-31.
- Fornell, C., & Larcker, D.F. (1981). Evaluating structural equation models with unobservable variables and measurement error. *Journal of marketing research*, 18, 39-50.
- Frei, P., Mohler, E., Rösli, M. (2014). Effect of nocturnal road traffic noise exposure and annoyance on objective and subjective sleep quality. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, 217, 188-195
- Freytag, J.C. (2001). *The airport noise paradox: DNL drops while problem grows.* Paper presented at the Noise-Con 2001.

- Fricker, S. & Tourangeau, R. (2010). Examining the relationship between nonresponse propensity and data quality in two national household surveys. *Public Opinion Quarterly*, 74, 934-955.
- Fuld, B. & Rahn, R. (2010). Lärmbewertung mittels Lärmindex. *Lärmbekämpfung*, 5(2), 64-73.
- Fyhri, A. & Klæboe, R. (2009). Road traffic noise, sensitivity, annoyance and self-reported health - A structural equation model exercise. *Environment International*, 35, 91-97.
- Gabler, S. & Häder, S. (1997). Überlegungen zu einem Stichprobendesign für Deutschland. *ZUMA-Nachrichten* 41, 7-18.
- Geiser, C. (2011). *Datenanalyse mit Mplus: Eine anwendungsorientierte Einführung* (2nd ed.). Wiesbaden: VS Verlag für Sozialwissenschaften.
- Gjestland, T., Gelderblom, F.B., Fidell, S. & Berry, B. (2015). Temporal trends in aircraft noise annoyance. *Proceedings of Internoise 2015*, San Francisco, USA (CA).
- Glass, G.V., Peckham, P.D. & Sanders, J.R. (1972). Consequences of failure to meet assumptions underlying the analyses of variance and covariance, *Review of Educational Research*, 42, 237-288.
- Greenberg, J. (1993). The Social Side of Fairness: Interpersonal and Informational Classes of Organizational Justice. In R.Cropanzano (Ed.), *Justice in the Workplace: Approaching Fairness in Human Resource Management* (S. 79-103). Hillsdale, NJ: Erlbaum.
- Greiser, E. & Greiser, C. (2010). *Risikofaktor nächtlicher Fluglärm. Abschlussbericht über eine Fall-Kontroll-Studie zu kardiovaskulären und psychischen Erkrankungen im Umfeld des Flughafens Köln/Bonn*. Forschungsbericht im Auftrag des Umweltbundesamtes, Förderkennzeichen 3708 51 101. Schriftenreihe Umwelt & Gesundheit, 01/2010. Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt. Abgerufen am 15. Oktober, 2011, von http://www.umweltbundesamt.de/uba-info-medien/mysql_medien.php?anfrage=Kennnummer&Suchwort=3774.
- Griefahn, B. (2008). Determination of noise sensitivity within an internet survey using a reduced version of the Noise Sensitivity Questionnaire. *Proceedings of Euronoise 2008*, Paris, France, Paper No. 3460.
- Griefahn, B., Möhler, U. & Schuemer, R. (Hrsg.) (1999). *Vergleichende Untersuchung über die Lärmwirkung bei Straßen- und Schienenverkehr. Hauptbericht; Tabellen und Abbildungsband; Dokumentationsband*. München: SGS.
- Groothuis-Oudshoorn, C.G.M. & Miedema, H.M.E. (2006). Multilevel Grouped Regression for Analyzing Self-reported Health in Relation to Environmental Factors: the Model and its Application. *Biometrical Journal*, 48(1), 67-82.
- Groves, R.M. (1989) *Survey errors and survey costs*. New York: John Wiley.
- Groves, R.M. (2006). Nonresponse rates and nonresponse bias in household surveys. *Public Opinion Quarterly*, 70(5), 646-675.
- Groves, R.M., Presser, S. & Dipko, S. (2004). The role of topic interest in survey participation decisions. *Public Opinion Quarterly*, 58, 2-31.
- Groves, R.M., Singer, E. & Corning, A. (2000). Leverage saliency theory of survey Participation. *Public Opinion Quarterly*, 64, 299-308.
- Groves, R.M., Fowler, F.J. Jr., Couper, M.P., Lepkowski, J.M., Singer, E. & Tourangeau, R. (2009). *Survey methodology* (2nd edition). New York: John Wiley.

- Guski, R. (1997). Interference of activities and annoyance by noise from different sources: Some new lessons from old data. In A. Schick & M. Klatte (Eds.), *Contributions to Psychological Acoustics. Results of the 7th Oldenburg Symposium on Psychological Acoustics* (S. 239-258). Oldenburg (D): BIS Oldenburg.
- Guski, R. (1999). Personal and social variables as co-determinants of noise annoyance. *Noise & Health*, 3, 45-56.
- Guski, R. (2004). How to forecast community annoyance in planning noisy facilities. *Noise & Health*, 6(22), 59-64.
- Guski, R. (2013). Gaps in theory, methods, and results about aircraft noise effects on residents. *Proceedings of Internoise 2013*. Innsbruck, Austria.
- Guski, R., Peschel, C. & Wothge, J. (2015). Begleitende Medien-Inhaltsanalyse. In: Gemeinnützige Umwelthaus gGmbH (Hg), *NORAH (Noise related annoyance cognition and health): Verkehrslärmwirkungen im Flughafenumfeld, Zusatzstudie*. Kelsterbach.
- Guski, R., Wichmann, U., Rohrmann, B., Rohrmann, B. & Finke, H-O. (1978). Konstruktion und Anwendung eines Fragebogens zur sozialwissenschaftlichen Untersuchung der Auswirkungen von Umweltlärm. *Zeitschrift für Sozialpsychologie*, 9, 50-65.
- Hatfield J, Job R.F.S., Carter, N.L., Peploe, P., Taylor, R., Morell, S. (1999) General sensitivity to stimulation influences sensitivity to the psychological and physiological effects of noise exposure. *Proceedings of Internoise 1999*, Fort Lauderdale, Florida.
- Hatfield, J., Job, R.F.S., Hede, A.J., Carter, N.L., Peploe, P., Taylor, R., et al. (2002). Human Response to Environmental Noise: The Role of Perceived Control. *International Journal of Behavioral Medicine*, 9(4), 341-359.
- Hayes, A.F. (2009). Beyond Baron and Kenny: Statistical Mediation Analysis in the New Millennium, *Communication Monographs*, 76(4), 408-420.
- Hayes, A.F. (2013). *Introduction to mediation, moderation and conditional process analysis. A regression-based approach*. New York: The Guilford Press.
- Hegner, A., Möhler, U., Prestele, G., Schuemer-Kohrs, A. & Schuemer, R. (1997). *Lärmbelästigung durch Schienenverkehrslärm vor und nach dem Schienenschleifen - Pilotstudie*. München: Möhler + Partner.
- Heinonen-Guzejev, M., Vuorinen, H.S., Mussalo-Rauhamaa, H., Heikkilä, K., Koskenvuo, M. & Kaprio, J. (2005). Genetic Component of Noise Sensitivity. *Twin Research and Human Genetics*, 8(3), 245-249.
- Heinonen-Guzejev, M., Vuorinen, H.S., Mussalo-Rauhamaa, H., Heikkilä, K., Koskenvuo, M. & Kaprio, J. (2007). The association of noise sensitivity with coronary heart and cardiovascular mortality among Finnish adults. *Science of the Total Environment*, 372, 406-412.
- Henry, J.P. & Stephens, P.M. (1977). *Stress, health, and the social environment*. New York: Springer-Verlag.
- Héritier, H., Vienneau, D., Frei, P., Eze, I.C., Brink, M., Probst-Hensch, N., Röösli, M. (2014). The association between road traffic noise exposure, annoyance and health-related quality of life (HRQOL). *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 11, 12652-12667. doi:10.3390/ijerph111212652.

- Hidiroglou, M.A., Drew, J.D. & Gray, G.B. (1993). A framework for measuring and reducing nonresponse in surveys. *Survey Methodology*, 19, 81-94.
- Holm, S. (1979). A simple sequentially rejective multiple test procedure. *Scandinavian Journal of Statistics*, 6, 65-70.
- Homburg, C., & Baumgartner, H. (1995). Beurteilung von Kausalmodellen: Bestandsaufnahme und Anwendungsempfehlungen. *Marketing ZfP - Journal of Research and Management*, 17(3), 162-176.
- Horonjeff, R.D. & Robert, W.E. (1997). *Attitudinal responses to changes in noise exposure in residential communities*. Hampton, VA: NASA CR-97-205813. 14.
- Houthuijs, D., Breugelmans, O, van Kamp, I., van Wiechen, C. (2007). Burden of annoyance due to aircraft noise and non-acoustical factors. *Proceedings of Internoise '07, Paper No. 136*. Turkey: Istanbul.
- Hu, L., & Bentler, P.M. (1999). Cutoff criteria for fit indexes in covariance structure analysis: Conventional criteria versus new alternatives. *Structural Equation Modeling: A Multidisciplinary Journal*, 6(1), 1-55.
- Huss, A., Spoerri, A., Egger, M. & Rösli, M. (2010). Aircraft noise, air pollution, and mortality from myocardial infarction. *Epidemiology*, 21(6), 829-836.
- IF-Studie. (1983). *Interdisziplinäre Feldstudie II über die Besonderheiten des Schienenverkehrslärms gegenüber dem Straßenverkehrslärm (Erweiterte Untersuchung)*. Bericht über ein Forschungsvorhaben zum Verkehrslärmschutzgesetz im Auftrag des Bundesministers für Verkehr (Forschungsnr. 70081/80). Band I: Hauptbericht; Band II: Anhang. München: Planungsbüro Obermeyer.
- International Organization for Standardization ISO/TS 15666 (ISO/TS 15666:2003-02). (2003). *Acoustics - Assessment of noise annoyance by means of social and socio-acoustic surveys*. Berlin: Beuth.
- Iwato, O. (1984). The relationship of noise sensitivity to health and personality. *Japanese Psychological Research*, 26, 75-81.
- Janssen, S.A. & Vos, H. (2009). *A comparison of recent surveys to aircraft noise exposure-response relationships*. Delft, NL: TNO report, TNO-034-DTM-2009-01799.
- Janssen, S.A., Vos, H., van Kempen, E.E.M.M., Breugelmans, O.R.P. & Miedema, H.M.E. (2011). Trends in aircraft noise annoyance: the role of study and sample characteristics. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 129(4), 1953-62.
- Jiang, Y. & Hesser, J.E. (2006). Associations between health-related quality of life and demographics and health risks. Results from Rhode Island's 2002 behavioral risk factor survey. *Health and Quality of Life Outcomes*, 4(14), 1-10.
- Job, R.F.S. (1988a). Community response to noise: A review of factors influencing the relationship between noise exposure and reaction. *Journal of the Acoustical Society of America*, 83, 991-1001.
- Job, R.F.S. (1988b). Over-reaction to changes in noise exposure: The possible effect of attitude. *Journal of Sound and Vibration*, 126(3), 550-552.

- Job, R.F.S. (1999). Noise sensitivity as a factor influencing human reaction to noise. *Noise & Health*, 3, 57-68.
- Jöreskog, K. G. (1979). Statistical estimation of structural models in longitudinal-developmental investigations. In J. R. Nesselroade & P. B. Baltes (Eds.), *Longitudinal research in the study of behavior and development* (S. 303-352). New York: Academic Press.
- Kalton, G. & Flores-Cervantes, I. (2003). Weighting methods. *Journal of Official Statistics*, 19, 81-97.
- Kastka, J., Buchta, E., Ritterstaedt, U., Paulsen, R. & Mau, U. (1995). The long term effect of noise protection barriers on the annoyance response of residents. *Journal of Sound and Vibration* 184(5), 823-852.
- Klatte, M., Bergström, K., Spilski, J., Mayerl, J. & Meis, M. (2014). Wirkungen chronischer Fluglärmbelastung auf kognitive Leistungen und Lebensqualität bei Grundschulkindern. In: Gemeinnützige Umwelthaus gGmbH (Hg), *NORAH (Noise related annoyance cognition and health): Verkehrslärmwirkungen im Flughafenumfeld, Band 1*. Kelsterbach.
- Kline, R.B. (2011). *Principles and practice of structural estimation modelling*. (3rd ed.). New York, London: The Guilford Press.
- Koolhaas, J. M., Bartolomucci, A., Buwalda, B., de Boer, S. F., Flügge, G., Korte, S. M., Meerlo, P., Murison, R., Olivier, B., Palanza, P., Richter-Levin, G., Sgoifo, A., Steimer, T., Stiedl, O., van Dijk, G., Wöhr, M. & Fuchs, E. (2011). Stress revisited: A critical evaluation of the stress concept. *Neuroscience & Biobehavioral Reviews*, 35(5), 1291-1301.
- Kroesen, M. & Schreckenber, D. (2011). A measurement model for general noise reaction in response to aircraft noise. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 129(1), 200-210.
- Kroesen, M., Molin, E.J.E., Miedema, H.M.E., Vos, H., Janssen, S.A. & van Wee, B. (2010). Estimation of the effects of aircraft noise on residential satisfaction. *Transportation Research Part D*, 15, 144-153.
- Kruskal, W. & Mosteller, F. (1979a). Representative Sampling, I: Non-scientific literature. *International Statistical Review*, 47, 13-24.
- Kruskal, W. & Mosteller, F. (1979b). Representative Sampling, II: Scientific literature. *International Statistical Review*, 47, 111-127.
- Kruskal, W. & Mosteller, F. (1979c). Representative Sampling, III: the current statistical literature. *International Statistical Review*, 47, 245-265.
- Lampert, T., von der Lippe, E. & Müters, S. (2013a). Verbreitung des Rauchens in der Erwachsenenbevölkerung in Deutschland. *Bundesgesundheitsblatt*, 56, 802-808.
- Lampert, T., Kroll, L.E., Müters, S. & Stolzenberg, H. (2013b). Messung des sozioökonomischen Status in der Studie zur Gesundheit Erwachsener in Deutschland (DEGS1). *Bundesgesundheitsblatt*, 56, 631-636.
- La Torre, G., Moscato, U., La Torre, F., Ballini, P., Marchi, S. & Ricciardi, W. (2007). Environmental noise exposure and population health: a cross-sectional study in the Province of Rome. *Journal of Public Health*, 15(5), 339-344.
- Lazarus, R.S. & Folkman, S. (1984). *Stress, appraisal and coping*. New York, USA: Springer.

- Lazarus, R.S. & Launier, R. (1978). Stress-related transactions between person and environment. In: L.A. Pervin, M. Lewis (Eds.), *Perspectives in international psychology* (S. 287-327). New York: Plenum Press.
- Laszlo, H.E., McRobie, E.S., Stansfeld, S.A., Hansell, A.L. (2012). Annoyance and other reaction measures to changes in noise exposure – A review. *Science of the Total Environment*, 435/436, 551-562.
- Lercher, P. (1996). Environmental noise and health: An integrated research perspective. *Environment International*, 22(1), 117-129.
- Lercher, P. (2011). Combined Noise Exposure at Home. In J. O. Nriagu (Ed.), *Encyclopedia of Environmental Health* (S. 764-777). Amsterdam: Elsevier.
- Lercher, P., Botteldooren, D., de Greve, B., Dekoninck, L. & Rüdissler, J. (2007). The effects of noise from combined traffic sources on annoyance: the case of interactions between rail and road noise. *Proceedings of Inter-Noise 2007*, Istanbul, (Turkey).
- Lercher, P., de Greve, B., Botteldooren, D., Rüdissler, J. (2008). A comparison of regional noise-annoyance-curves in alpine areas with the European standard curves. *Proceedings of the 9th International Congress on Noise as a Public Health Problem (ICBEN)*, Foxwoods (USA, CT).
- Leventhal, G.S. (1980). What should be done with equity theory? New approaches to the study of fairness in social relationships. In K.Gergen, M. Greenberg & R. Willis (Eds.), *Social exchange: Advances in theory and research* (S. 27-55). New York: Plenum.
- Levin, J.R., Marascuilo, L.A., & Hubert, L.J. (1978). *N* = nonparametric randomization tests. In T. R. Kratochwill (Ed.), *Single subject research: Strategies for evaluating change* (S. 167-196). New York: Academic Press.
- Liang, K.Y. & Zeger, S.L. (1986). Longitudinal data analysis using generalized linear models. *Biometrika*, 73, 13-22.
- Lubke, G.H. & Muthen, B.O. (2004). Applying Multigroup Confirmatory Factor Models for Continuous Outcomes to Likert Scale Data Complicates Meaningful Group Comparisons. *Structural Equation Modeling*, 11, 514-534.
- MacKinnon, D.P. (2008). *Introduction to statistical mediation analysis. Multivariate applications*. New York: Lawrence Erlbaum Associates.
- Maier, S.F. & Seligman, M.E.P. (1976). Learned helplessness: Theory and evidence. *Journal of Experimental Psychology: General*, 105, 3-46.
- Maris, E. (2008). *The Social Side of Noise Annoyance*. Doctoral thesis; Leiden: University Leiden.
- Maris, E., Stallen, P.J., Vermunt, R. & Steensma, H. (2007a). Noise within the social context: Annoyance reduction through fair procedures. *Journal of the Acoustical Society of America*, 121(4), 2000-2010.
- Maris, E., Stallen, P.J., Vermunt, R., & Steensma, H. (2007b). Evaluating noise in social context: The effect of procedural unfairness on noise annoyance judgments. *Journal of the Acoustical Society of America*, 122, 3483-3494.

- Marks, A. & Griefahn, B. (2007). Associations between noise sensitivity and sleep, subjectively evaluated sleep quality, annoyance, and performance after exposure to nocturnal traffic noise. *Noise & Health*, 9, 1-7.
- McKinnell, A.C. (1963). *Aircraft noise annoyance around London (Heathrow) Airport*. London: Central Office of Information.
- McLean, E.K. & Tarnopolsky, A. (1977). Noise, discomfort and mental health. A review of the socio-medical implications of disturbance by noise. *Psychological Medicine*, 7(1), 19-62.
- Meyer-Baron, M. (2000). Individuelle Bewältigungsversuche als Vermittler zwischen Verkehrslärm und seinen Wirkungen? Fortschritt-Berichte VDI, Reihe 12, Verkehrstechnik/Fahrzeugtechnik, Nr. 432. Düsseldorf: VDI-Verlag.
- Miedema, H.M.E. (1993). Response functions for environmental noise. Proceedings of the 6th International Congress, Noise & Man '93, Noise as Public Health Problem, Nice, France, 5-9 Julliet 1993, vol. 3, 428-433.
- Miedema, H.M.E. (2004). Relationship between exposure to multiple noise sources and noise annoyance. *Journal of the Acoustical Society of America*, 116(2), 949-957.
- Miedema, H.M.E. & Oudshoorn, C.G.M (2001). Annoyance from transportation noise: relations with exposure metrics DNL and DENL and their confidence intervals. *Environmental Health Perspectives*, 109(4), 409-416.
- Miedema, H.M.E. & Vos, H. (1998). Exposure-response relationships for transportation noise. *Journal of the Acoustical Society of America*, 104(6), 3432-3445.
- Miedema, H.M.E. & Vos, H. (1999). Demografic and attitudinal factors that modify annoyance from transportation noise. *Journal of the Acoustical Society of America*, 105(6), 3336-3344.
- Miedema, H.M.E. & Vos H. (2003). Noise sensitivity and reactions to noise and other environmental conditions. *Journal of the Acoustical Society of America*, 113, 1492-1504.
- Miedema, H.M.E. & Vos, H. (2007). Associations between self-reported sleep disturbance and environmental noise based on reanalyses of pooled data from 24 studies. *Behavioral Sleep Medicine*, 5(1), 1-20.
- Miller, N.P., Cantor, D., Lohr, S., Jodts, E., Boene, P., Williams, D., et al. (2014). Research Methods for Understanding Aircraft Noise Annoyances and Sleep Disturbance. ACRP Web-Only Document No. 17. Washington, DC, USA: Airport Cooperative Research Program, Transportation Research Board of the National Academies. Abgerufen am 2. Oktober, 2014, von <http://www.trb.org/ACRP/Blurbs/170979.aspx>.
- Miyakawa, M., Matsui, T. & Hiramatsu, K. (2007). Relationship between psychiatric disorder and disturbances of daily life due to aircraft noise exposure - epidemiological study around Narita International Airport. *Proceedings of Internoise 2007*, Istanbul, Turkey.
- Möhler + Partner Ingenieure AG (2014). Neuberechnung der Luftverkehrsgeräuschpegel für die RDF-Belastigungsstudie. Gutachten im Auftrag der Umwelthaus gGmbH, Kelsterbach. München.
- Möhler, U., Liepert, M., Schuemer, R., Schuemer-Kohrs, A., Schreckenberger, D., Mehnert, P., et al. (2000). Vergleichende Untersuchung über die Lärmwirkung bei Straßen- und Schienenverkehr. *Zeitschrift für Lärmbekämpfung*, 46(4), 144-151.

- Möhler, U., Liepert, M., Mühlbacher, M., Beronius, A., Braunstein, G., Gille, M., Schaal, J., Bartel, R. (2015). Erfassung der Verkehrsgeräuschexposition: Dokumentation zur Berechnung der akustischen Daten in NORAH. In: Gemeinnützige Umwelthaus gGmbH (Hg), *NORAH (Noise related annoyance cognition and health): Verkehrslärmwirkungen im Flughafenumfeld, Band 2*. Kelsterbach.
- Nesselroade, J.R., & Baltes, P.B. (Eds.). (1979). *Longitudinal research in the study of behavior and development*. New York: Academic Press.
- Nitschke, M., Tucker, G., Simon, D.L., Hansen, A.L., Pisaniello, D.L. (2014). The link between noise perception and quality of life in South Australia. *Noise & Health, 16*, 137-142.
- Nguyen, T.L., Nguyen, H.Q., Yano, T., Nishimura, T., Sato, T., Morihara, T. et al. (2012). Comparison of models to predict annoyance from combined noise in Ho Chi Minh City and Hanoi. *Applied Acoustics, 73*(9), 952-959.
- Nunnally, J. & Bernstein, L. (1994). *Psychometric theory*. New York: McGraw-Hill Higher, INC.
- Öhrström, E., Barregård, K., Andersson, E., Skånberg, A., Svensson, H. & Ängerheim, P. (2007). Annoyance due to single and combined sound exposure from railway and road traffic. *Journal of the Acoustical Society of America, 122*(5), 2642-2652.
- Öhrström, E. & Bjorkman, M. (1988). Effects of noise-disturbed sleep: A laboratory study on habituation and subjective noise sensitivity. *Journal of Sound and Vibration, 122*, 277-290.
- Öhrström, E., Björkman, M. & Rylander, R. (1988). Noise annoyance with regard to neurophysiological sensitivity, subjective noise sensitivity and personality variables. *Psychological Medicine, 18*, 605-613.
- Olsson, U.H., Foss, T., Troye, S.V., & Howell, R.D. (2000). The performance of ML, GLS, and WLS estimation in structural equation modeling under conditions of misspecification and nonnormality. *Structural Equation Modeling, 7*(4), 557-595.
- QualityMetric Incorporated. (2011). *Quick Start Guide for the SF-8 Health Survey*. Lincoln, RI.
- Peterson, R.A. & Brown, S.P. (2005). On the use of beta coefficients in meta-analysis. *Journal of Applied Psychology, 90*, 175-181.
- Podsakoff, P.M., MacKenzie, S.B., Lee, J.-Y., & Podsakoff, N.P. (2003). Common method biases in behavioral research: A critical review of the literature and recommended remedies. *Journal of Applied Psychology, 88*(5), 879-903.
- Preacher, K.J. & Kelley, K. (2011). Effect size measures for mediation models: quantitative strategies for communicating indirect effects. *Psychological Methods, 16*(2), 93-115.
- Prüfer, P. & Stiegler, A. (2002). Die Durchführung standardisierter Interviews: Ein Leitfaden. *ZUMA How-to-Reihe, Nr. 11*. Mannheim: Zentrum für Umfragen, Methoden und Analysen.
- Rammstedt, B. (2004). Zur Bestimmung der Güte von Multi-Item-Skalen. Eine Einführung. *ZUMA How-to-Reihe, Nr. 12*. Mannheim: Zentrum für Umfragen, Methoden und Analysen.
- Raw, G.J. & Griffiths, I.D. (1990). Subjective response to changes in road traffic noise: a model. *Journal of Sound and Vibration, 141*, 43-54.

- Porst, R. (1999). Thematik oder Incentives? Zur Erhöhung der Rücklaufquoten bei postalischen Befragungen. *ZUMA-Nachrichten*, 23, 72-87.
- Porst, R. (2001). Wie man die Rücklaufquote bei postalischen Befragten erhöht. (ZUMA How-to-Reihe Nr. 9). Mannheim: ZUMA.
- Robert-Koch-Institut (2012). Daten und Fakten: Ergebnisse der Studie "Gesundheit in Deutschland aktuell 2010". Beiträge zur Gesundheitsberichterstattung des Bundes. Berlin: Robert-Koch-Institut. Abgerufen am 07. September 2015, von http://www.rki.de/DE/Content/Gesundheitsmonitoring/Gesundheitsberichterstattung/GBEDownloadsB/GEDA2010.pdf?__blob=publicationFile
- Robert-Koch-Institut (2014). Daten und Fakten: Ergebnisse der Studie "Gesundheit in Deutschland aktuell 2012". Beiträge zur Gesundheitsberichterstattung des Bundes. Berlin: Robert-Koch-Institut. Abgerufen am 07. September 2015, von http://www.rki.de/DE/Content/Gesundheitsmonitoring/Gesundheitsberichterstattung/GBEDownloadsB/GEDA12.pdf?__blob=publicationFile
- Rogelberg, S.G., Conway, J.M., Sederburg, M.E., Spitzmuller, C., Aziz, S. & Knight, W.E. (2003). Profiling active and passive nonrespondents to an organizational survey. *Journal of Applied Psychology*, 88(6), 1104-1114.
- Rohrmann, B. (1978). Empirische Studien zur Entwicklung von Antwortskalen für die sozialwissenschaftliche Forschung. *Zeitschrift für Sozialpsychologie*, 9, 222-245.
- Rohrmann, B. (2007). *Verbal qualifiers for rating scales: Sociolinguistic considerations and psychometric data*. Melbourne/Australia: University of Melbourne, Projekt report. Abgerufen am 7. Dezember, 2014, von <http://www.rohrmannresearch.net/pdfs/rohrmann-vqs-report.pdf>.
- Rubin, D.B. (2009). *Multiple imputation for nonresponse in surveys*. Hoboken NJ: John Wiley.
- Särndal, C.-E. & Lundström, S. (2005). *Estimation in surveys with nonresponse*. Chichester: John Wiley.
- Satorra, A., & Bentler, P.M. (2001). A scaled difference chi-square test statistic for moment structure analysis. *Psychometrika*, 66(4), 507-514.
- Schenk, L., Bau, A.M., Borde, T., Butler, J., Lampert, T., Neuhauser, H., et al. (2006). Mindestindikatorenansatz zur Erfassung des Migrationsstatus. Empfehlungen für die epidemiologische Praxis. *Bundesgesundheitsblatt*, 49(9), 853-860.
- Schlack, R., Hapke, U., Maske, U., Busch, M.A., Cohrs, S. (2013). Häufigkeit und Verteilung von Schlafproblemen und Insomnie in der deutschen Erwachsenenbevölkerung. *Bundesgesundheitsblatt*, 56, 740-748.
- Smith, A., Nutt, D., Wilson, S., Rich, N., Hayward, S., Hetherley, S. (2002). *Noise and insomnia: A study of community noise exposure, sleep disturbance, noise sensitivity and subjective reports of health*. Report to the UK Department of Health and Department of Environment, Transport and the Regions: Cardiff, Bristol; 2002.
- Schnell, R. (1997). *Nonresponse in Bevölkerungsumfragen*. Opladen: Leske und Budrich.

- Schreckenberger, D. (2008). The association between residential quality of life and aircraft noise annoyance around Frankfurt Airport. *Proceedings of Euronoise '08*, Paris. CDROM, S. 1737-1742.
- Schreckenberger, D. & Guski, R. (2005). Lärmbelastigung durch Straßen- und Schienenverkehrslärm zu unterschiedlichen Tageszeiten. *Umweltmedizin in Forschung und Praxis*, 10(2), 67-76.
- Schreckenberger, D. & Meis, M. (2006). *Belästigung durch Fluglärm im Umfeld des Frankfurter Flughafens. Gutachten im Auftrag des Regionalen Dialogforums Flughafen Frankfurt. Endbericht. Bochum, Oldenburg: AG Fluglärmwirkung*. Abgerufen am 18. November, 2010, von <http://www.verkehrslaermwirkung.de/RDF0911.pdf>.
- Schreckenberger, D. & Meis, M. (2007). Noise annoyance around an international airport planned to be extended. *Proceedings of Internoise 2007*, Paper N° 387, Istanbul/Turkey.
- Schreckenberger, D., Basner, M. & Thomann, G. (2008). *Wissenschaftliche Bewertung der im Rahmen des Ausbaufahrens Frankfurter Flughafen entwickelten Vorschläge für einen oder mehrere Fluglärmindizes für das Regionale Dialogforum Flughafen Frankfurt*. Hagen, Köln, Dübendorf: ZEUS, DLR, EMPA. Abgerufen am 3. Juni, 2015, von URL: <http://www.verkehrslaermwirkung.de/08FFIFNI.pdf>.
- Schreckenberger, D., Griefahn, B. & Meis, M. (2010a). The associations between noise sensitivity, reported physical and mental health, perceived environmental, and noise annoyance. *Noise & Health*, 12, 7-16.
- Schreckenberger, D., Schuemer, R. & Möhler, U. (2001). Railway-noise annoyance and 'Vertrauen in das Bemühen von Verantwortlichen' under conditions of change. In R. Boone (Ed.), *Proceedings of Internoise 2001*, CD-ROM C 344, cl. 66. The Hague.
- Schreckenberger, D., Moehler, U., Liepert, M. & Schuemer, R. (2013). The impact of railway grinding on noise levels and residents' noise responses - Part II: The role of information. *Proceedings of Internoise 2013*. Paper No. 250, Innsbruck/Austria.
- Schreckenberger, D., Eikmann, T., Herr, C.E.W., zur Nieden, A. & Heudorf, U. (2009). *Fluglärm und Gesundheit in der Rhein-Main Region 2005*. Frankfurt: Amt für Gesundheit.
- Schreckenberger, D., Meis, M., Kahl, C., Peschel, C. & Eikmann, T. (2010b). Aircraft Noise and Quality of Life around Frankfurt Airport. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 7, 3382-3405.
- Schuemer, R. & Schreckenberger, D. (2000). Änderung der Lärmbelastigung bei Maßnahme bedingter, stufenweise veränderter Geräuschbelastung: Hinweise auf einige Befunde und Interpretationsansätze. *Zeitschrift für Lärmbekämpfung*, 47, 134-143.
- Schuemer, R., Schreckenberger, D. & Felscher-Suhr, U. (Hrsg.) (2003). *Wirkungen von Schienen- und Straßenverkehrslärm*. Bochum: ZEUS GmbH. Abgerufen am 7. September, 2015 von <http://www.verkehrslaermwirkung.de/03schstr.pdf>.
- Schütte, M., Marks, A., Wenning, E. & Griefahn, B. (2007). The development of the noise sensitivity questionnaire. *Noise & Health*, 9, 15-24.
- Schultz, T.J. (1978). Synthesis of social surveys on noise annoyance. *Journal of the Acoustical Society of America*, 64, 377-405.
- Seidler, A., Wagner, M., Schubert, M., Dröge, P. & Hegewald, J. (2015). Sekundärdatenbasierte Fallkontrollstudie mit vertiefender Befragung. In: *Gemeinnützige Umwelthaus gGmbH* (Hg),

NORAH (Noise related annoyance cognition and health): Verkehrslärmwirkungen im Flughafenumfeld, Band 6. Kelsterbach.

- Shadish, W.R., Cook, T.D., & Campbell, D.T. (2002). *Experimental and quasi-experimental designs for generalized causal inference*. Boston: Houghton Mifflin.
- Shepherd, D., Welch, D., Dirks, K.N. & Mathews, R. (2010). Exploring the relationship between noise sensitivity, annoyance and health-related quality of life in a sample of adults exposed to environmental noise. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 7, 3579-3594.
- Shepherd, D., McBride, D., Dirks, K.N. & Welch, D. (2014). Annoyance and health-related quality of life: A cross-sectional study involving two noise sources. *Journal of Environmental Protection*, 5, 400-407.
- Singer, E. & Ye, C. (2013). The use and effects of incentives in surveys. *Annals of the American Academy of Political and Social Science*, 64, 112-141.
- Singer, E., Van Hoewyk, J. & Maher, M.P. (2000). Experiments with incentives in telephone surveys. *Public Opinion Quarterly*, 64, 171-188.
- Smith, A., Nutt, D., Wilson, S., Rich, N., Hayward, S. & Hetherley, S. (2002). *Noise and insomnia: A study of community noise exposure, sleep disturbance, noise sensitivity and subjective reports of health*. Report to the UK Department of Health and Department of Environment, Transport and the Regions. Cardiff, Bristol.
- Sobel, M.E. (1982). Asymptotic confidence intervals for indirect effects in structural equation models. In S. Leinhardt (Ed.), *Sociological methodology* (S. 290-313). San Francisco: Jossey-Bass.
- Sobel, M.E. (1986). Some new results on indirect effects and their standard errors in covariance structure models. In N. Tuma (Ed.), *Sociological methodology* (S. 159-186). Washington, DC: American Sociological Association.
- Sørensen, M., Hvidberg, M., Andersen, Z.J., Nordsborg, R.B., Lillielund, K.G., Jakobsen, J., Tjønneland, A., Overvad, K. & Raaschou-Nielsen, O. (2011). Road traffic noise and stroke: a prospective cohort study. *European Heart Journal*, 32, 737-744.
- Stallen, P.J.M. (1999). A theoretical framework for environmental noise annoyance. *Noise & Health*, 3, 69-79.
- Stansfeld, S.A. (1992). Noise, noise sensitivity and psychiatric disorder: epidemiological and psychophysiological studies. *Psychological Medicine Supplement*, 22, 1-44.
- Statistisches Bundesamt (Hrsg.). (2010). *Demografische Standards*. (5. überarbeitete und erweiterte Auflage). Statistik und Wissenschaft, Band 17, Wiesbaden.
- Steyer, R., Partchev, I. & Shanahan, M.J. (2000). Modeling true intraindividual change in structural equation models: The case of poverty and children's psychosocial adjustment. In T. D. Little, J. Baumert & K.U. Schnabel (Eds.), *Modeling longitudinal and multilevel data* (S. 109-126). Mahwah, NJ: Erlbaum.
- Taylor, S.M. (1982). A comparison of models to predict annoyance reactions to noise from mixed sources. *Journal of Sound and Vibration*, 81, 123-138.

- Thiebaut, J. & Walker, L. (1975). *Procedural justice: A psychological analysis*. Hillsdale, NJ: Erlbaum.
- Tourangeau, R., Groves, R.M. & Redline, C.D. (2010). Sensitive topics and reluctant respondents. Demonstrating a link between nonresponse bias and measurement error. *Public Opinion Quarterly*, 74, 423-432.
- Tyler, T.R. (2000). Social justice: Outcome and procedure. *International Journal of Psychology*, 35, 117-125.
- Umweltbundesamt (1999). *Entwurf der neuen zivilen Flugzeugklassen („AzB-99“)*. Berlin: Umweltbundesamt, Bericht-Nr. I3.3-60112-5.
- Urban, J. & Máca, V. (2013). Linking Traffic Noise, Noise Annoyance and Life Satisfaction: A Case Study. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 10, 1895-1915.
- van Gerven, P.W.M., Vos, H., van Boxtel, M.P.J., Janssen, S.A. & Miedema, H.M.E. (2009). Annoyance from environmental noise across the lifespan. *Journal of the Acoustical Society of America*, 126 (1), 187-194.
- van Ginkel, J. R., Sijtsma, K., van der Ark, L. A., & Vermunt, J. K. (2010). Incidence of missing item scores in personality measurement, and simple item-score imputation. *Methodology: European Journal of Research Methods for the Behavioral and Social Sciences*, 6(1), 17-30.
- van Kamp, I. (1990). *Coping with Noise and its Health Consequences*. Dissertation. Groningen: Styx & PP Publications.
- van Kamp, I. & Brown, A.L. (2013). Response to change in noise exposure: an update. Victor Haber, Australia: *Proceedings of Acoustics 2013*.
- van Kamp, I. & Davies, H. (2013). Noise and health in vulnerable groups: A review. *Noise & Health*, 15(64), 153-159.
- van Kamp, I., Houthuijs, D., van Wiechen, C. & Breugelmans, O. (2007). Environmental noise and mental health: evidence from the Schiphol monitoring program. *Proceedings of Internoise 2007*. Istanbul, Turkey.
- van Kamp, I., van Kempen, E., Baliatsas, C. & Houthuijs, D. (2013). Mental health as context rather than health outcome of noise: competing hypotheses regarding the role of sensitivity, perceived soundscapes and restoration. *Proceedings of Internoise 2013*. Innsbruck, Austria.
- van Kamp, I., Job, R.F.S, Hatfield J., Haines, M., Stellato, R.K. & Stansfeld, S.A. (2004). The role of noise sensitivity on the noise-response relation: A comparison of three international airport studies. *Journal of the Acoustical Society of America*, 116, 3471-3479.
- Van Kempen, E.E.M.M. & Van Kamp, I. (2005). *Annoyance from air traffic noise. Possible trends in exposure-response relationships*. Report 01/2005 MGO EvK, Reference 00265/2005, Bilthoven (NL): RIVM.
- Velleman, P.F., & Wilkinson, L. (1993). Nominal, ordinal, interval, and ratio typologies are misleading. *The American Statistician*, 47(1), 65-72.
- Verein Deutscher Ingenieure (VDI). (2013). *VDI 3722 Blatt 2:2013-05, Bewertung von Verkehrsgeräuschen beim Einwirken mehrerer Quellen*. Berlin: Beuth.

- Vos, J. (1992). Annoyance caused by simultaneous impulse, road-traffic, and aircraft sounds: A quantitative model. *Journal of the Acoustical Society of America*, 91, 3330-3345.
- Wallston, K.A., Strudler Wallston, B., Smith, S., Dobbins, C.J. (1987). Perceived control and health. *Current Psychological Research & Reviews*, 6, 5-25.
- Ware, J.E. Jr., Kosinski, M., Dewey, J.E. & Gandek, B. (2001). *How to score and interpret single-item health status measures: A manual for users of the SF-8 Health Survey*. Lincoln, RI: QualityMetric Incorporated.
- Weiber, R., & Mülhau, D. (2010). *Strukturgleichungsmodellierung: Eine anwendungsorientierte Einführung in die Kausalanalyse mit Hilfe von AMOS, SmartPLS und SPSS*. Springer-Lehrbuch. Berlin, Heidelberg: Springer.
- Weisberg, H.F. (2005). *The total survey error approach*. Chicago: The University of Chicago Press.
- Welch, D., Shepherd, D., Dirks, K.N., McBride, D., Marsh, S. (2013). Road traffic noise and health-related quality of life: A cross-sectional study. *Noise & Health*, 15, 224-230.
- West, S.G., Finch, J.F. & Curran, P.J. (1995). Structural equation models with nonnormal variables: Problems and remedies. In R. H. Hoyle (Ed.), *Structural equation modeling: Concepts, issues, and applications* (S. 56-75). Thousand Oaks, CA, US: Sage Publications, Inc.
- Westermann, R. (1985). Empirical tests of scale type for individual ratings. *Applied Psychological Measurement*, 9, 265-274.
- White, H. (1980). A Heteroskedasticity-Consistent Covariance Matrix Estimator and a Direct Test for Heteroskedasticity. *Econometrica*, 48, 817-38.
- White, H. (1982). Maximum likelihood estimation of misspecified models. *Econometrica*, 50, 1-25.
- Winkler, J. & Stolzenberg, H. (1999). Der Sozialschichtindex im Bundesgesundheitsurvey. *Gesundheitswesen* 61, Sonderheft 2, 178-183.
- Winkler, J. & Stolzenberg, H. (2009). *Adjustierung des Sozialen-Schicht-Index für die Anwendung im Kinder- und Jugendgesundheitsurvey (KiGGS) 2003/2006*. Wismar: Wismarer Diskussionspapiere, Heft 07/2009.
- Wirth, K. (2004). *Lärmstudie 2000. Die Belästigungssituation im Umfeld des Flughafens Zürich*. Aachen: Shaker.
- Wittenberg, M. (2010). An introduction to maximum entropy and minimum cross-entropy estimation using Stata. *The Stata Journal*, 3, 315-330.
- World Health Organization [WHO] (1946). *Constitution of the World Health Organization*. New York: WHO.

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1-1. Übersicht über die Teilstichproben und Hauptanalysegruppen der NORAH-Studie "Belästigung und Lebensqualität".	24
Abbildung 2-1. Stressmodell zum Einfluss von Lärm auf gesundheitliche Beschwerden (Quelle: van Kamp, 1990, p. 151).	29
Abbildung 2-2. Modell der Lärmbelästigung als Stressreaktion auf die externen Faktoren Geräuschbelastungen und Lärmmanagement nach Stallen (1999, Fig. 3, p. 75, übersetzt und im Layout überarbeitet).	30
Abbildung 2-3. Rahmenmodell zur Verkehrslärmwirkung.	32
Abbildung 2-4. Hypothetische Entwicklung der Lärmreaktionen nach Eröffnung der NW-Bahn (nach Horonjeff & Robert 1997).	33
<i>Abbildung 3-1. Notwendiger Stichprobenumfang zum Nachweis signifikanter Haupteffekte und Wechselwirkungen zwischen Gruppen, unterschieden nach aktueller Belastung und Richtung der Belastungsänderung nach NW-Bahneröffnung in Abhängigkeit von der Effektstärke (a) und der statischen Power (b) (G*Power 3.1.2, Faul et al., 2007, 2009).</i>	<i>45</i>
Abbildung 3-2. Notwendiger Stichprobenumfang zum Nachweis signifikanter Haupteffekte und Wechselwirkungen zwischen Gruppen von Anwohnern von Straßenverkehrslärmgebieten unterschieden nach Pegelstufen und Straßenart (Autobahn, übrige Straßen) in Abhängigkeit von der statischen Power (G*Power 3.1.2, Faul et al., 2007).	50
Abbildung 6-1. Ablauf der Stichprobenziehung im Rhein-Main-Panel bis zur Auswahlgesamtheit für die Befragungen.	86
Abbildung 6-2. Ablauf der Stichprobenziehung am Flughafen Berlin-Brandenburg bis zur Auswahlgesamtheit für die Befragungen.	86
Abbildung 6-3. Ablauf der Stichprobenziehung am Flughafen Köln/Bonn bis zur Auswahlgesamtheit für die Befragungen.	87
Abbildung 6-4. Ablauf der Stichprobenziehung am Flughafen Stuttgart bis zur Auswahlgesamtheit für die Befragungen.	87
Abbildung 7-1. Ausfallstufen und -arten der Befragungen im NORAH-Modul 1.	103
Abbildung 8-1. Ablauf der Gewinnung der Teilnehmenden für die Panelbefragungen im Rhein-Main-Gebiet - erste Erhebungsjahr 2011.	114
Abbildung 8-2. Ablauf der Gewinnung der Teilnehmenden für die Panelbefragungen im Rhein-Main-Gebiet - erstes, zweite und dritte Erhebungsjahr 2012, 2013.	115
Abbildung 8-3. Ablauf der Gewinnung der Teilnehmenden für die Querschnittsstudien zum Straßen- und Schienenverkehrslärm und kombinierten Verkehrslärm im Rhein-Main-Gebiet.	116
Abbildung 8-4. Ablauf der Gewinnung der Teilnehmenden für die in 2013 nachrekrutierte Kontrollgruppe im Rhein-Main-Gebiet.	117
Abbildung 8-5. Ablauf der Gewinnung der Teilnehmenden für die Befragungen am Flughafen Berlin-Brandenburg.	118

Abbildung 8-6. Ablauf der Gewinnung der Teilnehmenden für die Befragungen am Flughafen Köln/Bonn.	119
Abbildung 8-7. Ablauf der Gewinnung der Teilnehmenden für die Befragungen am Flughafen Stuttgart.	120
Abbildung 8-8. Verteilung der Teilnehmenden im Untersuchungsgebiet Rhein-Main am Flughafen Frankfurt (schematisch) Quelle: Möhler et al. (2015).	123
Abbildung 8-9. Verteilung der Teilnehmenden im Untersuchungsgebiet des geplanten Flughafens Berlin - Brandenburg (bisher: Berlin-Schönefeld) - Quelle: Möhler et al. (2015).	124
Abbildung 8-10. Verteilung der Teilnehmenden im Untersuchungsgebiet des Flughafens Köln / Bonn (schematisch). Bezugsjahr der Isolinien: 2010 (DES 2010) - Quelle: Möhler et al. (2015).	124
Abbildung 8-11. Verteilung der Teilnehmenden im Untersuchungsgebiet des Flughafens Stuttgart (schematisch). Bezugsjahr der Isolinien: 2010 (DES 2010) - Quelle: Möhler et al. (2015).	125
Abbildung 8-12. Mögliche Einflussfaktoren hinsichtlich der Teilnahmebereitschaft.	172
Abbildung 8-13. Verteilung über Luftverkehrsgeräuschpegelklassen: Geschlecht; Panelwelle t1 (2011).	175
Abbildung 8-14. Verteilung über Pegelklassen: Altersgruppen; Panelwelle t1 (2011); Teilnehmende der (a) Telefon-, (b) Onlinebefragung.	176
Abbildung 8-15. Migrationshintergrund; Verteilung über Luftverkehrsgeräuschpegelklassen Panelwelle t1 (2011).	177
Abbildung 8-16. Verteilung über Luftverkehrsgeräuschpegelklassen: SWI; Panelwelle t1 (2011).	178
Abbildung 8-17. Verteilung über Luftverkehrsgeräuschpegelklassen: Lärmempfindlichkeit; Panelwelle t1 (2011).	178
Abbildung 8-18. Verteilung über Pegelklassen: Familienstand; Panelwelle t1 - Teilnehmende der (a) Telefon- und (b) Onlinebefragung.	179
Abbildung 8-19. Effekt auf die Fluglärmbelästigung: Geschlecht - Panelwelle t1 (2011), Teilnehmende von (a) Telefon- und (b) Onlinebefragung.	181
Abbildung 8-20. Effekt auf die Fluglärmbelästigung: Altersgruppen - Panelwelle t1 (2011); Teilnehmende der Telefon- und Onlinebefragungen.	182
Abbildung 8-21. Effekt auf die Fluglärmbelästigung: Migrationshintergrund - Panelwelle t1 (2011); Teilnehmende der Telefon- und Onlinebefragungen.	183
Abbildung 8-22. Effekt auf die Fluglärmbelästigung: SWI - Panelwelle t1 (2011); Teilnehmende der Telefon- und Onlinebefragungen.	184
Abbildung 8-23. Effekt auf die Fluglärmbelästigung: Lärmempfindlichkeit - Panelwelle t1 (2011); Teilnehmende der Telefon- und Onlinebefragungen.	185
Abbildung 8-24. Effekt auf die Fluglärmbelästigung: Familienstand, Panelwelle t1 (2011); Teilnehmende der Telefon- und Onlinebefragungen.	186
Abbildung 8-25. Effekt auf berichtete fluglärmbedingte Schlafstörungen: Geschlecht - Panelwelle t1 (2011); Teilnehmende der Telefon- und Onlinebefragungen.	187

Abbildung 8-26. Effekt auf berichtete fluglärmbedingte Schlafstörungen: Altersgruppen - Panelwelle t1 (2011); Teilnehmende der Telefon- und Onlinebefragungen.	188
Abbildung 8-27. Effekt auf berichtete fluglärmbedingte Schlafstörungen: Migrationshintergrund - Panelwelle t1 (2011); Teilnehmende der Telefon- und Onlinebefragungen.	189
Abbildung 8-28. Effekt auf berichtete fluglärmbedingte Schlafstörungen: SWI - Panelwelle t1 (2011); Teilnehmende der Telefon- und Onlinebefragungen.....	190
Abbildung 8-29. Effekt auf berichtete fluglärmbedingte Schlafstörungen: Lärmempfindlichkeit - Panelwelle t1 (2011); Teilnehmende der Telefon- und Onlinebefragungen.	191
Abbildung 8-30. Effekt auf berichtete fluglärmbedingte Schlafstörungen: Familienstand - Panelwelle t1 (2011); Teilnehmende der Telefon- und Onlinebefragungen.	192
Abbildung 8-31. Effekt auf allgemeinen Gesundheitsstatus: Geschlecht - Panelwelle t1 (2011); Teilnehmende der Telefon- und Onlinebefragungen.....	193
Abbildung 8-32. Effekt auf allgemeinen Gesundheitsstatus: Altersgruppen - Panelwelle t1 (2011); Teilnehmende der Telefon- und Onlinebefragungen.....	194
Abbildung 8-33. Effekt auf allgemeinen Gesundheitsstatus: Sensitivitätsanalyse Migrationshintergrund - Panelwelle t1 (2011); Teilnehmende der Telefon- und Onlinebefragungen.	195
Abbildung 8-34. Effekt auf den allgemeinen Gesundheitsstatus: SWI - Panelwelle t1 (2011); Teilnehmende der Telefon- und Onlinebefragungen.....	196
Abbildung 8-35. Effekt auf den allgemeinen Gesundheitsstatus: Lärmempfindlichkeit - Panelwelle t1 (2011); Teilnehmende der Telefon- und Onlinebefragungen.	197
Abbildung 8-36. Effekt auf den allgemeinen Gesundheitsstatus: Familienstand - Panelwelle t1 (2011); Teilnehmende der Telefon- und Onlinebefragungen.....	198
Abbildung 9-1. Veränderung in der individuellen Luftverkehrsgeräuschbelastung 2012 (t2) gegenüber 2011 (t1) - (a) Differenz zwischen 24- Stundenmittelungspegeln $L_{pAeq,24h}$ bezogen auf 2,5 dB-Klassen des $L_{pAeq,24h}$ im Jahr 2011; (b) Differenz zwischen Nachtmittelungspegeln $L_{pAeq,22-06h}$ bezogen auf 2,5 dB-Klassen des $L_{pAeq,22-06h}$ im Jahr 2011.	209
Abbildung 9-2. Veränderung in der individuellen Luftverkehrsgeräuschbelastung 2013 (t3) gegenüber 2012 (t1) - (a) Differenz zwischen 24- Stundenmittelungspegeln $L_{pAeq,24h}$ bezogen auf 2,5 dB-Klassen des $L_{pAeq,24h}$ im Jahr 2012; (b) Differenz zwischen Nachtmittelungspegeln $L_{pAeq,22-06h}$ bezogen auf 2,5 dB-Klassen des $L_{pAeq,22-06h}$ im Jahr 2012.	210
Abbildung 9-3a-c. Fluglärmbelästigung (Mittelwert) vor NW-Bahneröffnung (t1) sowie im 1. (t2) und 2. Jahr (t3) danach - gruppiert nach 24- Luftverkehrsgeräuschpegel (Mittelungspegel $L_{pAeq,24h}$) und Änderungen im $L_{pAeq,24h}$ gegenüber dem Erhebungszeitraum t1.	220

Abbildung 9-4a-c. Fluglärmbelastigung am Flughafen Frankfurt, werktags (Mo-Fr) zu verschiedenen Tageszeiten in den Erhebungswellen in 2011, 2012 und 2013 gruppiert nach Tageszeitscheibe pro 2,5 dB-Mittelungspegelklasse ($L_{pAeq,T}$).	225
Abbildung 9-5a-c. Fluglärmbelastigung am Flughafen Frankfurt, an Wochenenden zu verschiedenen Tageszeiten in den Erhebungswellen in 2011, 2012 und 2013 gruppiert nach Mittelungspegel pro angegebener Tageszeitscheibe ($L_{pAeq,T}$).	226
Abbildung 9-6a-c. Berichtete fluglärmbedingte Schlafstörungen vor NW-Bahneröffnung (t1) sowie im 1. (t2) und 2. Jahr (t3) pro 2,5 dB-Klasse im Nachtmittelungspegel ($L_{pAeq,22-06h}$) gruppiert nach Änderungen im $L_{pAeq,24h}$ gegenüber dem Erhebungszeitraum t1.	233
Abbildung 9-7. Zubettgeh- (a) und Aufstehzeiten (b) im Panel Rhein-Main 2011, 2012 und 2013.	237
Abbildung 9-8. Fluglärmbedingte Schlafstörungen in der Panelstudie Rhein-Main untergliedert nach Störungen durch Fluglärm beim Einschlafen, während des Nachtschlafs (beim Durchschlafen) und morgens beim Ausschlafen vor NW-Bahneröffnung und Einführung der Kernruhezeit von 23 bis 05 Uhr (2011) sowie im 1. (2012) und 2. Jahr (2013) danach - dargestellt pro 2dB-Klasse des Mittelungspegels für die Nachtzeit 22 - 06 Uhr ($L_{pAeq,22-06h}$).	238
Abbildung 9-9a-c. SF8-Scores zur psychischen Lebensqualität (MCS) vor NW-Bahneröffnung (t1) sowie im 1. (t2) und 2. Jahr (t3) danach - gruppiert nach 24-Stunden-Mittelungspegel $L_{pAeq,24h}$ und Änderungen im $L_{pAeq,24h}$ gegenüber dem Erhebungszeitraum t1.	248
Abbildung 9-10a-c. SF8-Scores zur körperlichen Lebensqualität (PCS) vor NW-Bahneröffnung (t1) sowie im 1. (t2) und 2. Jahr (t3) danach - gruppiert nach 24-Stunden-Mittelungspegel $L_{pAeq,24h}$ für Luftverkehr und Änderungen im $L_{pAeq,24h}$ gegenüber dem Erhebungszeitraum t1.	249
Abbildung 9-11. Streudiagramme mit LOESS-Anpassungslinie zur Beziehung zwischen Alter und Fluglärmbelastigung im Rhein-Main-Panel in den Erhebungswellen t1 bis t3.	259
Abbildung 9-12. Einfaches Mediator-Modell zur Beziehung zwischen Geräuschpegel, Drittvariable (Mediator) und Lärmreaktion.	263
Abbildung 9-13. Expositions-Wirkungsbeziehungen zur Fluglärmbelastigung im Vergleich: Flughäfen Berlin-Brandenburg (BER), Köln/Bonn (CGN), Stuttgart (STR) vs. Frankfurt 2011, 2012, 2013 (FRA).	286
Abbildung 9-14. Expositions-Wirkungsbeziehungen zur Fluglärmbelastigung am Flughafen Frankfurt (FRA): (a) 2011, (b) 2012, (c) 2013.	287
Abbildung 9-15. Expositions-Wirkungsbeziehungen zur Fluglärmbelastigung an den Flughäfen Berlin-Brandenburg (a; BER), Köln/Bonn (b; CGN), Stuttgart (c; STR).	288
Abbildung 9-16. Anteil hoch fluglärmbelastigter Personen (%HA), Flughäfen Berlin-Brandenburg, Köln/Bonn, Stuttgart vs. Frankfurt 2011 (a), 2012 (b), 2013 (c).	291
Abbildung 9-17. Anteil hoch fluglärmbelastigter Personen (%HA), Flughafen Frankfurt (FRA) 2011-13 (a-c).	292

Abbildung 9-18. Anteil hoch fluglärmbelästigter Personen (%HA) an den Vergleichsflughäfen.	293
Abbildung 9-19. Expositions-Wirkungsbeziehungen zu Schlafstörungen durch Fluglärm: Flughäfen Berlin-Brandenburg (BER), Köln/Bonn (CGN), Stuttgart (STR) im Vergleich zu Frankfurt (FRA) 2011 (a), 2012 (b) und 2013 (c).....	301
Abbildung 9-20. Expositions-Wirkungsbeziehungen zu berichteten fluglärmbedingten Schlafstörungen am Flughafen Frankfurt (FRA): (a) 2011, (b) 2012, (c) 2013.	303
Abbildung 9-21. Expositions-Wirkungsbeziehungen zu Schlafstörungen durch Fluglärm an den Flughäfen Berlin-Brandenburg (a; BER), Köln/Bonn (b; CGN), Stuttgart (c; STR).	304
Abbildung 9-22. Anteil hoch durch Fluglärm schlafgestörter Personen (%HSD), Flughäfen Berlin-Brandenburg, Köln/Bonn, Stuttgart vs. Frankfurt 2011 (a), 2012 (b), 2013 (c).....	306
Abbildung 9-23. Anteil hoch durch Fluglärm schlafgestörter Personen (%HSD), Frankfurt (FRA): 2011-13.	307
Abbildung 9-24. Anteil hoch durch Fluglärm schlafgestörter Personen (%HSD) an den Vergleichsflughäfen.	308
Abbildung 9-25. Mittelwert in der psychischen Lebensqualität (MCS) pro 1-dB-Geräuschpegelklasse $L_{pAeq,24h}$ - Luftverkehr am Flughafen Frankfurt (FRA): (a) 2011, (b) 2012, (c) 2013.	312
Abbildung 9-26. Mittelwert in der psychischen Lebensqualität (MCS) pro 1dB- $L_{pAeq,24h}$ -Stufe für Luftverkehr. Flughäfen: Berlin-Brandenburg (a; BER), Köln/Bonn (b; CGN), Stuttgart (c; STR).	313
Abbildung 9-27. Psychische Lebensqualität (MCS) gruppiert nach Fluglärmbelästigung (a) in der Rhein-Main-Region und (b) an den Vergleichsflughäfen.	314
Abbildung 9-28. Mittelwert in der körperlichen Lebensqualität (PCS) pro 1-dB-Geräuschpegelklasse $L_{pAeq,24h}$ - Luftverkehr am Flughafen Frankfurt (FRA): (a) 2011, (b) 2012, (c) 2013.	317
Abbildung 9-29. Mittelwert in der körperlichen Lebensqualität (PCS) pro 1-dB- $L_{pAeq,24h}$ -Klasse für Luftverkehr, Flughäfen: Berlin-Brandenburg (a; BER), Köln/Bonn (b; CGN), Stuttgart (c; STR).	318
Abbildung 9-30. Körperliche Lebensqualität (PCS) gruppiert nach Fluglärmbelästigung (a) in der Rhein-Main-Region und (b) an den Vergleichsflughäfen.	319
Abbildung 9-31. Übersicht der Schallschutzkategorien.	323
Abbildung 9-32. Produkt-Moment-Korrelation zwischen individuellem Mittelungspegel (L_{den} , L_{dn} , $L_{pAeq,24h}$) und der Fluglärmbelästigung in 15 Fluglärmwirkungsstudien und in der NORAH-Studie (Mittelungspegel hier: $L_{pAeq,24h}$).....	331
Abbildung 10-1. Veränderung der erhobenen Rohwerte "Fluglärmbelästigung" (2011 bis 2013) in den drei unterschiedlichen Lärmveränderungsgruppen sowie dem	

Gesamtpanel. Fluglärmbelästigung Skalenstufen: 1 = "überhaupt nicht", 2 = "etwas", 3 = "mittelmäßig", 4 = "stark", 5 = "äußerst".....	338
Abbildung 10-2. Lineare Veränderung (Ausgangswert 0 = 2011, 1 = 2012, 2 = 2013). Mittlere beobachte (schwarz) und mittlere modellimplizierte (rot gestrichelt) Wachstumskurve. Fluglärmbelästigung Skalenstufen: 1 = "überhaupt nicht", 2 = "etwas", 3 = "mittelmäßig", 4 = "stark", 5 = "äußerst".....	345
Abbildung 10-3. Gruppe "Fluglärmreduktion": Finales adjustiertes kurvilineares Schätzmodell (4) mit drei Messzeitpunkten (Ausgangswert 0 = 2011, 1 = 2012, 2 = 2013), mittlere beobachte (schwarz) und mittlere modellimplizierte (rot gestrichelt) Wachstumskurve. Fluglärmbelästigung Skalenstufen: 1 = "überhaupt nicht", 2 = "etwas", 3 = "mittelmäßig", 4 = "stark", 5 = "äußerst".	345
Abbildung 10-4. Expositions-Wirkungsbeziehungen zur Fluglärmbelästigung für die Gruppe "Fluglärmreduktion". Modellimplizierte Kurven der Fluglärmbelästigung in Abhängigkeit der Schätzer aus dem Jahr 2011. Erkennbar sind diese Kurven durch den Zusatz in Klammern (erwartet). Die anderen Kurven beziehen sich auf die Werte in den jeweiligen Jahren 2011, 2012 und 2013. Adjustierungen wurden für die Variablen vorgenommen die in die finalen Wachstumskurvenmodelle (LGCM) eingingen.	347
Abbildung 10-5. Finales adjustiertes lineares Schätzmodell (4) mit drei Messzeitpunkten (Ausgangswert 0 = 2011, 1 = 2012, 2 = 2013) und mittlere beobachte (schwarz) und mittlere modellimplizierte (rot gestrichelt) Wachstumskurve. Fluglärmbelästigung Skalenstufen: 1 = "überhaupt nicht", 2 = "etwas", 3 = "mittelmäßig", 4 = "stark", 5 = "äußerst".....	350
Abbildung 10-6. Expositions-Wirkungsbeziehungen zur Fluglärmbelästigung für die Gruppe "relative Fluglärmstabilität" zwischen 2011 und 2012. Modellimplizierte Kurven der Fluglärmbelästigung in Abhängigkeit der Schätzer aus dem Jahr 2011. Erkennbar sind diese Kurven durch den Zusatz in Klammern (erwartet). Die anderen Kurven beziehen sich auf die Werte in den jeweiligen Jahren 2011, 2012 und 2013. Adjustierungen wurden für die Variablen vorgenommen, die in die finalen Wachstumskurvenmodelle (LGCM) eingingen.....	352
Abbildung 10-7. Lineare Veränderung (Ausgangswert 0 = 2011, 1 = 2012, 2 = 2013). Mittlere beobachte (schwarz) und mittlere modellimplizierte (rot gestrichelt) Wachstumskurve. Fluglärmbelästigung Skalenstufen: 1 = "überhaupt nicht", 2 = "etwas", 3 = "mittelmäßig", 4 = "stark", 5 = "äußerst".....	355
Abbildung 10-8. Finales adjustiertes kurvilineares Schätzmodell (4) mit drei Messzeitpunkten (Ausgangswert 0 = 2011, 1 = 2012, 2 = 2013) und mittlere beobachte (schwarz) und mittlere modellimplizierte (rot gestrichelt) Wachstumskurve. Fluglärmbelästigung Skalenstufen: 1 = "überhaupt nicht", 2 = "etwas", 3 = "mittelmäßig", 4 = "stark", 5 = "äußerst".....	355
Abbildung 10-9. Expositions-Wirkungsbeziehungen zur Fluglärmbelästigung für die Gruppe "Fluglärmzunahme" zwischen 2011 und 2012. Modellimplizierte Kurven der Fluglärmbelästigung in Abhängigkeit der Schätzer aus dem Jahr 2011.	

Erkennbar sind diese Kurven durch den Zusatz in Klammern (erwartet). Die anderen Kurven beziehen sich auf die Werte in den jeweiligen Jahren 2011, 2012 und 2013. Adjustierungen wurden für die Variablen vorgenommen, die in die finalen Wachstumskurvenmodelle (LGCM) eingingen.357

Abbildung 10-10. Finales adjustiertes kurvilineares Schätzmodell (4) mit drei Messzeitpunkten (Ausgangswert 0 = 2011, 1 = 2012, 2 = 2013) und mittlere beobachte (schwarz) und mittlere modellimplizierte (rot gestrichelt) Wachstumskurve. Berichtete Fluglärmbedingte Schlafstörungen (Indexwert).....361

Abbildung 10-11. Expositions-Wirkungsbeziehungen zur berichteten fluglärmbedingten Schlafstörung für die Gruppe "Nacht-Fluglärmabnahme". Modellimplizierte Kurven der Fluglärmbelästigung in Abhängigkeit der Schätzer aus dem Jahr 2011. Erkennbar sind diese Kurven durch den Zusatz in Klammern (erwartet). Die anderen Kurven beziehen sich auf die Werte in den jeweiligen Jahren 2011, 2012 und 2013. Adjustierungen wurden für die Variablen vorgenommen, die in die finalen Wachstumskurvenmodelle (LGCM) eingingen.....363

Abbildung 10-12. Finales adjustiertes lineares Schätzmodell (4) mit drei Messzeitpunkten (Ausgangswert 0 = 2011, 1 = 2012, 2 = 2013) und mittlere beobachte (schwarz) und mittlere modellimplizierte (rot gestrichelt) Wachstumskurve. Berichtete Fluglärmbedingte Schlafstörung (Indexwert).....366

Abbildung 10-13. Expositions-Wirkungsbeziehungen zur berichteten fluglärmbedingten Schlafstörung für die Gruppe "relative Nacht-Fluglärmstabilität". Modellimplizierte Kurven der Fluglärmbelästigung in Abhängigkeit der Schätzer aus dem Jahr 2011. Erkennbar sind diese Kurven durch den Zusatz in Klammern (erwartet). Die anderen Kurven beziehen sich auf die Werte in den jeweiligen Jahren 2011, 2012 und 2013. Adjustierungen wurden für die Variablen vorgenommen, die in die finalen Wachstumskurvenmodelle (LGCM) eingingen.368

Abbildung 10-14. Finales adjustiertes kurvilineares Schätzmodell (4) mit drei Messzeitpunkten (Ausgangswert 0 = 2011, 1 = 2012, 2 = 2013) und mittlere beobachte (schwarz) und mittlere modellimplizierte (rot gestrichelt) Wachstumskurve. Berichtete Fluglärmbedingte Schlafstörungen (Indexwert).....371

Abbildung 10-15. Expositions-Wirkungsbeziehungen zur berichteten fluglärmbedingten Schlafstörung für die Gruppe "Nacht-Fluglärmzunahme". Modellimplizierte Kurven der Fluglärmbelästigung in Abhängigkeit der Schätzer aus dem Jahr 2011. Erkennbar sind diese Kurven durch den Zusatz in Klammern (erwartet). Die anderen Kurven beziehen sich auf die Werte in den jeweiligen Jahren 2011, 2012 und 2013. Adjustierungen wurden für die Variablen vorgenommen, die in die finalen Wachstumskurvenmodelle (LGCM) eingingen.....373

Abbildung 10-16. Finales adjustiertes lineares Schätzmodell (4) mit drei Messzeitpunkten (Ausgangswert 0 = 2011, 1 = 2012, 2 = 2013) und mittlere

beobachte (schwarz) und mittlere modellimplizierte (rot gestrichelt) Wachstumskurve. Psychische Lebensqualität erhoben mit dem SF8 (MCS).	377
Abbildung 10-17. Finales adjustiertes lineares Schätzmodell (4) mit drei Messzeitpunkten (Ausgangswert 0 = 2011, 1 = 2012, 2 = 2013) und mittlere beobachte (schwarz) und mittlere modellimplizierte (rot gestrichelt) Wachstumskurve. Psychische Lebensqualität erhoben mit dem SF8 (MCS).	381
Abbildung 10-18. Finales adjustiertes lineares Schätzmodell (4) mit drei Messzeitpunkten (Ausgangswert 0 = 2011, 1 = 2012, 2 = 2013) und mittlere beobachte (schwarz) und mittlere modellimplizierte (rot gestrichelt) Wachstumskurve. Psychische Lebensqualität erhoben mit dem SF8 (MCS).	385
Abbildung 10-19. Finales adjustiertes Schätzmodell ohne Veränderung (4) mit drei Messzeitpunkten (Ausgangswert 0 = 2011, 1 = 2012, 2 = 2013) und mittlere beobachte (schwarz) und mittlere modellimplizierte (rot gestrichelt) Wachstumskurve. Körperliche Lebensqualität erhoben mit dem SF8 (PCS).	389
Abbildung 10-20. Finales adjustiertes kurvilineares Schätzmodell (4) mit drei Messzeitpunkten (Ausgangswert 0 = 2011, 1 = 2012, 2 = 2013) und mittlere beobachte (schwarz) und mittlere modellimplizierte (rot gestrichelt) Wachstumskurve. Körperliche Lebensqualität erhoben mit dem SF8 (PCS).	392
Abbildung 10-21. Finales adjustiertes lineares Schätzmodell (4) mit drei Messzeitpunkten (Ausgangswert 0 = 2011, 1 = 2012, 2 = 2013) und mittlere beobachte (schwarz) und mittlere modellimplizierte (rot gestrichelt) Wachstumskurve. Körperliche Lebensqualität erhoben mit dem SF8 (PCS).	395
Abbildung 10-22. Anteil hoch fluglärmbelästigter Personen (HA; highly annoyed) im Vergleich: Daten der NORAH-Studie aus den Jahren 2011 bis 2013 (FRA 2011, 2012, 2013) versus RDF-Belästigungsstudie von 2005 (Schreckenberget al., 2010b).	398
Abbildung 10-23. Anteil hoch fluglärmbelästigter Personen (HA; highly annoyed) im Vergleich: Daten der NORAH-Studie aus den Jahren 2011 bis 2013 am Flughafen Frankfurt (FRA 2011, 2012, 2013) versus RDF-Belästigungsstudie von 2005 (Schreckenberget al., 2010b). Ergänzend sind die in der NORAH-Studie ermittelten Expositions-Wirkungsbeziehungen an den Flughäfen Berlin-Brandenburg (BER), Köln/Bonn (CGN) und Stuttgart (STR) angegeben.	399
Abbildung 11-1. Expositions-Wirkungsbeziehung zur Straßenverkehrslärmbelästigung in der Rhein-Main-Region (Stichprobe "QS Straße").	410
Abbildung 11-2. Anteil hoch durch Straßenverkehrslärm belästigter Personen (HA-Anteil) im Rhein-Main-Gebiet, Stichprobe "QS-Straße".	411
Abbildung 11-3. Expositions-Wirkungsbeziehung zu berichteten Schlafstörungen durch Straßenverkehrslärm in der Rhein-Main-Region (Stichprobe "QS Straße").	415
Abbildung 11-4. Anteil hoch durch Straßenverkehrslärm schlafgestörter Personen (HSD-Anteil, Anteil highly sleep-disturbed) im Rhein-Main-Gebiet, Stichprobe "QS-Straße".	415
Abbildung 11-5. Gesundheitsbezogene psychische und körperliche Lebensqualität - SF8-Scores MCS (a) und PCS (b) - pro 1-dB- $L_{pAeq,24h}$ -Klasse für Straßenverkehr.	419

Abbildung 11-6. Gesundheitsbezogene psychische und körperliche Lebensqualität gruppiert nach Stufen der Straßenverkehrslärmbelastigung.	420
Abbildung 12-1. Expositions-Wirkungsbeziehung zur Schienenverkehrslärmbelastigung in der Rhein-Main-Region (Stichprobe "QS Schiene").	431
Abbildung 12-2. Anteil hoch durch Schienenverkehrslärm belästigter Personen (HA-Anteil) im Rhein-Main-Gebiet, Stichprobe "QS-Schiene".	431
Abbildung 12-3. Expositions-Wirkungsbeziehung zu berichteten Schlafstörungen durch Schienenverkehrslärm in der Rhein-Main-Region (Stichprobe "QS Schiene").	435
Abbildung 12-4. Expositions-Wirkungsbeziehung zu berichteten Schlafstörungen durch Schienenverkehrslärm in der Rhein-Main-Region (Stichprobe "QS Schiene").	435
Abbildung 12-5. Gesundheitsbezogene psychische und körperliche Lebensqualität - SF8-Scores MCS (a) und PCS (b) - pro 1-dB- $L_{pAeq,24h}$ -Klasse für Schienenverkehr.	439
Abbildung 12-6. Gesundheitsbezogene psychische und körperliche Lebensqualität gruppiert nach Stufen der Schienenverkehrslärmbelastigung.	440
Abbildung 13-1. Anteil hoch durch Verkehrsgeräusche belästigter Personen (%HA; highly annoyed) in getrennten, quellenspezifischen Stichproben im Rhein-Main-Gebiet im Umfeld des Flughafens Frankfurt.	444
Abbildung 13-2. Anteil hoch durch Verkehrsgeräusche belästigter Personen (%HA; highly annoyed) in Subgruppen der Panelstichprobe Rhein-Main im Umfeld des Flughafens Frankfurt mit jeweils dominierender Luft-, Schienen-, bzw. Straßenverkehrsgeräuschbelastung (Pegeldifferenz: größer 2,5 dB im $L_{pAeq,24h}$).	445
Abbildung 13-3. Anteil hoch (stark/äußerst) durch Verkehrsgeräusche schlafgestörter Personen (%HSD; highly sleep disturbed) im Rhein-Main-Gebiet.	446
Abbildung 13-4. Gesundheitsbezogene psychische (a) und körperliche (b) Lebensqualität gruppiert nach Stufen der Belästigung durch Verkehrslärm (Flug-, Schienen- oder Straßenverkehrslärm.....	448
Abbildung 15-1. Gesamtbelastigung durch Luft- plus Schienenverkehrsgeräusche in Abhängigkeit vom 24-Stunden-Mittelungspegel für Luft- plus Schienenverkehr, nur Luft- und nur Schienenverkehr.	481
Abbildung 15-2. Gesamtgeräuschbelastigung durch Luft- plus Schienenverkehr in Abhängigkeit von der Quellendominanz.	482
Abbildung 15-3. Gesamtbelastigung durch Luft- plus Straßenverkehrsgeräusche in Abhängigkeit vom 24-Stunden-Mittelungspegel für Luft- plus Straßenverkehr, nur Luft- und nur Straßenverkehr.	496
Abbildung 15-4. Gesamtlärmbelastigung durch Luft- und Straßenverkehrsgeräusche in Abhängigkeit von der akustischen Quellendominanz.	497
Abbildung 16-1. Expositions-Wirkungsbeziehungen zur Fluglärmbelastigung in Erhebungswelle t3 (2013) der Panelstudie Rhein-Main (FRA) mit ungewichteten und gewichteten Befragungsdaten.	520

Abbildung 16-2. Expositions-Wirkungsbeziehungen zu berichteten fluglärmbedingten Schlafstörungen in Erhebungswelle t3 (2013) der Panelstudie Rhein-Main mit ungewichteten Befragungsdaten und nach Populationsmerkmalen gewichteten Daten.	522
Abbildung 16-3. Psychische (MCS, a) und körperliche (PCS) Lebensqualität gruppiert nach Stufen der Fluglärmbelastigung in Erhebungswelle t3 (2013) der Panelstudie Rhein-Main mit ungewichteten und gewichteten Befragungsdaten.	525
Abbildung 16-4. Expositions-Wirkungsbeziehungen zur Fluglärmbelastigung in der ersten (a: 2011) und zweiten (b: 2012) Panelwelle am Flughafen Frankfurt (FRA) im Vergleich.	529
Abbildung 16-5. Expositions-Wirkungsbeziehungen zu berichteten fluglärmbedingten Schlafstörungen am Flughafen Frankfurt (FRA): (a) 2011, (b) 2012.	530
Abbildung 16-6. Beziehung zwischen psychischer (MCS) bzw. körperlicher Lebensqualität (PCS) und $L_{pAeq,24h}$ - Luftverkehr am Flughafen Frankfurt (FRA): (a) MCS, 2011, (b) MCS, 2012, (c) PCS, 2011, (d) PCS, 2012.	532
Abbildung 16-7. Vergleich von Expositions-Wirkungsbeziehungen zur Fluglärmbelastigung: Basis- vs. erweitertes Modell. Flughäfen: (a) - (c) Frankfurt 2011, 2012, 2013, (d) Berlin-Brandenburg, (e) Köln/Bonn, (f) Stuttgart.	535
Abbildung 16-8. Vergleich von Expositions-Wirkungsbeziehungen zum Anteil hoch (stark und äußerst) fluglärmbelastigter Personen: Basis- vs. erweitertes Modell. Flughäfen: (a) - (c) Frankfurt 2011, 2012, 2013, (d) Berlin-Brandenburg, (e) Köln/Bonn, (f) Stuttgart.	537
Abbildung 16-9. Vergleich von Expositions-Wirkungsbeziehungen zu fluglärmbedingten Schlafstörungen: Basis- vs. erweitertes Modell. Flughäfen: (a) - (c) Frankfurt 2011, 2012, 2013, (d) Berlin-Brandenburg, (e) Köln/Bonn, (f) Stuttgart.	540
Abbildung 16-10. Vergleich von Expositions-Wirkungsbeziehungen zum Anteil hoch (stark und äußerst) durch Fluglärm schlafgestörter Personen: Basis- vs. erweitertes Modell. Flughäfen: (a) - (c) Frankfurt 2011, 2012, 2013, (d) Berlin-Brandenburg, (e) Köln/Bonn, (f) Stuttgart.	542
Abbildung 16-11. Vergleich von Expositions-Wirkungsbeziehungen zur psychischen Lebensqualität (MCS): Basis- vs. erweitertes Modell. Flughäfen: (a) - (c) Frankfurt 2011, 2012, 2013, (d) Berlin-Brandenburg, (e) Köln/Bonn, (f) Stuttgart.	545
Abbildung 16-12. Vergleich von Expositions-Wirkungsbeziehungen zur körperlichen Lebensqualität (PCS): Basis- vs. erweitertes Modell. Flughäfen: (a) - (c) Frankfurt 2011, 2012, 2013, (d) Berlin-Brandenburg, (e) Köln/Bonn, (f) Stuttgart.	547
Abbildung 16-13. Vergleich von Expositions-Wirkungsbeziehungen zur Fluglärmbelastigung am Flughafen Frankfurt, Panelstudie Welle t3 (2013) versus Neurekruitierte in 2013. (a) Regression zur Fluglärmbelastigung, erfasst	

mittels 5-stufiger ICBEN-Skala, (b) Regression zum Anteil hoch fluglärm-belästigter Personen (HA-Anteil).	552
Abbildung 16-14. Vergleich von Expositions-Wirkungsbeziehungen zu berichteten fluglärmbedingten Schlafstörungen am Flughafen Frankfurt, Panelstudie Welle t3 (2013) versus Neurekruitierte in 2013. (a) Regression zu den Schlafstörungen, erfasst mittels 5-stufiger Skala, (b) Regression zum Anteil hoch durch Fluglärm schlafgestörter Personen (HSD-Anteil).	553

Tabellenverzeichnis

Tabelle 3-1. Verteilung der Flugbewegungszahlen am Flughafen Frankfurt von Oktober 2010 bis September 2011 für die Erhebungswelle t1 (2011), von Oktober 2011 bis September 2012 für die Erhebungswelle t2 (2012) und von Oktober 2012 bis September 2013 für die Erhebungswelle t3 (2013) auf die Tages- und Nachtzeitscheiben (Datenquelle: Fraport AG).....	40
Tabelle 3-2. Verteilung der Flugbewegungszahlen von Oktober 2011 bis September 2012 am Flughafen Berlin-Brandenburg und von Oktober 2012 bis September 2013 an den Flughäfen Köln/Bonn und Stuttgart auf die Tages- und Nachtzeitscheiben (vgl. Möhler et al. 2015)	41
Tabelle 3-3. Verteilung der Untersuchungsteilnehmenden auf die Untersuchungszellen. Die Fallzahlen beziehen sich auf das erste Erhebungsjahr 2011.....	46
Tabelle 3-4. Untersuchungsdesign für Straßenverkehrslärmgebiete	50
Tabelle 3-5. Untersuchungsdesign für Schienenverkehrslärmgebiete.....	51
Tabelle 3-6. Überblick über die geplanten Studiendesigns der Teilstudien des Modul 1....	53
Tabelle 4-1. Verkehrslärm-Expositionsmaße für Modul 1	54
Tabelle 4-2. Befragungsinhalte der Teilstudien im Modul 1	58
Tabelle 4-3. Items zum Vertrauen in das Bemühen von ‚Lärmverantwortlichen‘ bezogen auf Flug-, Straßen- und Schienenverkehrslärm.....	64
Tabelle 4-4. Zur Messung der Fairness verwendete Items in der COSMA- und NORAH-Studie66	
Tabelle 4-5. Items der Kurzform des Noise Sensitivity Questionnaires (NoiSeQ-R)	68
Tabelle 4-6. Punkteverteilung pro Teilkomponente des Scheuch-Winkler-Index (SWI) nach Winkler & Stolzenberg (2009).....	72
Tabelle 6-1. Datenerfassungssysteme zu den Flugbewegungen als Eingangsdaten für die Luftverkehrsgeräuschpegelberechnungen für die Stichprobenziehung	83
Tabelle 6-2. Population der Teilstudien für die Querschnittsstudien am Flughafen Frankfurt89	
Tabelle 6-3. Aufteilung der verfügbaren Adressen der Querschnittsstudien auf die Schichtungsmerkmale	89
Tabelle 6-4. Aufteilung der für die weitere Bearbeitung gezogenen Adressen der Querschnittsstudien auf die Schichtungsmerkmale ($N_{\text{gesamt}} = 130.424$)	90
Tabelle 6-5. Zeiträume der Erhebungen	92
Tabelle 7-1. Scorebildung bei Einstellungs- und Bewertungsfragen.....	98
Tabelle 7-2. Items der gesundheitsbezogenen Lebensqualität (SF8).....	99
Tabelle 8-1. Beteiligung im NORAH-Studienteil "Belästigung und Lebensqualität".....	121
Tabelle 8-2. Verteilung der Panelstudien-Teilnehmenden am Flughafen Frankfurt über die 12-Monats-Luftverkehrsgeräuschpegelklassen (Maximum von $L_{pAeq,06-22h}$ und $L_{pAeq,22-06h}$) berechnet für die Stichprobenziehung und bezogen auf den 24-Stunden-Mittelungspegel $L_{pAeq,24h}$ für die 12 Monate von jeweils Oktober bis September 2010/2011 für die Befragungswelle t1 (2011), 2011/2012 für Befragungswelle t2 (2012) und 2012/2013 für die Befragungswelle t3 (2013).....	126

Tabelle 8-3. Verteilung der Teilnehmenden der Panelstudie (TN) über Klassen des 12-Monats-Nachtmittelungspegels $L_{pAeq,22-06h}$ für Luftverkehr von jeweils Oktober bis September 2010/2011 für die Befragungswelle t1 (2011), 2011/2012 für Befragungswelle t2 (2012) und 2012/2013 für die Befragungswelle t3 (2013).....	128
Tabelle 8-4. Verteilung der Panel-Teilnehmenden der ersten Befragungswelle t1 in der Rhein-Main-Region aufgeteilt nach den bei Stichprobenziehung angewandten Schichtungsmerkmalen: (1) Pegelklassen des Maximums des Tag- und Nachtpegels (Bezugsjahr 2007) und (2) für 2020 prognostizierte Veränderungen im Tag-Nachtpegel L_{tn} gegenüber dem Jahr 2007	129
Tabelle 8-5. Verteilung der Panel-Teilnehmenden in der Rhein-Main-Region in den Erhebungswellen t1 bis t3 aufgeteilt nach Luftverkehrsgeräuschpegeln für 24 Stunden (Mittelungspegel $L_{pAeq,24h}$).....	130
Tabelle 8-6. Verteilung der Panel-Teilnehmenden in der Rhein-Main-Region in den Erhebungswellen t1 bis t3 aufgeteilt nach Luftverkehrsgeräuschpegeln für die Nachtzeit 22-06 Uhr (Mittelungspegel $L_{pAeq,22-06h}$)	131
Tabelle 8-7. Verteilung der Teilnehmenden pro Panelwelle in Luftverkehrs-Geräuschpegelklassen ($L_{pAeq,24h}$) hinsichtlich des Befragungsmodus und ausgewählter soziodemografischer Variablen	132
Tabelle 8-8. Deskriptive Statistik von Charakteristika der Panelstichprobe zum Erhebungszeitpunkt t1 (2011) aufgeteilt nach Luftverkehrs-Geräuschpegelklassen ($L_{pAeq,24h}$).....	133
Tabelle 8-9. Inferenzstatistik zur Verteilung der Teilnehmenden pro Panelwelle t1 bis t3 in Luftverkehrs-Geräuschpegelklassen ($L_{pAeq,24h}$) hinsichtlich des Befragungsmodus und ausgewählter soziodemografischer Variablen	136
Tabelle 8-10. Inferenzstatistik zu Unterschieden zwischen Luftverkehrs-Geräuschpegelklassen ($L_{pAeq,24h}$) in Charakteristika der Teilnehmenden der Panelwellen t1 bis t3.....	137
Tabelle 8-11. Häufigkeitsverteilung Straßenverkehrgeräuschspegel.....	139
Tabelle 8-12. Inferenzstatistik zu Verteilungsunterschieden von Charakteristika der Teilnehmenden der Studie "QS Straße" nach Straßenverkehrs-Geräuschpegelklassen ($L_{pAeq,24h}$).....	140
Tabelle 8-13. Inferenzstatistik zu Verteilungsunterschieden von Charakteristika der Teilnehmenden der Studie "QS Straße" nach Straßenverkehrs-Geräuschpegelklassen ($L_{pAeq,24h}$).....	141
Tabelle 8-14. Häufigkeitsverteilung über die Schienenverkehrspegel	142
Tabelle 8-15. Inferenzstatistik zu Verteilungsunterschieden von Charakteristika der Teilnehmenden der Studie "QS Schiene" nach Schienenverkehrs-Geräuschpegelklassen ($L_{pAeq,24h}$).....	143
Tabelle 8-16. Inferenzstatistik zu Verteilungsunterschieden von Charakteristika der Teilnehmenden der Studie "QS Schiene" nach Schienenverkehrs-Geräuschpegelklassen ($L_{pAeq,24h}$).....	144
Tabelle 8-17. Verteilung der Teilnehmenden am Flughafen Berlin-Brandenburg (BER) über die prognostizierten Luftverkehrsgeräuschpegelklassen berechnet für die	

Stichprobenziehung auf Basis des Prognose DES 2015 mit Bezug auf die sechs verkehrsreichsten Monate des Jahres 2015 (Maximum der Prognose-Tages- und Nachtpegel $L_{pAeq,06-22h}$ und $L_{pAeq,22-06h}$) und bezogen auf den 24-Stunden-Mittelungspegel $L_{pAeq,24h}$ für 12 Monate von jeweils Oktober bis September 2011/2012	145
Tabelle 8-18. Verteilung der Teilnehmenden an den Flughäfen Köln/Bonn und Stuttgart über die Luftverkehrsgeräuschpegelklassen berechnet für die Stichprobenziehung auf Basis der Prognose DES 2015 mit Bezug auf die sechs verkehrsreichsten Monate des Jahres 2010 (Maximum der Tages- und Nachtpegel $L_{pAeq,06-22h}$ und $L_{pAeq,22-06h}$) und bezogen auf den 24-Stunden-Mittelungspegel $L_{pAeq,24h}$ für 12 Monate von jeweils Oktober bis September 2012/2013	147
Tabelle 8-19. AAPOR-Raten Panelbefragung Flughafen Frankfurt.....	153
Tabelle 8-20. AAPOR-Raten Panelbefragung: nur Erstbefragungen differenziert nach Geräuschpegelklassen.....	154
Tabelle 8-21. AAPOR-Raten der einmaligen Befragungen in den Studienteilen zur Fluglärmwirkung	155
Tabelle 8-22. AAPOR-Raten der Querschnittsstudien im Rhein-Main-Gebiet zum Schienen- und Straßenverkehrs- sowie Kombinationslärm	156
Tabelle 8-23. Kategorien der Verweigerung in fluglärmbezogenen Teilstudien - Schritt 1.	158
Tabelle 8-24. Kategorien der Verweigerung in fluglärmbezogenen Teilstudien - Schritt 2.	159
Tabelle 8-25. Übersicht der Response (absolute Häufigkeiten, Prozentangaben) in den Querschnittsstudien Rhein-Main	160
Tabelle 8-26. Prozentuale Verteilungshäufigkeit der Verweigerung pro Stichprobe in der Panelstudie Rhein-Main	162
Tabelle 8-27. Verweigerungsreaktionen differenziert nach Altersgruppe.....	163
Tabelle 8-28. Verweigerungsreaktionen differenziert nach Geräuschpegelklasse	164
Tabelle 8-29. Verweigerungsreaktionen bei einmaligen Befragungen (Querschnitt, Vergleichsflughäfen)	165
Tabelle 8-30. Erfasste Verweigerungsreaktionen in Prozent der Personen nach Teilstichprobe der Querschnittsstudien Rhein-Main	166
Tabelle 8-31. Erfasste Verweigerungsreaktionen für Personen mit dominantem Straßenverkehrslärm nach Geräuschpegelklasse (Maximum des $L_{pAeq,06-22h}$ und $L_{pAeq,22-06h}$) in Prozent der Personen.....	168
Tabelle 8-32. Erfasste Verweigerungsreaktionen für Personen mit dominantem Schienenverkehrslärm nach Geräuschpegelklasse (Maximum des $L_{pAeq,06-22h}$ und $L_{pAeq,22-06h}$) in Prozent	169
Tabelle 8-33. Vergleich Verweigerungen durch Personen mit Straßenverkehrs-, Schienenverkehrs- und kombiniertem Fluglärm in den jeweiligen Geräuschpegelklassen von > 50.0-60.0 dB in Prozent der Personen.....	170
Tabelle 8-34. Responserate und Auswahl von Personenmerkmalen bzw Befragungsangaben an den untersuchten Flughäfen.....	171
Tabelle 8-35. Zusammenfassende Bewertung der Ergebnisse der Sensitivitätsanalysen zur Verteilung der Personenmerkmale über Luftverkehrsgeräuschpegelklassen und zu den Effekten der Merkmale auf die Zielvariablen.....	199

Tabelle 9-1. Deskriptive Statistik zu den Luftverkehrs-Mittelungspegeln in der Panelstudie Rhein-Main	204
Tabelle 9-2. Deskriptive Statistik zu den Luftverkehrs-Maximalpegeln in der Panelstudie	205
Tabelle 9-3. Deskriptive Statistik zur Anzahl von Flugbewegungen mit einem Maximalpegel von $L_{pAmax} > 55$ dB (NAT ₅₅ ; number above threshold) in der Panelstudie.....	205
Tabelle 9-4. Korrelation zwischen akustischen Kennwerten der Luftverkehrsgeräuschbelastung - Rhein-Main-Panel, Wellen t1 bis t3	207
Tabelle 9-5. Differenz zwischen Mittelungspegel in 2012, dem 1. Jahr (t2) nach der NW-Bahneröffnung, und den Pegeln in 2011 vor Eröffnung der NW-Bahn (t1) in der Panelstudie Rhein-Main aufgeteilt nach Mittelungspegelklassen bezogen auf Erhebungswelle t1	211
Tabelle 9-6. Differenz zwischen Mittelungspegel in 2013, dem 2. Jahr (t3) nach der NW-Bahneröffnung, und den Pegeln in 2012 (t2) in der Panelstudie Rhein-Main aufgeteilt nach Mittelungspegelklassen bezogen auf Erhebungswelle t2	212
Tabelle 9-7. Deskriptive Statistik zu den Luftverkehrs-Mittelungspegeln an den Flughäfen Berlin-Brandenburg (BER), Köln/Bonn (CGN), Stuttgart (STR)	214
Tabelle 9-8. Deskriptive Statistik zu den Luftverkehrs-Maximalpegeln an den Flughäfen Berlin-Brandenburg (BER), Köln/Bonn (CGN), Stuttgart (STR)	214
Tabelle 9-9. Deskriptive Statistik zur Anzahl von Flugbewegungen mit einem Maximalpegel von $L_{pAmax} > 55$ dB (NAT ₅₅ ; number above threshold) an den Flughäfen Berlin-Brandenburg (BER), Köln/Bonn (CGN), Stuttgart (STR)	215
Tabelle 9-10. Korrelation zwischen akustischen Kennwerten der Luftverkehrsgeräuschbelastung an den Flughäfen Berlin-Brandenburg (BER), Köln/Bonn (CGN), Stuttgart (STR).....	216
Tabelle 9-11. Fluglärmbelästigung im Rhein-Main-Panel in den Erhebungswellen t1 bis t3	218
Tabelle 9-12. Ergebnisse inferenzstatistischer Prüfungen (F-Test) im Rahmen des Allgemeinen Linearen Modells zur abhängigen Variable "Fluglärmbelästigung" für Haupteffekte und 2-fache Interaktionen von Erhebungswelle, Luftverkehrsgeräuschpegel $L_{pAeq,24h}$, und Änderungen in der Luftverkehrsgeräuschbelastung zu den Erhebungszeiten t2 vs. t1, t3 vs. t1 und t3 vs. t2.....	221
Tabelle 9-13. Tageszeiten, für die Fluglärmbelästigungsurteile und Geräuschpegelwerte (L_{pAeq}) für Luftverkehr vorliegen - Panelstudie Rhein-Main	223
Tabelle 9-14. Fluglärmbelästigung am Flughafen Frankfurt und an den Vergleichsflughäfen	228
Tabelle 9-15. Fluglärmbelästigung am Flughafen Frankfurt (Teilnehmende aller Wellen t1 bis t3; nach Expositionsklassen in 5-dB-Stufen) und an den Vergleichsflughäfen	229
Tabelle 9-16. Berichtete, fluglärmbedingte Schlafstörungen (aus drei Items gebildeter Mittelwertsscore im Wertebereich von 1 bis 5) im Rhein-Main-Panel in den Erhebungswellen t1 - t3.....	231
Tabelle 9-17. Ergebnisse inferenzstatistischer Prüfungen (F-Test) im Rahmen des Allgemeinen Linearen Modells zur abhängigen Variable "Fluglärmbedingte Schlafstörungen" für Haupteffekte und 2-fache Interaktionen von Erhebungswelle, nächtlichem Luftverkehrsgeräuschpegel $L_{pAeq,22-06h}$, und Änderungen in der	

Luftverkehrsgeräuschbelastung zu den Erhebungszeiten t2 vs. t1, t3 vs. t1 und t3 vs. t2.....	235
Tabelle 9-18. Berichtete, fluglärmbedingte Schlafstörungen (aus drei Items gebildeter Mittelwertsscore im Wertebereich von 1 bis 5) am Flughafen Frankfurt und an den Vergleichsflughäfen	239
Tabelle 9-19. Fluglärmbedingte Schlafstörungen am Flughafen Frankfurt (Teilnehmende aller Welle t1 bis t3) und an den Vergleichsflughäfen	240
Tabelle 9-20. SF8-Werte der bundesdeutschen Normstichprobe (GSTel03, telefonischer Gesundheitssurvey 2003 des Robert-Koch-Instituts, Ellert et al., 2005) und in den Stichproben dieser Studie	242
Tabelle 9-21. SF8-Summenscore-Werte MCS (psychische Lebensqualität) und PCS (körperliche Lebensqualität) getrennt nach Alter und Geschlecht in den NORAH-Stichproben und der Normstichprobe (GSTel03, vgl. Ellert et al., 2005).....	243
Tabelle 9-22. Deskriptive Statistik zur gesundheitsbezogenen, psychischen und körperlichen Lebensqualität im Rhein-Main-Panel in den Erhebungswellen t1 bis t3	246
Tabelle 9-23. Produkt-Moment-Korrelation zwischen den SF8-Werten PCS und MCS und der Fluglärmbelastung und dem $L_{pAeq,24h}$ für Luftverkehr pro Gruppe der Luftverkehrs-Expositionsänderung.....	251
Tabelle 9-24. Ergebnisse inferenzstatistischer Prüfungen (F-Test) im Rahmen des Allgemeinen Linearen Modells zur abhängigen Variable "MCS - Psychische Lebensqualität" für Haupteffekte und 2-fache Interaktionen von Erhebungswelle, Luftverkehrsgeräuschpegel $L_{pAeq,24h}$, und Änderung in der Luftverkehrsgeräuschbelastung zu den Erhebungszeiten t2 vs. t1, t3 vs. t1 und t3 vs. t2.....	252
Tabelle 9-25. Ergebnisse inferenzstatistischer Prüfungen (F-Test) im Rahmen des Allgemeinen Linearen Modells zur abhängigen Variable "PCS - Körperliche Lebensqualität" für Haupteffekte und 2-fache Interaktionen von Erhebungswelle, Luftverkehrsgeräuschpegel $L_{pAeq,24h}$, und Änderung in der Luftverkehrsgeräuschbelastung zu den Erhebungszeiten t2 vs. t1, t3 vs. t1 und t3 vs. t2.....	254
Tabelle 9-26. Gesundheitsbezogene Lebensqualität (PCS, MCS) am Flughafen Frankfurt und an den Vergleichsflughäfen	256
Tabelle 9-27. Korrelation r zwischen $L_{pAeq,24h}$ für Luftverkehr und SF8-Scores MCS, PCS...	257
Tabelle 9-28. Produkt-Moment-Korrelation r bzw. punkt-biserale Korrelation r_{pb} zwischen potenziellen Co-Determinanten und der Fluglärmbelastung	259
Tabelle 9-29. Produkt-Moment-Korrelation r bzw. punkt-biserale Korrelation r_{pb} zwischen potenziellen Co-Determinanten und dem Luftverkehrs-Mittelungspegel $L_{pAeq,24h}$	261
Tabelle 9-30. Mediatoranalysen auf Basis von OLS-Regressionen (vgl. Hayes, 2013) zur Beziehung zwischen dem 24-Stunden-Mittelungspegel für Luftverkehrsgeräusch $L_{pAeq,24h}$, der Fluglärmbelastung und ausgewählten Drittvariablen (Rhein-Main-Panel)	265
Tabelle 9-31. Ergebnisse von Korrelationsanalysen zwischen berichteten, fluglärmbedingten Schlafstörungen, Nachtpegel Luft ($L_{pAeq,22-06h}$) und potenziellen Co-Determinanten	269

Tabelle 9-32. Mediatoranalyse zur Fluglärmelastung und MCS/PCS	273
Tabelle 9-33. Ergebnisse von Korrelationsanalysen zwischen der gesundheitsbezogenen Lebensqualität (psychisch = MCS, körperlich PCS) und potenziellen Co-Determinanten	274
Tabelle 9-34. Ergebnisse von Korrelationsanalysen zwischen 24-Stunden-Mittelungspegel Luftverkehr $L_{pAeq,24h}$) und potenziellen Co-Determinanten der gesundheitsbezogenen Lebensqualität	276
Tabelle 9-35. Einflussgrößen in den Basis- und erweiterten Modellen zur Fluglärmelastung.....	278
Tabelle 9-36. Expositions-Wirkungsmodelle zur Fluglärmelastung am Frankfurter Flughafen und an den Vergleichsflughäfen Berlin-Brandenburg (BER), Köln/Bonn (CGN) und Stuttgart (STR).....	280
Tabelle 9-37. Ergebnisse der Regressionsanalysen im Rahmen des GzLM (erweiterte Modelle) zur Fluglärmelastung am Flughafen Frankfurt (FRA; Teilnehmende aller Welle t1 bis t3) im Vergleich zu den Flughäfen Berlin-Brandenburg (BER), Köln/Bonn (CGN) und Stuttgart (STR).....	282
Tabelle 9-38. Auszug der Ergebnisse der flughafenspezifischen Regressionsanalysen im Rahmen des GzLM (erweitertes Modell) zur Fluglärmelastung an den Flughäfen Frankfurt (FRA; Teilnehmende aller Welle t1 bis t3), Berlin-Brandenburg (BER), Köln/Bonn (CGN) und Stuttgart (STR)	283
Tabelle 9-39. Einflussgrößen im Basis- und erweiterten Modell zu fluglärmbedingten Schlafstörungen.....	294
Tabelle 9-40. Expositions-Wirkungsmodelle zu fluglärmbedingten Schlafstörungen am Frankfurter Flughafen und an den Vergleichsflughäfen Berlin-Brandenburg (BER), Köln/Bonn (CGN) und Stuttgart (STR)	295
Tabelle 9-41. Ergebnisse der Regressionsanalysen im Rahmen des GzLM (erweiterte Modelle) zu berichteten fluglärmbedingten Schlafstörungen am Flughafen Frankfurt (FRA; Teilnehmende aller Wellen t1 bis t3) im Vergleich zu den Flughäfen Berlin-Brandenburg (BER), Köln/Bonn (CGN) und Stuttgart (STR).....	297
Tabelle 9-42. Auszug der Ergebnisse der flughafenspezifischen Regressionsanalysen im Rahmen des GzLM (erweitertes Modell) zu berichteten fluglärmbedingten Schlafstörungen an den Flughäfen Frankfurt (FRA; Teilnehmende aller Welle t1 bis t3), Berlin-Brandenburg (BER), Köln/Bonn (CGN) und Stuttgart (STR).....	298
Tabelle 9-43. Einflussgrößen im Basis- und erweiterten Modell zur gesundheitsbezogenen Lebensqualität (SF8-Scores MCS, PCS).....	309
Tabelle 9-44. Expositions-Wirkungsmodelle zur gesundheitsbezogenen psychischen und körperlichen Lebensqualität am Frankfurter Flughafen und an den Vergleichsflughäfen Berlin-Brandenburg (BER), Köln/Bonn (CGN) und Stuttgart (STR)	310
Tabelle 9-45. Signifikanzniveaus aus Post-hoc-Analysen (Paarvergleich) zum Vergleich von MCS-Mittelwertsdifferenzen zwischen Kategorien der Fluglärmelastung	315
Tabelle 9-46. Signifikanzniveaus aus Post-hoc-Analysen (Paarvergleich) zum Vergleich von PCS-Mittelwertsdifferenzen zwischen Kategorien der Fluglärmelastung.....	320
Tabelle 9-47. Spezifische Aktive Schallschutzmaßnahmen	322

Tabelle 9-48. Häufigkeiten der Nennungen nach Antwortkategorien und Erhebungswelle (Mehrfachnennungen möglich).....	324
Tabelle 9-49. Häufigkeiten der Nennungen der Lärmoptimierten Flugrouten- und Höhenmaßnahmen (Mehrfachnennungen möglich).....	325
Tabelle 9-50. Häufigkeit der Nennungen in Erhebungswelle t1 (2011) (Mehrfachnennungen möglich).....	327
Tabelle 9-51. Häufigkeiten der Nennungen in Erhebungswelle t2 (2012) (Mehrfachnennungen möglich).....	328
Tabelle 9-52. Häufigkeiten der Nennungen in Erhebungswelle t3 (Mehrfachnennungen möglich).....	329
Tabelle 9-53. Positive Wirksamkeit der Maßnahme(n) auf die Wohnsituation	330
Tabelle 10-1. Deskriptive Statistiken für "Fluglärmelastigung" nach Fluglärmänderung ($L_{pAeq,24h}$) stratifizierte Gruppen	339
Tabelle 10-2. Deskriptive Statistiken für "fluglärmbedingte Schlafstörung" nach Fluglärmänderung ($L_{pAeq,22-06h}$) stratifizierte Gruppen	339
Tabelle 10-3. Deskriptive Statistiken für "physische Lebenszufriedenheit" (SF8 PCS) nach Fluglärmänderung ($L_{pAeq,24h}$) stratifizierte Gruppen	340
Tabelle 10-4. Deskriptive Statistiken für "psychische Lebenszufriedenheit" (SF8 MCS) nach Fluglärmänderung ($L_{pAeq,24h}$) stratifizierte Gruppen	340
Tabelle 10-5. Gruppe Fluglärmreduktion: "Fluglärmelastigung" - Modellfit LGCM.....	344
Tabelle 10-6. Gruppe "Fluglärmreduktion": erklärte Varianz (R^2).....	345
Tabelle 10-7. Gruppe "Fluglärmreduktion": unstandardisierte Schätzer für die "Fluglärmelastigung"	346
Tabelle 10-8. Gruppe "Relative Fluglärmstabilität": Modellfit der "Fluglärmelastigung" - Modellfit LGCM	349
Tabelle 10-9. Gruppe "Relative Fluglärmstabilität": aufgeklärte Varianz (R^2) - "Fluglärmelastigung"	350
Tabelle 10-10. Gruppe "Relative Fluglärmstabilität" unstandardisierte Schätzer für "Fluglärmelastigungs" Modelle	351
Tabelle 10-11. Gruppe "Fluglärmzunahme": Modellfit der LGCM Modelle	354
Tabelle 10-12. Gruppe "Fluglärmzunahme": aufgeklärte Varianz (R^2) - "Fluglärmelastigung".....	355
Tabelle 10-13. Gruppe "Fluglärmzunahme" unstandardisierte Schätzer für die Modelle "Fluglärmelastigung"	356
Tabelle 10-14. Gruppe "Nacht-Fluglärmreduktion": Modellfit der LGCM Modelle "berichtete fluglärmbedingte Schlafstörungen".....	360
Tabelle 10-15. "Nacht-Fluglärmreduktion": aufgeklärte Varianz (R^2); "berichtete fluglärmbedingte Schlafstörungen".....	360
Tabelle 10-16. Gruppe "Nacht-Fluglärmreduktion": unstandardisierte Schätzer der "berichtete fluglärmbedingten Schlafstörung".....	362
Tabelle 10-17. Gruppe "relative Nacht-Fluglärmstabilität": Modellfit der LGCM Modelle "berichtete fluglärmbedingte Schlafstörungen"	365
Tabelle 10-18. Gruppe "relative Nacht-Fluglärmstabilität": aufgeklärte Varianz (R^2).....	366

Tabelle 10-19. Gruppe "relative Nacht-Fluglärmstabilität": unstandardisierte Schätzer der "berichtete fluglärmbedingten Schlafstörung".....	367
Tabelle 10-20. Gruppe "Nacht-Fluglärmzunahme": Modellfit der LGCM Modelle "berichtete fluglärmbedingte Schlafstörungen".....	370
Tabelle 10-21. "Nacht-Fluglärmzunahme": aufgeklärte Varianz (R^2); "berichtete fluglärmbedingte Schlafstörungen".....	370
Tabelle 10-22. Gruppe "Nacht-Fluglärmzunahme": unstandardisierte Schätzer der "berichtete fluglärmbedingten Schlafstörung".....	372
Tabelle 10-23. Gruppe "Fluglärmreduktion": Modellfit der LGCM Modelle "psychische Lebensqualität"	376
Tabelle 10-24. "Nacht-Fluglärmreduktion": aufgeklärte Varianz (R^2); "psychische Lebensqualität"	377
Tabelle 10-25. Gruppe Fluglärmreduktion": unstandardisierte Schätzer der "psychischen Lebensqualität" (SF8 MCS).....	378
Tabelle 10-26. Gruppe "Relative Fluglärmstabilität": Modellfit der LGCM Modelle "psychische Lebensqualität"	380
Tabelle 10-27. "Relative Fluglärmstabilität": aufgeklärte Varianz (R^2); "psychische Lebensqualität"	380
Tabelle 10-28. Gruppe "Relative Fluglärmstabilität": unstandardisierte Schätzer der "psychische Lebensqualität" (SF8 MCS)	382
Tabelle 10-29. Gruppe "Fluglärmzunahme": Modellfit der LGCM Modelle "psychische Lebensqualität"	384
Tabelle 10-30. "Fluglärmzunahme": aufgeklärte Varianz (R^2); "psychische Lebensqualität".....	384
Tabelle 10-31. Gruppe "Fluglärmzunahme": unstandardisierte Schätzer der "psychische Lebensqualität" (SF8 MCS).....	386
Tabelle 10-32. Gruppe "Fluglärmreduktion": Modellfit der LGCM Modelle "körperliche Lebensqualität"	388
Tabelle 10-33. "Nacht-Fluglärmreduktion": aufgeklärte Varianz (R^2); "körperliche Lebensqualität"	389
Tabelle 10-34. Gruppe Fluglärmreduktion": unstandardisierte Schätzer der "körperlichen Lebensqualität" (SF8 PCS)	389
Tabelle 10-35. Gruppe "Relative Fluglärmstabilität": Modellfit der LGCM Modelle "körperliche Lebensqualität"	391
Tabelle 10-36. "Relative Fluglärmstabilität": aufgeklärte Varianz (R^2); "körperliche Lebensqualität"	391
Tabelle 10-37. Gruppe "Relative Fluglärmstabilität": unstandardisierte Schätzer der "körperlichen Lebensqualität" (SF8 PCS)	392
Tabelle 10-38. Gruppe "Fluglärmzunahme": Modellfit der LGCM Modelle "körperliche Lebensqualität"	394
Tabelle 10-39. "Fluglärmzunahme": aufgeklärte Varianz (R^2); "körperliche Lebensqualität".....	394
Tabelle 10-40. Gruppe "Fluglärmzunahme": unstandardisierte Schätzer der "körperlichen Lebensqualität" (SF8 PCS)	395

Tabelle 10-41. Ergebnisse logistischer Regressionen des Anteils hoch fluglärm-belästigter Personen am Flughafen Frankfurt bezogen auf den Tagesmittelungspegel $L_{pAeq,06-22h}$ - Luftverkehr in der NORAH-Studie und der RDF-Belastigungsstudie 2005	397
Tabelle 11-1. Deskriptive Statistik zu den Mittelungs- und Maximalpegeln für den Straßenverkehr in der Studie QS Straße	401
Tabelle 11-2. Korrelation zwischen akustischen Kennwerten der Straßenverkehrsgeräuschbelastung - Studie QS Straße.....	401
Tabelle 11-3. Straßenverkehrslärbelastigung - Teilstudie QS Straße (2012)	402
Tabelle 11-4. Berichtete Schlafstörungen durch Straßenverkehrslärm (aus drei Items gebildeter Mittelwertsscore im Wertebereich von 1 bis 5) - Teilstudie QS Straße (2012).....	403
Tabelle 11-5. Belästigung und berichtete Schlafstörungen durch Straßenverkehrslärm aufgeteilt nach Klassen des Mittelungspegel für Straßenverkehr $L_{pAeq,24h}$ bzw. $L_{pAeq,22-06h}$	404
Tabelle 11-6. Körperliche (PCS) und psychische (MCS) Lebensqualität aufgeteilt nach Klassen des 24-Stunden-Mittelungspegels für Straßenverkehr	406
Tabelle 11-7. Modellübersicht der Regressionsmodelle zur Straßenverkehrslärbelastigung	408
Tabelle 11-8. Ergebnisse der Regressionsanalysen im Rahmen des GzLM zur Straßenverkehrslärbelastigung in der Region Rhein-Main (Stichprobe QS Straße, 2012, N = 3.172). Erweitertes Modell I, (a) bezogen auf 5-stufige ICBEN/ISO-Belastigungsskala, (b) bezogen auf den Anteil hoch durch Straßenverkehrslärm belästigter Personen	408
Tabelle 11-9. Modellübersicht der Regressionsmodelle für die Schlafstörungen durch Straßenverkehrslärm	412
Tabelle 11-10. Ergebnisse der Regressionsanalysen im Rahmen des GzLM zu berichteten durch Straßenverkehrslärm bedingten Schlafstörungen in der Region Rhein-Main (Stichprobe QS Straße, 2012, n = 3.172). Erweitertes Modell I, (a) bezogen auf den Schlafstörungs-Index im Wertebereich von 1 (überhaupt nicht) bis 5 (äußerst gestört), (b) bezogen auf den Anteil hoch durch Straßenverkehrslärm schlafgestörter Personen	414
Tabelle 11-11. Modellübersicht der Regressionsmodelle zum Einfluss von Straßenverkehrslärm auf die Lebensqualität (SF 8)	417
Tabelle 11-12. Auszug aus den Regressionsanalysen zur gesundheitsbezogenen Lebensqualität: Regressionskoeffizienten für die Einflussgrößen Mittelungspegel $L_{pAeq,24h}$ für Straßenverkehr und Straßenverkehrslärbelastigung	418
Tabelle 11-13. Signifikanzniveaus aus Post-hoc-Analysen (Paarvergleich) zum Vergleich von PCS- und MCS-Mittelwertsdifferenzen zwischen Kategorien der Straßenverkehrslärbelastigung	421
Tabelle 12-1. Deskriptive Statistik zu den Mittelungs- und Maximalpegeln für den Schienenverkehr in der Studie QS Schiene	423
Tabelle 12-2. Korrelation zwischen akustischen Kennwerten der Schienenverkehrsgeräuschbelastung - Studie QS Schiene	423
Tabelle 12-3. Schienenverkehrslärbelastigung - Teilstudie QS Schiene (2012)	424
Tabelle 12-4. Berichtete Schlafstörungen (aus drei Items gebildeter Mittelwertsscore im Wertebereich von 1 bis 5) durch Schienenverkehrslärm - Teilstudie QS Schiene.....	425

Tabelle 12-5. Belästigung und berichtete Schlafstörungen durch Schienenverkehrslärm aufgeteilt nach Klassen des Mittelungspegel für Schienenverkehr $L_{pAeq,24h}$ bzw. $L_{pAeq,22-06h}$	426
Tabelle 12-6. Körperliche (PCS) und psychische (MCS) Lebensqualität aufgeteilt nach Klassen des 24-Stunden-Mittelungspegels für Schienenverkehr	427
Tabelle 12-7. Modellübersicht der Regressionsmodelle zur Schienenverkehrslärmbelästigung	428
Tabelle 12-8. Ergebnisse der Regressionsanalysen im Rahmen des GzLM zur Schienenverkehrslärmbelästigung in der Region Rhein-Main (Stichprobe QS Schiene, 2012, n = 3.307). Erweitertes Modell I, (a) bezogen auf 5-stufige ICBEN/ISO-Belästigungsskala, (b) bezogen auf den Anteil hoch durch Schienenverkehrslärm belästigter Personen	430
Tabelle 12-9. Modellübersicht der Regressionsmodelle für die Schlafstörungen durch Schienenverkehrslärm.....	432
Tabelle 12-10. Ergebnisse der Regressionsanalysen im Rahmen des GzLM zu berichteten Schlafstörungen durch Schienenverkehrslärm in der Region Rhein-Main (Stichprobe QS Schiene, 2012, n = 3.307). Erweitertes Modell I, (a) bezogen auf den Schlafstörungs-Index im Wertebereich von 1 (überhaupt nicht) bis 5 (äußerst gestört), (b) bezogen auf den Anteil hoch durch Schienenverkehrslärm schlafgestörter Personen.....	434
Tabelle 12-11. Modellübersicht der Regressionsmodelle zum Einfluss von Schienenverkehrslärm auf die Lebensqualität (SF 8)	437
Tabelle 12-12. Auszug aus den Regressionsanalysen zur gesundheitsbezogenen Lebensqualität: Regressionskoeffizienten für die Einflussgrößen Mittelungspegel $L_{pAeq,24h}$ für Schienenverkehr und Schienenverkehrslärmbelästigung	438
Tabelle 12-13. Signifikanzniveaus aus Post-hoc-Analysen (Paarvergleich) zum Vergleich von PCS-Mittelwertsdifferenzen zwischen Kategorien der Schienenverkehrslärmbelästigung	441
Tabelle 14-1. Zeitvergleich Kommunikationsstörungen Panel Rhein-Main 2011-2013	450
Tabelle 14-2. Standortvergleich Kommunikationsstörungen Berlin-Brandenburg, Köln/Bonn, Stuttgart 2012/2013.....	451
Tabelle 14-3. Quellenvergleich Kommunikationsstörungen Straßen-/Schienenverkehrslärm, 2012.....	452
Tabelle 14-4. Zeitvergleich Störungen der Ruhe und Konzentration Panel Rhein-Main 2011-2013.....	453
Tabelle 14-5. Standortvergleich Störungen der Ruhe und Konzentration Berlin-Brandenburg, Köln/Bonn, Stuttgart 2012/2013	454
Tabelle 14-6. Quellenvergleich Ruhestörungen Straßen-/Schienenverkehrslärm 2012.....	455
Tabelle 14-7. Zeitvergleich psycho-vegetative Störungen Panel Rhein-Main 2011-2013 ...	456
Tabelle 14-8. Standortvergleich psycho-vegetative Störungen Berlin-Brandenburg, Köln/Bonn, Stuttgart 2012/2013	457
Tabelle 14-9. Quellenvergleich psycho-vegetative Störungen Straßen-/Schienenverkehrslärm 2012	458
Tabelle 14-10. Zeitvergleich Lärmbewältigungsvermögen Panel Rhein-Main 2011-2013 ...	459

Tabelle 14-11. Standortvergleich Lärmbewältigungsvermögen Berlin-Brandenburg, Köln/Bonn, Stuttgart 2012/2013	460
Tabelle 14-12. Quellenvergleich Lärmbewältigungsvermögen Straßen-/Schienenverkehrslärm 2012	461
Tabelle 14-13. Zeitvergleich Schlafqualität der letzten 4 Wochen Panel Rhein-Main 2011-2013.....	462
Tabelle 14-14. Standortvergleich Schlafqualität der letzten 4 Wochen Berlin-Brandenburg, Köln/Bonn, Stuttgart 2012/2013	463
Tabelle 14-15. Quellenvergleich Schlafqualität der letzten 4 Wochen Straßen-/Schienenverkehrslärm 2012.....	464
Tabelle 14-16. Zeitvergleich Wohnzufriedenheit Panel Rhein-Main 2011-2013.....	465
Tabelle 14-17. Standortvergleich Wohnzufriedenheit Berlin-Brandenburg, Köln/Bonn, Stuttgart 2012/2013.....	466
Tabelle 14-18. Quellenvergleich Wohnzufriedenheit Straßen-/Schienenverkehrslärm 2012.....	467
Tabelle 14-19. Zeitvergleich Erwartungen zum zukünftigen Flugbetrieb Panel Rhein-Main 2011-2013.....	468
Tabelle 14-20. Standortvergleich Erwartungen zum zukünftigen Flugbetrieb Berlin-Brandenburg, Köln/Bonn, Stuttgart 2012/2013	469
Tabelle 14-21. Zeitvergleich Vertrauen in Verantwortliche Panel Rhein-Main 2011-2013 ..	470
Tabelle 14-22. Standortvergleich Vertrauen in Verantwortliche Berlin-Brandenburg, Köln/Bonn, Stuttgart 2012/2013	471
Tabelle 14-23. Quellenvergleich Vertrauen in Verantwortliche Straßen-/Schienenverkehrslärm 2012.....	472
Tabelle 14-24. Prozedurale Fairness Panel Rhein-Main 2011.....	473
Tabelle 15-1. Häufigkeitsverteilung des 24-Stunden-Mittelungspegel $L_{pAeq,24h}$ in 2,5 dB-Schritten pro Belastungs-Quelle (Luft- plus Schienenverkehr, Luftverkehr, Schienenverkehr)	475
Tabelle 15-2. Stichprobenverteilung hinsichtlich des Modus und ausgewählter soziodemografischer Variablen	476
Tabelle 15-3. Statistische Kennwerte der Unabhängigkeitsprüfung ausgewählter soziodemografischer Variablen und dem Befragungsmodus	476
Tabelle 15-4. Häufigkeitsverteilung pro Pegelklasse und Belastungsquelle differenziert nach Dominanz der Belastungsquelle	477
Tabelle 15-5. Deskriptive Kennwerte der Lärmexposition durch Luft-, Schienen, Luft- plus Schienenverkehr	477
Tabelle 15-6. Deskriptive Kennwerte der Gesamtlärmbelastigung durch Luft- plus Schienenverkehr	478
Tabelle 15-7. Zusammenhänge zwischen der Gesamtlärmbelastigung durch Luft- plus Schienenverkehrsgeräusche, Schienenverkehrs- und Luftverkehrsbelastigung mit der Gesamtbelastung durch Luft- plus Schienenverkehrsgeräusche, Schienenverkehrs- und Luftverkehrsgeräusche jeweils allein	479

Tabelle 15-8. Durchschnittliche Gesamtbelästigung durch den Luft- plus Schienenverkehr, differenziert nach Belastungsquelle und Dominanz anhand des 24-Stunden-Mittelungspegels $L_{pAeq,24h}$ in 2,5 dB Schritten	480
Tabelle 15-9. Übersicht über die Modelle zur Gesamtbelästigung durch Luft- und Schienenverkehr (Gesamtbelastung Luft- plus Schienenverkehr).....	484
Tabelle 15-10. Prädiktoren der Modelle zur Gesamtbelästigung durch Luft- plus Schienenverkehr unter Einbezug der Einzelbelastung durch Luft- bzw. Schienenverkehrsgeräusche	485
Tabelle 15-11. AIC-Werte der Modelle zur Gesamtbelästigung durch Luft- plus Schienenverkehr unter Einbezug der Einzelbelastung durch Luft- bzw. Schienenverkehrsgeräusche	485
Tabelle 15-12. Parameter der Regression für die Gesamtbelästigung durch Luft- plus Schienenverkehrsgeräusche (Modelle 1a, b)	486
Tabelle 15-13. Parameter der Regression für die Gesamtbelästigung durch Luft- plus Schienenverkehrsgeräusche (Modelle 2a, b)	487
Tabelle 15-14. Häufigkeitsverteilung des 24-Stunden-Mittelungspegels $L_{pAeq,24h}$ in 2,5dB-Schritten pro Belastungs-Quelle (Luft- plus Straßenverkehr, Luftverkehr, Straßenverkehr).....	490
Tabelle 15-15. Stichprobenverteilung hinsichtlich des Modus und ausgewählter sozio-demografischer Variablen	491
Tabelle 15-16. Statistische Kennwerte der Unabhängigkeitsprüfung ausgewählter sozio-demografischer Variablen und dem Modus.....	491
Tabelle 15-17. Häufigkeitsverteilung pro Pegelklasse und Belastungsquelle differenziert nach akustischer Dominanz der Belastungsquelle.....	492
Tabelle 15-18. Deskriptive Kennwerte der Geräuschexposition durch Luft-, Straßen-, Luft-plus Straßenverkehr	492
Tabelle 15-19. Deskriptive Kennwerte der Gesamtlärmbelästigung durch Luft- plus Straßenverkehr	493
Tabelle 15-20. Der Zusammenhang der Gesamtgeräuschbelästigung durch den Luft- plus Straßenverkehr, die Straßenverkehrsbelästigung und die Luftverkehrsbelästigung mit der Gesamtbelastung durch den Luft- plus Straßenverkehr, den Straßenverkehr und den Luftverkehr	494
Tabelle 15-21. Durchschnittliche Gesamtbelästigung durch den Luft- und Straßenverkehr, differenziert nach Belastungsquelle und Dominanz anhand des 24-Stunden-Mittelungspegels, $L_{pAeq,24h}$ in 2,5 dB Schritten	495
Tabelle 15-22. Übersicht über die Modelle zur Gesamtbelästigung durch Luft- und Straßenverkehrsgeräusche.....	498
Tabelle 15-23. Übersicht über die Modelle zur Gesamtbelästigung durch Luft- plus Straßenverkehrsgeräusche unter Einbezug der Einzelbelastung durch Luftverkehrs- bzw. Straßenverkehrspegel	499
Tabelle 15-24. AIC-Werte der Modelle zur Gesamtbelästigung durch Luft- plus Straßenverkehr unter Einbezug der Einzelbelastung durch Luft- bzw. Straßenverkehrsgeräusche.....	499

Tabelle 15-25. Parameter der Regression für die Gesamtlärmbelastigung durch Luft-plus Straßenverkehrsgeräusche (Modelle 1a, b)	500
Tabelle 15-26. Parameter der Regression für die Gesamtlärmbelastigung durch Luft- plus Straßenverkehrsgeräusche (Modelle 2a, b)	501
Tabelle 16-1. Für Luftverkehrsgeräuschpegelklasse "> 40,0 - 42,5 dB" (Maximum von $L_{pAeq,06-22h}/L_{pAeq,22-06h}$): Referenzdaten Destatis sowie ungewichtete und gewichtete Verteilungen für die bei der Gewichtung verwendeten Merkmale Alter, Geschlecht, Familienstand und Scheuch-Winkler-Index in Prozent	509
Tabelle 16-2. Für Luftverkehrsgeräuschpegelklasse "> 42,5 - 45,0 dB" (Maximum von $L_{pAeq,06-22h}/L_{pAeq,22-06h}$): Referenzdaten Destatis sowie ungewichtete und gewichtete Verteilungen für die bei der Gewichtung verwendeten Merkmale Alter, Geschlecht, Familienstand und Scheuch-Winkler-Index in Prozent	510
Tabelle 16-3. Für Luftverkehrsgeräuschpegelklasse "> 45,0 - 47,5 dB" (Maximum von $L_{pAeq,06-22h}/L_{pAeq,22-06h}$): Referenzdaten Destatis sowie ungewichtete und gewichtete Verteilungen für die bei der Gewichtung verwendeten Merkmale Alter, Geschlecht, Familienstand und Scheuch-Winkler-Index in Prozent	511
Tabelle 16-4. Für Luftverkehrsgeräuschpegelklasse "> 47,5 - 50,0 dB" (Maximum von $L_{pAeq,06-22h}/L_{pAeq,22-06h}$): Referenzdaten Destatis sowie ungewichtete und gewichtete Verteilungen für die bei der Gewichtung verwendeten Merkmale Alter, Geschlecht, Familienstand und Scheuch-Winkler-Index in Prozent	512
Tabelle 16-5. Für Luftverkehrsgeräuschpegelklasse "> 50,0 - 52,5 dB" (Maximum von $L_{pAeq,06-22h}/L_{pAeq,22-06h}$): Referenzdaten Destatis sowie ungewichtete und gewichtete Verteilungen für die bei der Gewichtung verwendeten Merkmale Alter, Geschlecht, Familienstand und Scheuch-Winkler-Index in Prozent	513
Tabelle 16-6. Für Luftverkehrsgeräuschpegelklasse "> 52,5 - 55,0 dB" (Maximum von $L_{pAeq,06-22h}/L_{pAeq,22-06h}$): Referenzdaten Destatis sowie ungewichtete und gewichtete Verteilungen für die bei der Gewichtung verwendeten Merkmale Alter, Geschlecht, Familienstand und Scheuch-Winkler-Index in Prozent	514
Tabelle 16-7. Für Luftverkehrsgeräuschpegelklasse "> 55,0 - 57,5 dB" (Maximum von $L_{pAeq,06-22h}/L_{pAeq,22-06h}$): Referenzdaten Destatis sowie ungewichtete und gewichtete Verteilungen für die bei der Gewichtung verwendeten Merkmale Alter, Geschlecht, Familienstand und Scheuch-Winkler-Index in Prozent	515
Tabelle 16-8. Für Luftverkehrsgeräuschpegelklasse "> 57,5 - 60,0 dB" (Maximum von $L_{pAeq,06-22h}/L_{pAeq,22-06h}$): Referenzdaten Destatis sowie ungewichtete und gewichtete Verteilungen für die bei der Gewichtung verwendeten Merkmale Alter, Geschlecht, Familienstand und Scheuch-Winkler-Index in Prozent	516
Tabelle 16-9. Für Luftverkehrsgeräuschpegelklasse "> 60,0 - 62,5 dB" (Maximum von $L_{pAeq,06-22h}/L_{pAeq,22-06h}$): Referenzdaten Destatis sowie ungewichtete und gewichtete Verteilungen für die bei der Gewichtung verwendeten Merkmale Alter, Geschlecht, Familienstand und Scheuch-Winkler-Index in Prozent	517
Tabelle 16-10. Für Luftverkehrsgeräuschpegelklasse "> 62,5 - 65,0 dB" (Maximum von $L_{pAeq,06-22h}/L_{pAeq,22-06h}$): Referenzdaten Destatis sowie ungewichtete und gewichtete	

Verteilungen für die bei der Gewichtung verwendeten Merkmale Alter, Geschlecht, Familienstand und Scheuch-Winkler-Index in Prozent	518
Tabelle 16-11. Ergebnisse der Regressionsanalysen im Rahmen des GzLM (erweiterte Modelle) zur Fluglärmelastigung (5-stufige ICBEN-Skala) in der Erhebungswelle t3 (2013) des Rhein-Main Panels berechnet mit gewichteten und ungewichteten Daten	521
Tabelle 16-12. Ergebnisse der Regressionsanalysen im Rahmen des GzLM (erweiterte Modelle) zu berichteten fluglärmbedingten Schlafstörungen in der Erhebungswelle t3 (2013) des Rhein-Main Panels berechnet mit gewichteten und ungewichteten Daten	523
Tabelle 16-13. Ergebnisse der Regressionsanalysen im Rahmen des GzLM (erweiterte Modelle) zur gesundheitsbezogenen Lebensqualität (SF8) in der Erhebungswelle t3 (2013) des Rhein-Main Panels berechnet mit gewichteten und ungewichteten Daten	526
Tabelle 16-14. Auszug von Ergebnissen der Regressionsanalysen im Rahmen des GzLM (erweitertes Modell) zur Fluglärmelastigung am Flughafen Frankfurt, Panelstudie Welle t3 (2013) versus Neurekruitierte in 2013	550
Tabelle 16-15. Auszug von Ergebnissen der Regressionsanalysen im Rahmen des GzLM (erweitertes Modell) zu berichteten fluglärmbedingten Schlafstörungen am Flughafen Frankfurt, Panelstudie Welle t3 (2013) versus Neurekruitierte in 2013	551

Erläuterungen und Glossar

Erläuterungen zu gewählten Schallpegelbezeichnungen

Gemäß DIN 1320 wird der Mittelungsschalldruckpegel als äquivalenter Dauerschallpegel oder auch Mittelungspegel bezeichnet und abgekürzt durch folgende Bezeichnung (DIN 1320, 2009):

$L_{pAF,eq,T}$

L_p Schalldruckpegel

A Frequenzbewertung mit A-Bewertungsfilter

F Zeitbewertung "Fast"

eq Angabe Energieäquivalenz (energetische Mittelung)

T Zeitintervall der Mittelung

Analog wird der Mittelungspegel auch in DIN 45641 definiert (DIN 45641, 1990). Die Zeitbewertung "Fast" wird bei Messungen von Verkehrsgeräuschen aus Straßen- und Schienenverkehr verwendet, während die Zeitbewertung "Slow" für Messungen von Verkehrsgeräuschen aus Luftverkehr verwendet wird. Nach DIN 45641 gilt folgende Beziehung (DIN 45641, 1990):

$$L_{pAF,eq} = L_{pAS,eq} = L_{eq}$$

sofern das Zeitintervall bei der Mittelung (oder auch die Kennzeichnungszeit T_K) von Schalldruckpegeln größer ist als die Zeitkonstante der Zeitbewertung (DIN 45641, 1990).

Bei der Berechnung von Mittelungspegeln mit Hilfe von akustischen Rechenmodellen wird streng genommen keine Zeitbewertung Fast oder Slow vorgenommen, da das Rechenmodell die Schallpegel ohnehin prognostiziert und keine Schalldrucksignale verarbeitet werden. Die Berechnungen werden anhand von Verkehrsmengen in Verbindung mit geltenden Richtlinien innerhalb von Kennzeichnungszeiten durchgeführt.

Bei der Berechnung der Maximalpegel kann davon ausgegangen werden, dass das Rechenmodell "Fast" bzw. "Slow" bewertete Maximalpegel prognostiziert, da wie erläutert, die Maximalpegel aus einzelnen Vorbeifahrten bzw. Vorbeiflügen gebildet werden.

Demnach gilt für die zur Verfügung gestellten Schallpegel:

1. $L_{pA,eq}$ Mittelungspegel aus Luft-, Straßen- und Schienenverkehr für verschiedene Teilzeiten
2. $L_{pAS,max}$ Maximalpegel aus Luftverkehr für verschiedene Teilzeiten

3. $L_{pAF,max}$ Maximalpegel aus Straßen- oder Schienenverkehr

Für diese Studie allerdings wird aus Gründen der besseren Les- und Schreibbarkeit auch beim Maximalpegel auf die Angabe der Zeitbewertung F bzw. S verzichtet.

Es gilt also für die Darstellung in dieser Studie:

3. $L_{pAeq,T}$ Mittelungspegel aus Luft-, Straßen- und Schienenverkehr für verschiedene Teilzeiten
4. $L_{pAmax,T}$ Maximalpegel aus aus Luft-, Straßen- und Schienenverkehr für verschiedene Teilzeiten

Glossar, Abkürzungsverzeichnis

Formelzeichen und Abkürzungen	Einheit	Bedeutung
AB		Anrufbeantworter
Airport Noise Paradox		Phänomen, dass einerseits an Flughäfen über Jahrzehnte der Mittelungspegel der Luftverkehrsgeräusche gesunken ist, Belästigung und Beschwerden in der Bevölkerung aber zugenommen haben (Freitag, 2001).
AV		abhängige Variable
AzB		Anleitung zur Berechnung von Lärmschutzbereichen
B, b		Regressionskoeffizient (Regressionsgewicht)
β , Beta		Standardisierter Regressionskoeffizient
BE		Besetzt
BER		Flughafen Berlin-Brandenburg
BER-Studie		Erhebung am Flughafen Berlin-Brandenburg
BL		Fragebogen Belästigung und Lebensqualität im Modul 1
BLG2000		Fragebogen Berufliche Belastung, Gesundheit & Lebensumstände 2000 im Modul 1
BMI		Body-Mass-Index
CDA		Continous Descent Approach
CGN		Flughafen Köln/Bonn
CGN-Studie		Erhebung am Flughafen Köln/Bonn
CON		Kontakte
COOP		Kooperation
DEGS		Studie zur Gesundheit Erwachsener in Deutschland. DEGS ist die Fortsetzung des Bundesgesundheits surveys des Robert Koch-Instituts von 1998
DES		Datenerfassungssystem
df		Freiheitsgrad
DROps		Dedicated Runways Operations (Lärmpausen)
EFA		Explorative Faktorenanalyse
FFR		Forum Flughafen und Region
FRA		Flughafen Frankfurt am Main
FRA t1		Erste Panelerhebung im Rhein-Main-Gebiet, 2011
FRA t2		Zweite Panelerhebung im Rhein-Main-Gebiet, 2012
FRA t3		Zweite Panelerhebung im Rhein-Main-Gebiet, 2013
Fraport		Fraport AG Frankfurt Airport Services Worldwide
FTI		Frankfurter Tagindex. Index der für ein definiertes "Indexgebiet" am Flughafen Frankfurt die Zahl der hoch belästigten Personen pro 1 dB-Stufe im Tagesdauerschallpegel $L_{pAeq,06-22h}$ beschreibt.
FZ		Freizeichen
GEDA		Gesundheit in Deutschland aktuell. Regelmäßiger telefonischer Gesundheitssurvey des Robert-Koch-Instituts
GLM		General Linear Model (= Allgemeines Lineares Modell)
GzLM		Generalized Linear Model (= Verallgemeinertes Lineares Modell)
GSTel03		Bundesweiter telefonischer Gesundheitssurvey 2003 des Robert-Koch-Instituts
HA		"Highly annoyed": Eine Person gilt als hoch (durch Lärm)

Formelzeichen und Abkürzungen	Einheit	Bedeutung
		belästigt (<i>highly annoyed</i>), wenn sie in der Befragung auf der 5-stufigen ICBEN/ISO-Belästigungsskala die obersten zwei Stufen "stark"(4) und "äußerst" (5) angegeben hat. Diese Definition folgt den Empfehlungen der International Commission on Biological Effects of Noise (ICBEN), vgl. Fields et al., 2001.
HQoL		Gesundheitsbezogene Lebensqualität (<i>Health-related quality of life</i>)
HSD		"Highly sleep disturbed": Eine Person gilt als hoch (durch Lärm) im Schlaf gestört (<i>highly sleep disturbed</i>), wenn sie in der Befragung einen Schlafstörungsscore von größer gleich 4 erreicht. Der Schlafstörungsscore wird aus drei Fragen zu lärmbedingten Störungen beim Ein-, Durch- und Ausschlafen gebildet und hat einen Wertebereich von 1 bis 5. Die Antwortstufen zu den Einzelfragen entsprechen denen der ICBEN/ISO-Belästigungsskala.
ICBEN/ISO-Belästigungsskala		5-stufige, verbale Antwortskala zur Erfassung des Grads der Lärmbelästigung in Befragungen gemäß Empfehlungen der International Commission on Biological Effects of Noise (ICBEN) in der Variante nach ISO/TS 15666. Die Antwortstufen lauten "überhaupt nicht", "etwas", "mittelmäßig", "stark", "äußerst".
ID		Identifikationsnummer
JLU		Justus-Liebig-Universität Gießen
KFA		Konfirmatorische Faktorenanalyse
Kombi Luft + Schiene		Kombination Flug- und Schienenverkehrslärm
Kombi Luft + Straße		Kombination Flug- und Straßenverkehrslärm
LGCM		<i>Latent Growth Curve Model</i> , latentes Wachstumsmodell
L_{AFmax}	dB	AF-bewerteter Maximalschalldruckpegel
$\overline{L_{AFmax}}$	dB	Mittelwert des AF-bewerteten Maximalschalldruckpegels
L_{dn}	dB	Mittelungspegel über Tag-Nacht (6.00-22.00/22.00-6.00)
L_{den}	dB	Mittelungspegel über Tag-Abend-Nacht (6.00-18.00/18.00-22.00/22.00-6.00)
$L_{pAF,eq}$	dB(A)	AF-bewerteter energieäquivalenter Dauerschalldruckpegel
$L_{pAS,eq}$	dB(A)	AS-bewerteter energieäquivalenter Dauerschalldruckpegel
$\overline{L_{pASmax}}$	dB	Mittlerer maximaler AS-bewerteter Schalldruckpegel
$L_{p,Aeq}/L_{AFeq}/L_{pAFeq}$	dB	Äquivalenter Dauerschalldruckpegel
Lkw		Lastkraftwagen
M		Arithmetischer Mittelwert
Max		Maximum
MCS		<i>Mental Component Summary</i> . Summenscore zur psychischen Lebensqualität aus dem standardisierten Kurzfragebogen SF8, mit dem mittels acht Einzelfragen die psychische und körperliche Lebensqualität erfasst wird. Der körperliche Summenscore lautet PCS (<i>Physical Component Summary</i>).
Min		Minimum
N		Anzahl, Stichproben- bzw. Substichprobengröße
NE		Non-eligible, stichprobenneutraler Ausfall
NoiSeQ		Noise Sensitivity Questionnaire - Lärmempfindlichkeitsfragebogen
NORAH		Noise Related Annoyance, cognition and Health

Formelzeichen und Abkürzungen	Einheit	Bedeutung
NAT6-Kriterium für den in dieser Studie verwendeten L_{pAmax}		Kriterium zur Definition des mittleren Maximalpegels: Mindestens 6 Überflüge am Tag oder in der Nacht
n	1/h	Anzahl der Zugfahrten pro Stunde
nm		Nautische Meile (1nm=1,852km)
NAT_{55}		Überschreitungshäufigkeit des zu 55 % der Beurteilungszeit überschrittenen Schwellwertes des AS-bewerteten Maximalpegels
NW		Nord West (NW-Landebahn)
PCS		<i>Physical Component Summary</i> . Summenscore zur körperlichen Lebensqualität aus dem standardisierten Kurzfragebogen SF8, mit dem mittels acht Einzelfragen die psychische und körperliche Lebensqualität erfasst wird. Der psychische Summenscore lautet MCS (<i>Mental Component Summary</i>).
PFU		Planfeststellungsuntersuchung
Produkt-Moment-Korrelation		r : Korrelation (Zusammenhangsmaß) zwischen zwei intervallskalierten Merkmalen X und Y. Die Ausprägung liegt zwischen -1 und 1.
Punktbiseriale Korrelation		r_{pb} : Korrelation (Zusammenhangsmaß) zwischen dichotomen Merkmal X und intervallskaliertem Merkmal Y, berechnet bei natürlich dichotomen Merkmalen wie dem Geschlecht. Die Ausprägung liegt wie bei der Produkt-Moment-Korrelation zwischen -1 und 1.
REF		Verweigerung
RKI		Robert-Koch-Institut
RNAV		Segmented RNAV (GPS) Approach. Satellitengestütztes Anflugverfahren
RP		Rheinland-Pfalz
RR		Raten der Ausschöpfung
RUB		Ruhr-Universität Bochum
SCH		Querschnittsstudie Schienenverkehrslärm
SD		Standard deviation, engl. für Standardabweichung
SE		Standard error, engl. für Standardfehler (des Mittelwerts)
SF8		Fragebogen zur gesundheitsbezogenen Lebensqualität bestehend aus 8 Fragen. Kurzfassung des SF36 (bestehend aus 36 Fragen).
SO		Schienenoberkante
SOP		standard operating procedures - schriftliche Anleitung, Studienhandbuch
STANLY		Radardaten über Flugbewegungen. Eingangsdaten für die Fluglärmrechnungen.
STR		Flughafen Stuttgart
QS Straße		Erhebung am Flughafen Stuttgart
SUZ		Sozialwissenschaftliches Umfragezentrum GmbH
TN		Teilnehmende bzw. Untersuchungspersonen bzw. Probandin, Proband
Überschreitungswahrscheinlichkeit		Die Überschreitungswahrscheinlichkeit p gibt an, mit welcher Wahrscheinlichkeit das Ergebnis einer Stichprobe, bzw. die Ausprägung dessen Prüfgröße, bei Annahme der Nullhypothese genauso oder extremer ausfällt ($p(X \geq x H_0)$). Ist p klein, so ist die Wahrscheinlichkeit gering, ist p groß, so ist die Wahrscheinlichkeit hoch. Die Größe p wird an einem vorher festgelegten Grenzwert, dem Signifikanzniveau α , gemessen

Formelzeichen und Abkürzungen	Einheit	Bedeutung
		(meist 5 %, 1 % oder 0,1 %). Die Nullhypothese wird verworfen, falls die Überschreitungswahrscheinlichkeit $p \leq$ dem vorher festgelegten Signifikanzniveau α ist. Alternativ zur Überschreitungswahrscheinlichkeit werden in der deutschsprachigen Literatur folgende Begrifflichkeiten verwendet: Zufallswahrscheinlichkeit: „[...] weil man mit dieser Wahrscheinlichkeit annehmen muß, dass die Abweichung von H0 durch Zufall bedingt ist [...]“; Irrtumswahrscheinlichkeit: „[...] weil man mit dieser Wahrscheinlichkeit irrt, wenn man H1 anstelle von H0 akzeptiert [...]“; Gegenwahrscheinlichkeit „[...] weil diese Wahrscheinlichkeit gegen die Annahme von H1 spricht [...]“ (Bortz, Lienert & Boehnke, 1990, S. 31 f).
UNH		Forum Flughafen & Region Gemeinnütziges Umwelt- und Nachbarschaftshaus GmbH
UV		Unabhängige Variable
WBQ		Wissenschaftlicher Begleitkreis - Qualitätssicherung
WG		Fragebogen Wohnanamnese und Gesundheit
ZEUS		ZEUS GmbH, Zentrum für angewandte Psychologie, Umwelt- und Sozialforschung
ZP		Zielperson (zu befragende per Zufall aus dem Einwohnermelderegister gezogene Person)

Danksagung

Wir bedanken uns ganz herzlich bei allen Mitwirkenden der NORAH-Studie. Besonderer Dank gilt unseren zahlreichen Teilnehmerinnen und Teilnehmern der Befragungen, die durch ihre Mitwirkung die Durchführung der Studie ermöglicht haben.

Ganz besonderer Dank gebührt allen Mitgliedern des Wissenschaftlichen Beirat - Qualitätssicherung (WBQ) sowie den internen Qualitätssicherern dieser Studie, Herrn Prof. Dr. em. August Schick, Herrn Dr. Rudolf Schümer und Herrn Dr. Berthold Vogelsang für kritische und wertvolle Anmerkungen, anregende Diskussionen und eine hilfsbereite Unterstützung.

Dem Öko-Institut Darmstadt sei ganz besonders für die geduldige und kompetente Beratung und Begleitung dieses wissenschaftlichen Projekts gedankt.

Ein herzliches Dankeschön geht auch an die Mitarbeiterinnen und Mitarbeiter der Gemeinnützigen Umwelthaus GmbH in Kelsterbach für die Unterstützung bei der Bereitstellung von Melde- und Statistikdaten sowie die hervorragende Betreuung der gesamten NORAH-Studie.

Allen Projektpartnern des NORAH-Forschungsteams sei an dieser Stelle für die sehr konstruktive Zusammenarbeit gedankt, ein besonders großes Dankeschön geht dabei an die Kollegen von Möhler + Partner Ingenieure AG, München, SoundPLAN GmbH, Backnang, und Avia Consult GmbH, Straussberg für die umfangreichen Berechnungen und die Bereitstellung der akustischen Daten.