

Nr.33

Ermittlung von
Verkehrsgeräusch-
Immissionen

Herausgeber:

Landesanstalt für Immissionsschutz
des Landes Nordrhein-Westfalen
Wallneyer Str. 6
D-4300 Essen 1

1983

ISSN 0720-8499

Ermittlung von Verkehrsgeräusch-Immissionen
- zum tageszeitlichen Verlauf des Geräusch-
pegels und des Verkehrsaufkommens an
Bundes- und an Sammelstraßen

W. Fronz
✓

ERMITTLUNG VON VERKEHRSGERÄUSCH-IMMISSIONEN

- ZUM TAGESZEITLICHEN VERLAUF DES GERÄUSCHPEGELS UND DES VERKEHRS-AUFKOMMENS AN BUNDES- UND AN SAMMELSTRASSEN

W. Fronz

Z u s a m m e n f a s s u n g

Die Vorgehensweise sowie die Probleme bezüglich der Richtigkeit bei der Anwendung von Rechenmodellen zur Ermittlung von Straßenverkehrsgeräusch-Emissionen und -Immissionen aufgrund von Verkehrsprognosen und Bebauungsplanvorgaben werden dargestellt. Anhand von gemessenen 24-h-Tagesgängen akustischer Meßgrößen und des Verkehrsaufkommens sowie dessen Zusammensetzung (LKW-Anteil) wird für die Straßengattungen "Bundesstraße" und "Sammelstraße" aufgezeigt, welche Zusammenhänge (Verkehrsstatistik) hierbei zwischen den Verkehrsaufkommen sowie deren Zusammensetzung verschiedener Tageszeitabschnitte untereinander existieren und welche statistischen Zusammenhänge (Korrelation, Regression) zwischen akustischen Meßwerten und aus Verkehrsdaten errechneten Pegelwerten sowie zwischen den gebräuchlichsten akustischen Meßwerten nachweisbar sind (Erweiterung der bisherigen Prognosemöglichkeit). Immer häufiger werden im Immissionsschutz Rechenmodelle als Ersatzverfahren anstelle akustischer Messungen vorgeschrieben - Beispiele: Entwurf des Verkehrslärmschutzgesetzes [4], Richtlinien für den Lärmschutz an Straßen [3]. Auf der Basis einer Vielzahl von Messungen im Nahbereich der o.g. Straßengattungen wird geprüft, inwieweit Übereinstimmung (Genauigkeitsprüfung) zwischen Meßwerten und Rechenwerten vorliegt; die ermittelten Differenzen werden quantifiziert.

S u m m a r y

The application of mathematical models for determining road traffic noise close to the source and in the surroundings on the basis of traffic forecasts and land use zoning is discussed with regard to procedural steps and problems concerning accuracy. With the aid of measured 24-hour-diurnal characteristics of acoustical parameters and with the help of determinations of the diurnal traffic density and composition (proportion of trucks) the interrelationships (traffic statistics) existing between traffic density and traffic composition at various time periods of the day are discussed for the road types interstate road and major traffic artery. Moreover it is shown which statistical relations (correlation, regression) exist between measured acoustical parameters and noise levels calculated from traffic data as well as among the most commonly measured acoustical parameters. With increasing frequency estimations by mathematical models are demanded in noise abatement regulations as a substitute procedure instead of acoustical measurements, e.g. Draft of the Road Traffic Noise Protection Act [4]; Guidelines for Noise Protection along Roads [3]. On the basis of a number of measurements close to the above named road types the extent of agreement between measured and calculated values (accuracy test) is checked and the determined differences are quantified.

1. A l l g e m e i n e s z u d e r I m m i s s i o n s - b e d e u t s a m k e i t d e s S t r a ß e n v e r - k e h r s

Ein recht großer Bevölkerungsanteil aller Industriestaaten gibt auf Befragung an, durch Immissionen belästigt zu werden. Nach der 1- $\%$ -Wohnungsstichprobe (1972) des Statistischen Bundesamtes [1] fühlen sich in der Bundesrepublik Deutschland große Bevölkerungsanteile in ihrer Wohnumgebung durch Immissionen belästigt:

Immissions-Komponente	Bevölkerungsanteil in %
Rauch und Abgase	11 - 17
Industrie- und Gewerbelärm	3,6
Sonstiger Lärm	4,8
Flugverkehrslärm	8,4
Straßen- und Schienen- verkehrslärm	26,5

Von den nur durch Geräuschimmissionen Belästigten nannten als Hauptstörquelle:

- 70,3 % den Straßenverkehrslärm
- 22,3 % den Flugverkehrslärm
- 12,8 % den sonstigen Lärm (Nachbarschaft)
und
- 9,5 % den Industrie- und Gewerbelärm.

Aufgrund des hohen und bislang noch stetig zunehmenden Kraftfahrzeugbestandes, der durchschnittlichen individuellen Fahrleistungen von ca. 15.000 km/Jahr, des dichten Straßennetzes in der Bundesrepublik Deutschland (ca. 17.000 km Straßen des überörtlichen Verkehrs und ca. 299.000 km Stadtstraßen) treten Verkehrsgeräuschimmissionen fast allgegenwärtig auf.

Eine langfristige Voraussage über künftige Entwicklungen des Kraftfahrzeugbestandes ist wegen dessen Abhängigkeit von vielen wirtschaftlichen und energiepolitischen Faktoren schwierig - in

der Vergangenheit jedoch war eine stetige Zunahme zu verzeichnen:

Bezugsjahr (1. Juli)	1960	1965	1970	1975	1976	1977	1978	1979	1980
Kraftfahr- zeugbe- stand in 1.000	8004	12168	16783	21011	22108	23309	24814	26296	27116

Die zuvor genannten Zahlen sind geeignet, die Relevanz der Verkehrsgeräusch-Immissionsproblematik zu verdeutlichen - vor allem für die Bevölkerungsanteile in Ballungsgebieten (z.B. Nordrhein-Westfalen: F = 34.000 km², Einwohner: ca. 19 Mio., ca. 500 Einwohner/km²; Ruhrgebiet: 1220 Einwohner/km² (1979)).

2. P r o b l e m s t e l l u n g

Nach dem Bundesimmissionsschutzgesetz (BImSchG) ist bei dem Bau und bei der wesentlichen Änderung von öffentlichen Straßen sicherzustellen (§ 41), daß durch diese keine schädlichen Umwelteinwirkungen hervorgerufen werden können, die nach dem Stand der Technik vermeidbar sind.

Nach dem Bundes-Baugesetz ist schon durch die Bauleitplanung dazu beizutragen, eine menschenwürdige Umwelt zu sichern und die allgemeinen Anforderungen an gesunde Wohn- und Arbeitsverhältnisse soweit wie möglich (Abwägungsgebot) zu berücksichtigen.

In der Arbeitsphase der verbindlichen Bauleitplanung - Aufstellen von Bebauungsplänen, Planfeststellungsverfahren - ist der Genehmigungsbehörde in der Regel durch Immissionsschutz-Gutachten nachzuweisen, daß alle Anforderungen an die Umwelt so weit wie möglich berücksichtigt worden sind.

In den letzten Jahren ist eine stetige Zunahme sowohl der Anzahl derartiger Immissionsgutachten als auch der Qualitätsanforderungen an Gutachten zu verzeichnen - beides kann u.a. eine Folge zunehmender Bürgerbeteiligung bei Planungsvorhaben und gestie-

genen Umweltbewußtseins des Bürgers sein. Beide Tatsachen zwingen den Gutachter immer wieder, die Qualität seines aktuellen Wissensstandes (a-priori-Wissen) zu überprüfen und die Effizienz seines Instrumentariums (Meßverfahren, Prognosemodelle) zur Ermittlung von Geräuschemissionen und -immissionen zu steigern - letzteres ist jedoch nur möglich, wenn die aktuelle Strukturkenntnis über die Ursachen und die relevanten Einflußparameter für Verkehrsgeräuschemissionen (einschließlich des Zusammenhanges mit dem Verkehrsaufkommen) sowie über die Einflußgrößen auf die Schallausbreitung und die Immissionen (Reflexion, Absorption) in ausreichendem Maße detailliert vorliegt.

3. E r m i t t l u n g v o n V e r k e h r s - G e r ä u s c h k e n n w e r t e n

Unter der "Ermittlung" von Verkehrs-Geräusch-Kennwerten kann i.a. sowohl das direkte Messen der akustischen Meßgröße verstanden werden als auch das Erheben relevanter Verkehrsdaten, wie z.B. der Verkehrsmenge und der -zusammensetzung, relevanter Straßenparameter und Details zum Verkehrsablauf, mit der darauf beruhenden Berechnung von Verkehrs-Geräusch-Kennwerten.

Rechenmodelle zur Ermittlung von Verkehrs-Geräusch-Kennwerten sind in verschiedenen Veröffentlichungen beschrieben worden [2, 3, 4, 5, 6].

Die Durchführung der meßtechnischen Ermittlung der durch den Straßenverkehr verursachten Geräuschemissionen und -immissionen für einzelne kurze Straßenabschnitte sowie für kleine Immissionsbereiche oder einzelne Immissionsaufpunkte ist skizziert in der Norm DIN 45642 "Messen von Verkehrsgeräuschen" [7].

3.1. Messung von Verkehrsgeräuschen

Eine Geräuscheinwirkung auf den Menschen kann man mit physikalischen Methoden erfassen und durch den Schalldruck(pegel), die Frequenzzusammensetzung sowie durch die Einwirk-Häufigkeit und -Dauer beschreiben.

Der im üblichen Sprachgebrauch häufig verwendete Begriff "Lärm" stellt keine physikalische Größe dar; ein Schallereignis wird erst dann zu Lärm, wenn es bei der Einwirkung auf Personen deren körperliches, seelisches und soziales Wohlbefinden beeinträchtigt.

Die Geräusch-Beurteilung durch den Menschen hängt häufig davon ab, welche Information das Geräusch für ihn beinhaltet, welche Tätigkeit er gerade ausübt und in welchem physischen und psychischen Zustand er sich zur Zeit der Geräuscheinwirkung befindet.

Der Grad der Belästigung infolge einer Geräuscheinwirkung, z.B. gekennzeichnet durch die Höhe des Schalldruckpegels, kann für ein Kollektiv betroffener Menschen durch eine statistische Wahrscheinlichkeitsangabe beschrieben werden, wobei von Individuum zu Individuum i.a. eine große Streubreite nachgewiesen werden kann.

Stellvertretend für die auch durch subjektive Bewertungsfaktoren ausgelöste Geräuschwirkung kann lediglich die Geräuscheinwirkung (das Immissions-Angebot) durch eine physikalisch erfaßbare Meßgröße oder durch mit mathematischen Methoden behandelbare Größen ermittelt werden.

Es sind zahlreiche Wirkungsuntersuchungen mit dem Ziel angegangen worden, aus dem zeitlichen Verlauf des Schalldruckpegels von den auf den Menschen einwirkenden Geräuschen ein Maß für die Geräuschwirkung abzuleiten. Es konnte bisher kein universell, auf möglichst alle Geräuscharten anwendbares Verfahren nachgewiesen werden, das besser als der seit langem verwendete, physikalisch definierte "energieäquivalente Dauerschallpegel" geeignet sein könnte, die Geräuschwirkung zu quantifizieren.

Zur Beschreibung und zur Beurteilung von Verkehrsgeräuschemissionen und -immissionen dient deshalb als Maß auch für die Störwirkung der "Energieäquivalente Dauerschallpegel" L_{eq} , der als zeitlicher Mittelwert der Geräuschintensität definiert ist.

$$L_{eq} = 10 \log \left[\frac{1}{I_0 \cdot T} \int_0^T I \, dt \right] \quad \text{in dB} \quad (1)$$

Üblicherweise wird im Immissionsschutz der Schalldruckpegel in dB nach der Norm DIN 1320 gemessen; dieser Schalldruckpegel wird nach der Frequenzbewertungskurve A (DIN 45633) bewertet, als A-Schallpegel L_A bezeichnet und in dB angegeben.

Durch die A-Bewertung wird näherungsweise berücksichtigt, daß der Mensch tiefe Frequenzen bei demselben Schallpegel weniger gut hört und damit als weniger störend empfindet als hohe Frequenzen.

$$L_{eq} = 10 \log \left[\frac{1}{t_2 - t_1} \int_{t_1}^{t_2} 10^{0,1 L_A(t)} dt \right] \text{ in dB(A)} \quad (2)$$

Der energieäquivalente Dauerschallpegel wird auch als Mittelungspegel bezeichnet und als L_m in dB(A) oder L_{AFm} in dB angegeben; er entspricht dem A-Schallpegel eines zeitlich gleichbleibenden Dauergeräusches, das in der Störwirkung dem zeitlich veränderlichen Geräusch gleichgesetzt wird. Dabei wird eine Verdoppelung bzw. Halbierung der Einwirkzeit bewertet als eine Erhöhung bzw. Verringerung des A-Schallpegels des gleichbleibenden Geräusches um 3 dB(A) (Äquivalenzparameter $q = 3$).

Der Beurteilungszeitraum T ist vorgegeben durch die Zeiten t_1 und t_2 .

Aufgrund des zur Nachtzeit meist erhöhten Ruhebedürfnisses des Menschen sind im Immissionsschutz zwei Beurteilungszeiten festgelegt worden, für die je ein Mittelungspegel getrennt zu ermitteln ist; als Beurteilungszeiträume festgelegt sind:

- der 16-h-Tag (6.00-22.00 Uhr) und
- die 8-h-Nacht (22.00-6.00 Uhr).

Der Mittelungspegel L_m wird als Leitgröße auch zur Kennzeichnung von Verkehrsgeräuschen verwendet; da er jedoch bei zeitlich stark schwankenden Verkehrsgeräuschen nicht geeignet ist, die Höhe und die Anzahl einzelner Pegelspitzen oder die Ruhezeit zu kennzeichnen, werden zusätzlich weitere Meßwerte verwendet,

und zwar die Summenhäufigkeitspegel L_1 , L_5 und L_{95} .

Der Summenhäufigkeitspegel L_1 ist definiert als der Schalldruckpegel, der in 1 % der Meßzeit erreicht oder überschritten wird. Analog dazu sind auch die anderen Summenhäufigkeitspegel (Prozentpegel) definiert.

Der Summenhäufigkeitspegel L_1 dient zur Kennzeichnung der mittleren Spitzenpegel vorbeifahrender Kraftfahrzeuge - er ist jedoch nur bei großer Verkehrsdichte und ausreichend langer Meßdauer reproduzierbar. Bei der Ermittlung des notwendigen baulichen Schallschutzes wird der Summenhäufigkeitspegel L_1 neben dem Mittelungspegel L_m zur Beurteilung von Verkehrsgeräuschmissionen herangezogen. Nach [8] und [9] ist nämlich immer dann, wenn die Differenz $L_1 - L_m > 10$ dB ausfällt, bei der Ermittlung der Fenster-Schallschutzklassen und der mindestens notwendigen Luftschalldämmwerte von Außenwand-Bauteilen von dem Summenhäufigkeitspegel L_1 auszugehen.

Der Summenhäufigkeitspegel L_{95} kann zur Kennzeichnung des fast ständig vorhandenen Grundgeräusches verwendet werden.

Die Differenz $L_5 - L_{95}$ kann als ein Maß für die Pegelschwankung des Verkehrsgeräusches dienen - diese nimmt mit zunehmendem Abstand von der Quelle ab und wird beispielsweise auch durch Schallschirme verringert. Der Vollständigkeit halber seien noch andere Beurteilungspegel [10], [11] erwähnt, durch die die Pegelschwankungen bzw. die Standardabweichung s der Schallpegel unmittelbar mit in die Beurteilungsgröße einbezogen werden:

$$\text{Traffic Noise Index: } \quad \text{TNI} = 4 [L_{10} - L_{90}] + L_{90} - 30 \quad (3)$$

$$\text{Noise Pollution Level: } \quad L_{\text{NP}} = L_m + 2,56 s \quad (4)$$

Diese Beurteilungspegel haben sich in der Bundesrepublik Deutschland jedoch nicht zur Beurteilung von Verkehrsgeräuschmissionen durchsetzen können.

Neben der Festlegung der Meßgröße und der relevanten Meßwerte

werden in [7] auch Anforderungen an die Meßeinrichtung (Präzisionsschallpegelmesser gemäß DIN 45633) und wichtige Meßbedingungen präzisiert, die

- den Meßort
- den Meßzeitpunkt
- die Meßdauer
- die zu verhindernden Störeinflüsse

umfassen.

In den meisten Fällen ist der oder sind die Meßort(e) durch die Aufgabenstellung festgelegt. Bei vorhandener Randbebauung ist ca. 0,5 m vor der Mitte geöffneter Wohnraumfenster vor Gebäudeschossen zu messen. Können im speziellen Fall Fenster nicht geöffnet werden, dann ist das Mikrofon in der entsprechenden Meßhöhe so zu positionieren, daß zur Vermeidung meßwerterhöhender Reflexionen ein Mindestabstand von 2-3 m von der Gebäudefassade einzuhalten ist.

Grenzt an den Straßenrand keine Bebauung an, dann wird - wenn durch die Aufgabenstellung nicht anders festgelegt - einheitlich in 25 m Abstand von der Mitte der nächstgelegenen Fahrbahn gemessen. Um den Einfluß von Bodenabsorptionen bzw. von ortsveränderlichen reflektierenden Hindernissen (parkendes Fahrzeug) auf die Meßwerte so klein wie möglich zu halten, empfiehlt es sich, das Mikrofon in Höhen von mindestens 3 m aufzustellen.

Die jeweils vorzugebende Meßdauer hängt sehr stark von der jeweiligen Verkehrsmenge und -zusammensetzung ab. Bei hohem Verkehrsaufkommen (z.B. $N > 1000$ Kfz je Stunde) kann in vielen Fällen schon eine Meßdauer von 10 Minuten kennzeichnend sein.

Verwendet man zu solcher Messung einen integrierenden Schallpegelmesser, dann kann die mindestens notwendige Meßzeit hilfsweise aus der Stabilität des angezeigten L_{AFM} -Wertes abgeleitet werden - die Messung kann i.a. dann beendet werden, wenn der angezeigte Mittelungspegel sich innerhalb einer Zeitspanne von 1 - 3 Minuten nicht mehr wesentlich ändert.

Bei geringem Verkehrsaufkommen (z.B. zur Nachtzeit oder in ruhigen Wohnstraßen) ist die Meßdauer möglichst soweit zu verlängern, bis mindestens 30 Kraftfahrzeuge der lautesten Fahrzeugklasse - meist Lastkraftwagen - durch die Messung erfaßt worden sind.

Die Meßdauer sollte auf gar keinen Fall zu knapp bemessen sein. Es ist empfehlenswert, die Mindestzeit nach den Angaben der Norm DIN 45642 deutlich zu überschreiten, da durch die Messung möglichst alle für den betrachteten Straßenabschnitt spezifischen Verkehrsablaufbedingungen, wie z.B. die Fahrgeschwindigkeit und die durch die Art der Verkehrsregelung gesteuerten Anfahr- und Bremsvorgänge, repräsentativ erfaßt werden müssen; nur wenn diese in ausreichendem Maß durch das Meßergebnis repräsentiert werden, kann bei gleichzeitig vorgenommener Verkehrszählung von der während der Meßzeit ermittelten Geräuschemission bzw. -immission auf die zu anderen Tageszeiten vorliegenden geschlossen werden.

Wie bei jeder Geräuschemessung sind auch in diesem Fall alle meßwertverfälschenden Störeinflüsse möglichst vollständig auszuschließen. Die Auswirkung derjenigen Störeinflüsse (z.B. Fremdgeräusche), die nicht von der Erfassung auszuschließen sind, ist gegebenenfalls durch Zusatzerhebungen zu ermitteln, und der Meßwert ist dann entsprechend zu korrigieren.

Zu den Störeinflüssen, auf die bei jeder Verkehrsgeräuscherhebung zu achten ist, zählen in erster Linie alle Fremdgeräusche (Baustellen, gewerbliche und industrielle Anlagen, Flugzeuge, Passanten und spielende Kinder) und in zweiter Linie Witterungseinflüsse, wie Wind und Regen, die entweder Störgeräusche in der Meßumgebung (Blätterrauschen, Schlagen von Ästen) oder auch direkt am Mikrofon selbst verursachen können.

Zur Vermeidung von Windgeräuschen am Mikrofon verwendet die LIS i.a. Meßeinrichtungen, durch die alle Meßwerte, die bei Windgeschwindigkeiten $v_W \geq 4$ m/s gewonnen werden, durch automatische Ausblendung von der Meßwertbildung ausgeschlossen werden.

Eine ganz besondere Bedeutung kommt immer der Wahl des Meßzeitpunktes zu, da einerseits das Meßergebnis für den jeweiligen

Beurteilungszeitraum (16-h-Tag/8-h-Nacht) repräsentativ sein soll und man andererseits bemüht sein soll, die Meßdauer aus Kostengründen nur soweit wie nötig auszudehnen.

In den meisten Regelwerken wird dazu empfohlen, immer dann, wenn nicht schon durch die Aufgabenstellung ein besonderer Zeitpunkt festgelegt wird - z.B. das Wochenende oder Feiertage bei der Ermittlung von Ausflugs- oder Sportveranstaltungsverkehr, an einem beliebigen Wochentag von Montag bis Freitag, zu einem beliebigen Tages- oder Nachtzeitpunkt - mit ausreichender Meßdauer das Verkehrsgeräusch zu messen und synchron dazu die Verkehrsstärke und -zusammensetzung festzustellen.

Ist das Verhältnis der während der Meßdauer festgestellten Verkehrsstärke und -zusammensetzung zu dem für diesen Straßenabschnitt repräsentativen "durchschnittlichen täglichen Verkehr (DTV)" oder zu dem Verkehr der übrigen Tages- oder Nachtstunden bekannt, dann kann von dem gemessenen Mittelungspegel $L_{m,T1}$ auf den Mittelungspegel $L_{m,T2}$ für den zu beurteilenden Zeitraum (Tag/Nacht) umgerechnet werden, wenn alle anderen Randbedingungen, z.B. Verkehrssteuerung, Fahrgeschwindigkeit etc., für beide Zeitabschnitte dieselben bleiben:

$$L_{m,T2} = L_{m,T1} + 10 \log \frac{M_{T2} (1 + A \cdot P_{T2})}{M_{T1} (1 + A \cdot P_{T1})} \quad (5)$$

Dabei bedeuten:

- M_{T1} die zum Zeitabschnitt T1 ermittelte Verkehrsstärke in Kfz/h
- M_{T2} die für den Zeitabschnitt T2 repräsentative Verkehrsstärke in Kfz/h
- P_{T1}, P_{T2} der prozentuale Lkw-Anteil (> 2,8 t zul. Gesamtgewicht) an der Verkehrsstärke des Zeitabschnittes T1 bzw. T2
- A Gewichtungsfaktor A zur Berücksichtigung des Lkw-Anteils p.

Nur in sehr wenigen konkreten Fragestellungen ist die für den zu untersuchenden Straßenabschnitt maßgebliche Verkehrsstärke, d.h. das stündliche Mittel der Verkehrsstärke in der Zeit 6 - 22 Uhr bzw. 22 - 6 Uhr und deren Zusammensetzung bekannt; ihre Erhebung wäre jedoch in den meisten Fällen gleich aufwendig wie die direkte Erhebung des Geräuschbeurteilungspegels.

In derartigen Fällen wird man versuchen, die tageszeitabhängigen maßgeblichen Verkehrsdaten durch Plausibilitätsschluß von anderen u.U. vergleichbaren Straßensituationen auf die konkrete Situation zu übertragen und somit den Beurteilungspegel der zugehörigen Tages- oder Nacht-Beurteilungszeit aus dem zu einem bestimmten Tageszeitabschnitt erhobenen Mittelungspegel umzurechnen; diese Umrechnung ist desto genauer und gesicherter, je detaillierter und genauer die Kenntnis über die zur Umrechnung benötigten Verkehrsparameter ist.

In [2, 3, 4, 5, 12] sind Hinweise dafür zu finden, welche Zusammenhänge zwischen den Verkehrsstärken und -zusammensetzungen bestimmter Tagesstunden zu anderen Tageszeitabschnitten im Mittel für bestimmte Straßentypen, z.B. Bundesautobahn, Bundesstraße, Stadt- und Gemeindestraße, auftreten können. Die dort publizierten Verkehrsablaufzusammenhänge beruhen im wesentlichen auf Verkehrserhebungen in den Jahren 1964 - 1967; sie sind aus unterschiedlichen Verkehrszählvorgängen an sehr vielen Straßenquerschnitten des Landes NW abgeleitet worden, z.B. auch aus 16stündigen Verkehrszählungen (6 - 22 Uhr) an ca. 1600 Straßenquerschnitten.

Es ist offensichtlich, daß mittlere Verkehrszusammenhänge, die an sehr vielen und u.U. auch sehr unterschiedlichen Straßen - auch innerhalb des Kollektivs einer Straßengattung - mit u.U. sehr unterschiedlichen tageszeitlichen Verkehrsabläufen ermittelt wurden, nur mit Einschränkungen auf konkrete Straßen-Einzelsituationen übertragbar sind.

Neben möglichen Meßfehlern bei der Ermittlung des Mittelungspegels für einen bestimmten Tageszeitabschnitt kann an dieser Stelle ein weiterer, meist nicht quantifizierbarer Fehler bei

der Bestimmung des auf den Tageszeitraum (6 - 22 Uhr) bzw. auf die Nacht (22 - 6 Uhr) zu beziehenden Beurteilungspegels auftreten.

Zu diesem Problem wird in einem späteren Kapitel dieses Berichtes über Untersuchungsergebnisse bei der Ermittlung von Tagesgängen der Verkehrsstärke und der Geräuschemission an Straßen berichtet.

Die Norm DIN 45642 reicht als Meßvorschrift immer nur dann aus, wenn für einen einzigen oder mehrere dicht beieinander liegende Immissions-Aufpunkte nahe eines pegelbestimmenden Verkehrsweges durch Messung gekennzeichnet werden soll, welche Verkehrsgerauschemission oder -immission an einem bestimmten Wochentag oder zu einer Teilzeit eines Wochentages vorliegt; als Beispiel sei die Erhebung der Verkehrsgeräuschemission vor oder in einem Gebäude zur Ermittlung der u.U. notwendigen Schallschutzklasse von Fenstern erwähnt.

Immer dann, wenn durch Immissionserhebungen in größerem Abstand zu einem Verkehrsweg oder für den gesamten Einwirkungsbereich eines längeren, vielleicht sogar inhomogenen Verkehrsweges oder für ein größeres Bebauungsgebiet mit mehreren immissionsbedeutsamen Verkehrswegen eine repräsentative und prognosefähige Geräuschemissions-Kenngröße zu ermitteln ist, reicht die Anwendung allein der Norm DIN 45642 nicht aus.

Beispiele für derartige Fragestellungen können sein:

1. Beweissicherungsverfahren

In diesem Fall ist entscheidend, daß die Geräuschemission reproduzierbar und statistisch abgesichert ermittelt wird. Unter der Reproduzierbarkeit wird hier verstanden, daß die Erhebung unter sonst gleichen Randbedingungen wiederholbar sein muß und daß das Erhebungsergebnis sich dann bei gleicher statistischer Sicherheit in seinem Erwartungswert nicht geändert haben darf. Nur durch so vorgenommene Erhebungen kann eine auftretende Immissionsänderung bei der

Veränderung einer Verkehrsweg-Eigenschaft abgesichert ermittelt und dabei ausgeschlossen werden, daß ein ermittelter Immissionsunterschied ein Zufallsergebnis darstellt.

2. Vergleich alternativer Verkehrsgeräuschemissionssituationen

Hierbei soll z.B. durch Emissions- oder Immissions-Erhebungsergebnisse ausgewiesen werden, in welche Rangordnung alternativ benutzbare Verkehrswege bezüglich der Geräuschbelastung von Anwohnern einzuordnen sind.

3. Ermittlung des Einflusses einer quellenbezogenen Teilimmission auf die Gesamtmission in einem Gebiet

Bei geplanter Veränderung einer Geräuschquelle, z.B. Straße oder Schienenweg, oder bei erfolgter Änderung kann der Einfluß der quellenbezogenen Geräuschemission auf die auch ohne diese Quelle in dem Gebiet vorhandene Gesamtmission (Grundbelastung) geschätzt werden.

Bei der sachgerechten Erhebungsdurchführung für die letztgenannten Immissionsprobleme wird man im allgemeinen einerseits die Gesamtmission und andererseits die Teilimmission erheben, die bei sicherer Ausblendung der untersuchten quellenbezogenen Immissionen vorliegt. Aus den beiden Meßwert-Kollektiven kann dann u.a. die Wahrscheinlichkeitsverteilung der quellenbezogenen Teilimmission geschätzt werden.

In Gebieten sind die einzelnen Verkehrsgeräusch-Emittenten auf den Haupt- und Nebenverkehrswegen ortsvariabel. Die Geräuschemissionshöhe in der Umgebung von Verkehrswegen hängt bekannterweise ab von

- der Verkehrsstärke und -zusammensetzung
- den Verkehrsbedingungen (Fahrgeschwindigkeit, Verkehrssteuerung)
- den Straßeneigenschaften (Oberfläche, Gradient)
- den Schallausbreitungsbedingungen (Witterung, Reflexion, Abschattung).

Die Verkehrsgeräusch-Immission kann deshalb für längere Straßenabschnitte und die angrenzenden Einwirkungsbereiche zeitlich und örtlich zufallsbedingt (stochastisch) veränderlich sein.

Untersucht man beispielsweise an einem oder mehreren Aufpunkten die zeitlich aufeinander folgenden Immissions-Meßwerte (Zeitreihe) oder aber zu fixierten Zeitpunkten die Immissions-Meßwerte an genügend vielen Aufpunkten (Raumreihe) des Untersuchungsgebietes, dann stellt man Immissionszustände fest, die in ihrer räumlichen und zeitlichen Struktur (Verteilung) nicht determiniert beschrieben werden können.

Gebietsbezogene Geräuschimmissionen sind im allgemeinen nur durch Verwendung eines eindeutig definierten Bezugssystemes zu kennzeichnen.

Die Gesamtmenge der möglichen Immissions-Zustände muß örtlich und zeitlich abgegrenzt werden; diese Abgrenzungen werden Beurteilungszeitraum und Beurteilungsraum genannt - sie werden durch die Zielsetzung der jeweiligen Untersuchung bestimmt.

Die aus den Meßwerten ermittelten Immissions-Kenngrößen und deren Vertrauensbereiche sind nur dann eindeutig, wenn angegeben wird, welche Grundgesamtheit durch sie gekennzeichnet wird [13].

Der Beurteilungsraum wird meist schon durch die Aufgabenstellung vorgegeben; er ist derjenige Gebietsbereich, für den die Kennzeichnung der Geräuschimmission zu bestimmen ist.

Die ermittelte Immissionskenngröße repräsentiert dabei die Gesamtheit aller in diesem Bereich möglichen Meßwerte (Meßwert-Kollektiv). Die Meßwerte werden ebenfalls durch die Problemstellung vorgegeben.

Aus der Grundgesamtheit aller möglichen Meßwerte werden nach dem Zufallsprinzip so viele Meßwerte ausgewählt, wie durch die mindestens notwendige Stichprobenmächtigkeit N gefordert wird. Die Stichprobenmächtigkeit N ist abhängig von der gewählten Kenngröße (Quantil) und der notwendigen Aussagesicherheit (Qualität der Aussage) sowie von dem verwendeten statistischen Modell. Der Beurteilungsraum kann unstrukturiert betrachtet werden,

wenn über den Raum insgesamt eine Aussage gefordert wird - er kann strukturiert betrachtet werden, wenn über Teilräume differenzierte Aussagen gefordert werden.

Die Beurteilungszeit ist derjenige Zeitraum, für den die Immissions-Kennzeichnung repräsentativ sein soll. Die Beurteilungszeit sollte deshalb der zu kennzeichnenden Immissionssituation angemessen sein; sie umfaßt bei Verkehrsgeräuschen meist ein Vielfaches eines Tages.

Liegt gesichertes Wissen über längerfristige Periodizitäten des Immissions-Zeitverlaufes (Zeitreihe) vor, dann kann die Erhebungszeit auf eine oder wenige Perioden beschränkt werden (siehe Abb. 1). Aus erhebungstechnischen Gründen muß je nach der Ausdehnung des Beurteilungsraumes meist ein mehrmonatiger Zeitraum als Beurteilungszeit festgelegt werden.

Aus der Menge aller möglichen Meßzeitpunkte wird nach dem Zufallsprinzip die Anzahl von Meßzeitpunkten gewählt, die der erforderlichen Stichprobenmächtigkeit N entspricht. Die Einzelmeßwerte eines Kollektivs (Stichproben) müssen voneinander unabhängig sein. Bei Straßenverkehrsgeräuschen ist i.a. dann die Unabhängigkeit der Stichprobe sichergestellt, wenn der Mindestabstand zwischen zwei Messungen ein Tag ist. Die auf die beschriebene Weise ermittelten Kollektive von Meßorten und Meßterminen werden zufällig miteinander kombiniert.

Die Meßzeit ist diejenige Zeit, die zur sachgerechten Ermittlung eines Meßwertes benötigt wird; sie kann bei derartigen Erhebungen auf z.B. 30 oder 60 Minuten festgelegt werden.

Als Meßwerte können alle - oder eine aufgabenkonforme Auswahl - der zuvor aufgeführten Meßwerte (DIN 45642) entweder ohne oder mit Fremdgeräusch-Ausblendung bei quellenbezogenen Erhebungen ermittelt werden.

Da einzelne Meßwerte im allgemeinen ungeeignet sind, zeitlich und örtlich variierende Geräuschimmissionen in ausreichendem Maß je nach Aufgabenstellung flächenbezogen und zeitstabil re-

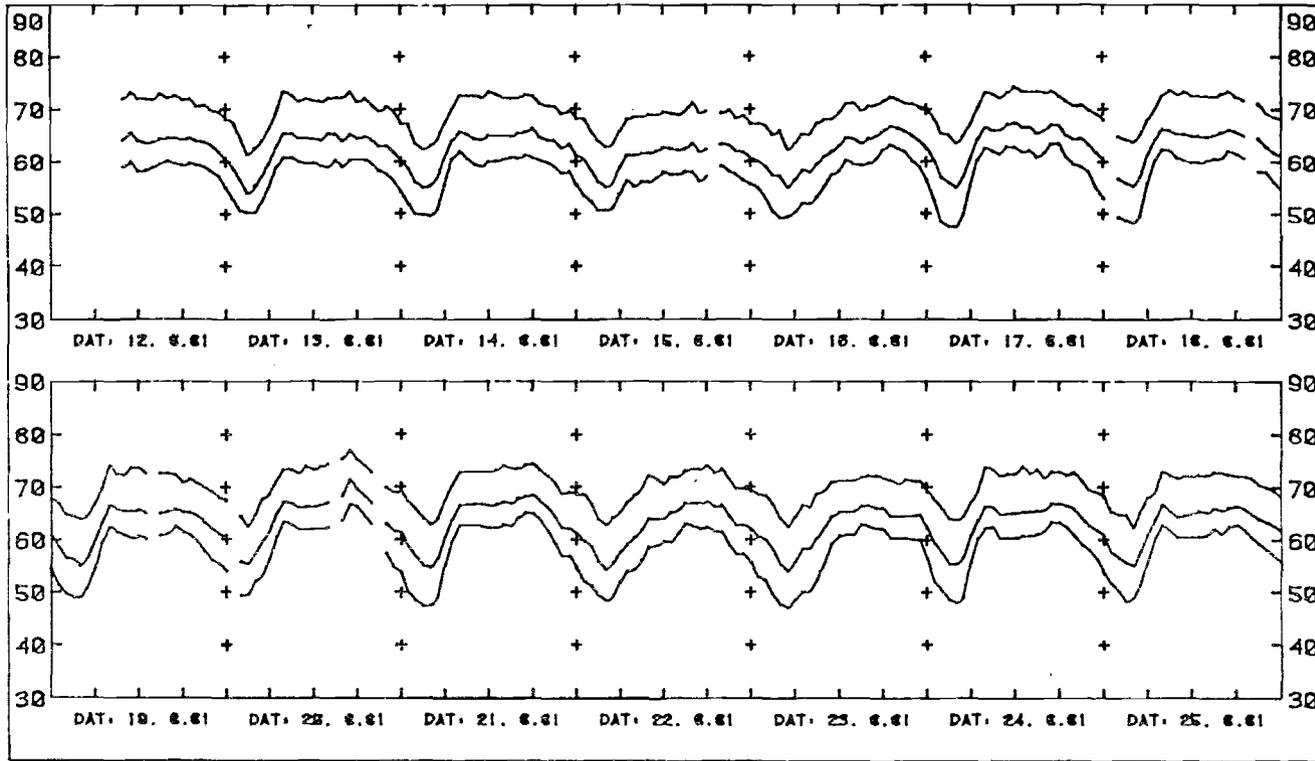


Abb. 1: Beispiel für den periodischen Verlauf der Pegelwerte L_{AF1} , L_{AFm} und L_{AF90} eines Verkehrsgeräusches bei kontinuierlich durchgeführter Langzeitmessung

präsentativ zu kennzeichnen, ist es notwendig, statt dessen ein Meßwert-Kollektiv zur Kennzeichnung heranzuziehen, dessen Einzelwerte insgesamt die Immissionssituation für die Beurteilungszeit und für den Beurteilungsraum repräsentieren.

Die geforderte Repräsentanz kann durch eine Meßverfahrensweise erzielt werden, die zu keinen systematischen Abweichungen des Meßresultates im Vergleich zum gesuchten Wert der Grundgesamtheit führt. Eine Messung ist stets repräsentativ, wenn sie nach reinen Zufallskriterien durchgeführt wird.

Das Meßwert-Kollektiv kann bei bekannter Verteilung der Grundgesamtheit, der es entstammt, nach klassischen statistischen Verfahren durch Momente (z.B. Mittelwert, Streuung, Schiefe), oder Perzentile, bei unbekannter Verteilung nur durch Quantile (Perzentile) beschrieben werden. Die Beschreibung durch Momente oder Quantile ist dann vollständig, wenn für diese der Vertrauensbereich angegeben wird; dieser ist abhängig von der Art der Momente und Quantile sowie von der statistischen Sicherheit der Aussage (Aussagequalität). Da der Verteilungstyp von Geräuschimmissions-Meßwerten nur in Einzelfällen sicher angegeben werden kann, empfiehlt es sich im allgemeinen, ein parameterfreies statistisches Verfahren zur Schätzung der Immissions-Kenngröße mit dem zugehörigen Vertrauensbereich anzuwenden - ein in anderen Bereichen des Immissionsschutzes schon seit längerer Zeit eingeführtes Verfahren ist in [13, 14, 15] beschrieben. Mit Hilfe dieses Verfahrens kann aus den Stichproben-Meßwerten die Wahrscheinlichkeits-Verteilung der Grundgesamtheit geschätzt werden. Zur Beschreibung der Verteilung können Quantile angegeben werden. Beispielsweise könnte durch das 0,5-Quantil der Mittelungspegel L_m , die mittlere (typische), und durch das 0,9-Quantil die hohe (die anteilmäßig seltene) Geräuschbelastung quantifiziert werden. Zur Kennzeichnung kurzzeitiger Geräuschspitzen (Aufweckgefahr) könnte das 0,9-Quantil der Summenhäufigkeitspegel L_1 und zur Kennzeichnung des fast ständig vorhandenen Grundgeräuschpegels könnte das 0,5-Quantil der Summenhäufigkeitspegel L_{95} dienen.

Abgesehen von dem Vorgehen, das die singuläre Situation im Beschwerdefall fordert, verfolgt man im Immissionsschutz im allge-

meinen das Generalziel, Menschen bzw. Kollektive von Menschen vor Immissionen zu schützen. Ermöglicht es die Lärmwirkungsforschung (Medizin, Soziologie) irgendwann einmal, einen Lärm-Wirkungs-zusammenhang zu quantifizieren, z.B. prozentualer Anteil der Belästigten in Abhängigkeit vom Mittelungspegel L_m , dann ist es mit Hilfe des zuvor beschriebenen Verfahrens direkt möglich, für ein Gebiet oder für Gebiete die absolute Anzahl der durch Geräuschimmissionen belästigten Anwohner zu schätzen; diese Schätzmöglichkeit ist von Bedeutung für großflächige Lärmvorsorge- und Lärminderungspläne [16, 17].

3.2. Berechnung von Verkehrsgeräuschen

Schon bei der Planung neuer Straßen oder baulicher Veränderungen an vorhandenen Straßen in der Nähe geplanter oder vorhandener Wohnbebauungen ist die ausreichende Berücksichtigung des Immissionsschutzes durch die Planungsbehörde mit Hilfe von Immissionsschutzgutachten nachzuweisen. Durch den Gutachter sind als Hilfsmittel der Abwägung u.U. mehrere Planungsvarianten mit aktiven und passiven Schallschutzmaßnahmen zu diskutieren. Wenn in der Planungsphase entweder die Geräuschquelle (Straßen-, Schienenverkehr) oder der Immissionsbereich (Bebauungsgebiet) oder u.U. beide noch nicht existent sind, können die Geräuschemission und -immission nicht meßtechnisch, sondern nur mit Hilfe von Prognosemodellen rechnerisch ermittelt werden.

Hilfsmittel für die Erstellung von Verkehrsgeräusch-Prognosen stellen die Modelle nach [2, 3, 4, 5] dar.

Die "Richtlinien für den Lärmschutz an Straßen - RLS 81" [5] wurden vom Bundesminister für Verkehr zur Anwendung für Bundesstraßen eingeführt mit der gleichzeitigen Empfehlung an die Obersten Straßenbehörden der Länder, diese auch für deren Zuständigkeitsbereich einzuführen. Die Norm DIN 18005, Teil 1, ist als Entwurf (4/82) vorgelegt worden - sie ist so auf die Richtlinie RLS abgestimmt worden, daß gleiche Eingangsdaten bei beiden Rechenmodellen identische Berechnungsergebnisse erzeugen [5].

Die dort zugrunde gelegten Modellvorstellungen beruhen auf wis-

senschaftlichen Untersuchungen, die u.a. publiziert sind in [18, 19, 20, 21]; sie sind jedoch auf eine einfache praxisorientierte Anwendung im Immissionsschutz und auf die in der Planungsphase i.a. eingeschränkt verfügbaren Rechenmodell-Eingangsdaten stark vereinfachend und generalisiert zugeschnitten worden.

Als Eingangsdaten für diese Rechenmodelle werden benötigt:

Angaben zu den Geräuschemissions-Quellen

- maßgebliche Anzahl n_{Pkw} /Stunde
- durchschnittliche Fahrgeschwindigkeit der Pkw
- maßgebliche Anzahl n_{Lkw} /Stunde
- durchschnittliche Fahrgeschwindigkeit der Lkw
- Art der Straßenoberfläche (Zuschlag in dB(A))
- Straßenlängsneigung (Zuschlag in dB(A))
- maßgebliche Anzahl n_{Zug} /Stunde (typbezogen)
- Oberbau der Schienenwege (Zuschlag in dB(A))
- Verkehrssteuerung.

Angaben zur Schallausbreitung

- Abstand Schallquelle/Immissionsaufpunkt
- vom Immissionspunkt einsehbare Schallquellen-Länge
- Schallreflexion im Straßenraum (Bauhöhe, Bauweise, Straßenbreite)
- Schallabschirmung (effektive Schirmhöhe, Abstände "Schallquelle/Schallhindernis/Immissionsaufpunkt")
- Vegetation (Art und Tiefe).

Nach den in [2] bis [5] angegebenen Beziehungen kann im 1. Schritt für eine idealisierte Immissionssituation der Emissions-Mittelungspegel L_m in dB(A) für einen standardisierten Abstand ($d = 25$ m) von der jeweiligen Verkehrsweg-Mittelachse (Emissions-Kataster) aus den emissionsbedeutsamen Rechenmodell-Eingangsdaten berechnet werden.

Im 2. Schritt wird der Mittelungspegel L_m (25 m) für die idealisierte Emissionssituation durch Berücksichtigung der tatsächlich vorliegenden, die Emissionshöhe beeinflussenden Parameter der realen Situation angepaßt.

Im 3. Schritt wird dann von der Einzel-Geräuschemission ausgehend für die tatsächlichen örtlichen Schallausbreitungsbedingungen (Transmissions-Kataster) die Einzelimmission für einzelne Immissionsaufpunkte geschätzt.

Im letzten Schritt wird für die Immissionsaufpunkte (Immissions-Kataster) im Einwirkungsbereich mehrerer Einzelemittenten die Gesamtimmission durch energetische Addition der Einzelimmissionen berechnet.

Die Immissionssituation kann bei Verwendung dieser Rechenmodelle lediglich durch den Mittelungspegel L_m beschrieben werden; Informationen über die Höhe der Pegelspitzen (L_1) des Grundgeräuschpegels (L_{95}) oder der Pegelschwankung ($L_5 - L_{95}$) können dagegen nicht über das Prognosemodell gewonnen werden.

Auf die in den Prognosemodellen verwendeten mathematischen Beziehungen soll hier unter Verweis auf [2] bis [5] nicht eingegangen werden - statt dessen soll hier die Verfügbarkeit und Genauigkeit einiger relevanter Modelleingangsgrößen und Modellparameter diskutiert werden.

Die Aussagequalität der Immissionsprognose hängt ganz wesentlich von der Verfügbarkeit und der Qualität folgender Einflußparameter ab:

- Qualität und Gültigkeitsdauer der maßgeblichen Verkehrsprognose-Daten
- Übertragbarkeit verallgemeinerter Zusammenhänge zwischen Verkehrs- und Straßenparametern und akustischen Kennwerten (Emissionsermittlung) auf den konkreten Fall

- exakte mathematische Erfassung aller Eingangsdaten hinsichtlich ihrer Auswirkung auf die Geräuschausbreitung und -Immission
- Übertragbarkeit verallgemeinerter Zusammenhänge zwischen Geräusch-Emission und -Immission in Abhängigkeit von der meist noch nicht in allen Einzelheiten vorgeschriebenen Bauausführung
- Übernahmegenauigkeit von relevanten Daten aus Bebauungs-Lageplänen.

Verkehrsprognosen werden i.a. für langfristige Zeiträume von 10 bis 15 Jahren vorgenommen. Die Stabilität der Prognose hängt ab von der langfristigen Stabilität:

- der Verkehrsbelastung und -zusammensetzung
- der Verkehrsführung
- der Bausubstanz.

Da der Mittelungspegel L_m (25 m) $\sim 10 \log n_{\text{Kfz}}$ ist, reagiert das Prognosemodell bei hohen Verkehrsaufkommen relativ unempfindlich; eine Veränderung des Verkehrsaufkommens um ca. 30 % bewirkt z.B. eine Pegeländerung um nur 1 dB(A) und eine Steigerung um 100 % erhöht den Mittelungspegel nur um etwa 3 dB(A). Durchschlagender wirken sich dagegen - vor allem bei niedrigem Verkehrsaufkommen zur Nachtzeit oder in ruhigen Anliegerstraßen - Veränderungen der Verkehrsführung und der Verkehrszusammensetzung aus.

Je genauer tageszeitliche Schwankungen (Tagesgang) der Verkehrsbelastung und -zusammensetzung im konkreten Fall bekannt sind, desto genauer und sicherer sind Immissionsprognosen zu erstellen; jede Übertragung generalisierter Zusammenhänge (z.B. aus dem Generalverkehrsplan) auf die singuläre Situation verursacht zusätzliche, in aller Regel nicht quantifizierbare Prognosefehler. Der Zusammenhang zwischen der Verkehrsbelastung und -zusammensetzung und der daraus ableitbaren Geräuschimmission ist für einen gleichmäßig mit relativ konstanter Fahrgeschwindigkeit ablaufenden Verkehr am genauesten angebar; bei sehr geringem Verkehrsaufkommen,

z.B. während der Nachtzeit, kann dagegen das individuelle Verhalten von Fahrzeugführern den Mittelungspegel stärker beeinflussen - der Prognosefehler kann dadurch anwachsen.

Die Genauigkeit der genannten Einflußparameter sowie ihr tatsächlicher Einfluß auf das Immissionsprognose-Ergebnis (Quersensibilität des Prognosemodells gegenüber Störeinflüssen) sind in der Regel nicht bekannt, so daß in den meisten Fällen auch keine Genauigkeitsquantifizierung bei Immissionsprognosen vorgenommen wird. Vielfach wird behauptet, daß in der Nähe bestehender Verkehrswege bei einfachen, überschaubaren Schallausbreitungsbedingungen und gleichmäßigem Verkehrsablauf der Unterschied zwischen gerechnetem und problemgerecht gemessenem Mittelungspegel nur selten größer als ± 1 dB(A) ausfallen würde.

Dem Gutachter können vom Planungsträger in vielen Fällen nur Bebauungsplan-Entwürfe zur Verfügung gestellt werden, aus denen die Lage und die Zuordnung von geplanten Verkehrsflächen und Bauungen (Lage- und Höhenbeschränkung) und evtl. Zusatzinformationen über Straßenoberflächen, -gradienten, vorgesehene Fahrgeschwindigkeitsbegrenzungen und geplante Anlagen zur Verkehrssteuerung an Straßenkreuzungen und -einmündungen ersichtlich sind. Daneben verfügen viele Gemeinden und Städte häufig nicht über so aufgeschlüsselte Verkehrsprognosedaten, daß diese zur Ermittlung der verkehrsbedingten Geräuschemission unmittelbar in das Rechenmodell eingegeben werden können; dazu gehören:

1. Die für den Beurteilungszeitraum Tag und den Beurteilungszeitraum Nacht maßgeblichen Mengen der Kraftfahrzeuge - inklusive Lkw-Anteil -, die stündlich die relevanten Querschnitte des zum Bebauungsplan gehörenden Straßennetzes befahren. Unter "maßgeblich" ist hier das Mittel über einen längerfristigen Zeitraum (i.a. 1 Jahr) zu verstehen.
2. Die für die beiden Beurteilungsräume auf die Stunde bezogenen maßgeblichen Schienenverkehrsmittel - inklusive einer Aufschlüsselung nach emissionsbedeutsamen Fahrzeugtyp-Unterschieden -, die die für den Bebauungsplan rele-

vanten Schienenwege befahren.

Die Praxis zeigt, daß die den Städten und Gemeinden verfügbaren Verkehrsprognose-Daten oftmals nur für Hauptverbindungsstrecken vorliegen und häufig auch nur aus Mengenangaben des Gesamtverkehrs - ohne Angaben über den erwarteten Lkw-Anteil - für einzelne Tagesstundengruppen bestehen; diese Stundengruppen sind i.a. auch nicht einheitlich gewählt.

Häufig vorkommende Stundengruppen sind:

6-9 Uhr, 7-11 Uhr, 9-15 Uhr, 16-19 Uhr.

Daneben sind manchmal die Verkehrsmengen des 24-h-Tages - ohne Aufschlüsselung nach Tag/Nacht und nach Pkw/Lkw-Anteil - als "Durchschnittlicher Täglicher Verkehr (DTV)" oder die Verkehrsmenge für die Tagesspitzenstunde angegeben.

Für die Erstellung einer Immissionsprognose für das Gesamtgebiet eines Bebauungsplanes ist die räumliche Differenzierung notwendig, wobei der einzelne Straßenabschnitt die räumliche Bezugsgröße der Geräuschemissionsrechnung darstellt. Nur dann, wenn die maßgeblichen Verkehrsmengen mit den Lkw-Anteilen ein zutreffendes Bild der Verkehrssituation zur Tageszeit und zur Nachtzeit wiedergeben - und das für möglichst alle im Bebauungsplan-Gebiet enthaltenen Verkehrswege -, kann die verkehrsbedingte Geräuschemission flächenbezogen zutreffend ermittelt werden.

Der Gutachter steht deshalb häufig vor dem Problem, die verfügbaren unzulänglichen Verkehrsprognosedaten mit Hilfe von Sekundärdaten (z.B. Angaben im GVP) und Plausibilitätsschlüssen so aufzubereiten, bis ein vollständiger Eingangsdatensatz für die Prognoserechnung vorliegt.

Für die Datenaufbereitung sind Kenntnisse über die nachfolgend aufgeführten Zusammenhänge nicht nur hilfreich, sondern notwendig:

1. Maßgeblicher Tagesgang an den unterschiedlichen Straßentypen für
 - a) den Mittelungspegel L_{AFm} , z.B. 1-h-Werte
 - b) das stündliche Verkehrsaufkommen und dessen Verkehrszusammensetzung.
2. Verhältnis des Verkehrsaufkommens und dessen Zusammensetzung zu bestimmten, für Verkehrsprognosen gebräuchlichen Tages- bzw. Nacht-Stundengruppen zu denen des 16-h-Tages bzw. der 8-h-Nacht.
3. Verhältnis des Verkehrsaufkommens und dessen Zusammensetzung für den 16-h-Tag zu dem der 8-h-Nacht bzw. zu dem des 24-h-Tages (DTV).

Daneben ist die Kenntnis über die Genauigkeit und die Reproduzierbarkeit der per Rechenmodell quantifizierten Immissionsprognose bedeutsam, vor allem auch deshalb, weil nach dem Entwurf des Gesetzes zum Schutz gegen Verkehrslärm an Straßen- und Schienenwegen - VLärmSchG (Bundestagsdrucksache 8/3730 vom 28.2.80) immissionskennzeichnende Mittelungspegel nur noch berechnet werden sollen.

Die bekannten Rechenmodelle ermöglichen die Berechnung des Mittelungspegels L_{AFm} - daneben sind bei der Beurteilung einer Geräuschemission aber auch die Meßwerte L_{95} und L_1 bedeutsam. Der Pegel L_{95} quantifiziert den fast ständig vorhandenen Grundgeräuschpegel und der Pegel L_1 die von einzelnen Fahrzeugen in 1 % der Meßzeit verursachten Vorbeifahrt-Spitzenpegel. Der Meßwert L_1 wird dann, wenn er um mehr als 10 dB höher ausfällt als der Mittelungspegel, als Ausgangswert für die Bemessung von Schallschutzmaßnahmen herangezogen [8, 9]. Es soll deshalb hier auch untersucht werden, ob ein korrelativer Zusammenhang zwischen dem Mittelungspegel und anderen Meßwertarten (Prozentpegeln) angegeben werden kann.

4. Tagesganglinien der Straßenverkehrs-Geräuschemission und der Verkehrsmenge

Die zuvor benannten Problem- bzw. Fragestellungen sind dann beantwortbar, wenn für den zu untersuchenden Straßenabschnitt - oder für den zugehörigen Straßentyp - die maßgebliche 24-h-Tagesganglinie der Verkehrsstärke und -zusammensetzung bzw. der 1-h-Mittelungspegel bekannt sind.

Tagesganglinien erlauben u.a. die Messung der Geräuschemission eines Verkehrsweges über eine kurze Meßzeit zur Feststellung des im Einzelfall die Emission bestimmenden ortstypischen Verkehrsablauf-Einflusses, da von diesen Kurzzeitmeßwerten dann mit Hilfe der maßgeblichen Tagesganglinie auf andere Tagesabschnitte geschlossen werden kann.

Die Landesanstalt für Immissionsschutz hat hierzu Erhebungen vorgenommen, über deren Ergebnisse zusammenfassend berichtet wird.

4.1. Untersuchte Straßenkollektive

Die Erhebungen wurden im Nahbereich (Abstand $d = 25$ m) zweier vom Verkehrsablauf und -aufkommen her unterscheidbarer Straßentypen vorgenommen:

- a) an einem Kollektiv von Bundesstraßen, die als reine Durchgangs- und Fernverkehrs-Straßen einerseits Anschluß an mindestens eine Großstadt und andererseits an eine Bundesautobahn aufweisen und
- b) an einem Kollektiv von Sammelstraßen, die abgeschlossene Wohngebiete mit hoher Ansiedlungsdichte an Hauptverkehrsstraßen anbinden und die frei von Durchgangsverkehr sind.

Diese beiden, von der Verkehrsführungsaufgabe stark unterschiedlichen Straßenarten sind deshalb gewählt worden, weil beide sehr häufig bei Planungs- und Schallschutz-Gutachten anstehen und

weil sie wegen ihrer extrem unterschiedlichen Verkehrsaufgabe den tageszeitlich zu differenzierenden Tagesganglinien-Bereich aufspannen, innerhalb dessen auch die anderen Straßentypen zu erwarten sind.

Viele innerstädtischen Verkehrsstraßen gleichen je nach Verkehrsaufgabe mehr oder weniger gut entweder dem Typ "Bundesstraße" oder dem Typ "Sammelstraße", so daß erwartet werden kann, daß die Untersuchungsergebnisse durch Analogieschluß auch auf andere Straßentypen übertragbar sein werden.

Es wurden insgesamt 14 Erhebungen von jeweils 24 Stunden Dauer an gleichartigen Bundesstraßen im Ruhrgebiet durchgeführt. Diese Bundesstraßen werden auf jeder Richtungsfahrbahn vorwiegend zweispurig befahren.

Als Sammelstraßen wurden solche gewählt, die in sich abgeschlossene Wohnbebauungen an Hauptverkehrsstraßen anbinden, ohne daß durch sie auch Durchgangsverkehr geführt wird. Es wurde hier an 13 gleichartigen Sammelstraßen erhoben.

4.2. Erhebungs-Durchführung

4.2.1. Meßorte

In allen Fällen wurden die Geräuscherhebungen und Verkehrszählungen an Straßenabschnitten vorgenommen, die in der unmittelbaren Meßpunkt-Umgebung keine Randbebauung aufwiesen und die vom Meßpunkt aus in beiden Fahrtrichtungen weit einsehbar waren. Gleichzeitig wurde durch die Wahl der Meßpunkte sichergestellt, daß alle Meßorte so weit von Straßenkreuzungen und Signalanlagen entfernt lagen, daß immer von freifließendem Verkehrsablauf ausgegangen werden kann.

Bei dem Kollektiv "Sammelstraße" mußte der Meßpunkt in fünf Fällen infolge Unzugänglichkeit im Abstand $d = 25$ m von der Fahrbahnmitte (zweispurig) bzw. von der Mitte der nächstgelegenen Richtungsfahrbahn (mehrspurig) in geringerem Abstand gewählt werden, nämlich $d = 12,5$ m. Zur Vergleichbarkeit aller Meßwerte

untereinander wurden die Meßwerte in diesen Fällen einheitlich auf den Meßpunktabstand $d = 25$ m umgerechnet:

$$L = 10 \log \frac{d}{\frac{1}{d^2}} \quad \text{in dB(A)} \quad (6)$$

Mit Hilfe zweier identischer Meßketten wurden alle Meßwerte am gleichen Meßort in zwei unterschiedlichen Mikrofonpositionen ermittelt, und zwar in 3 m und in 10 m Höhe; beide Meßwert-Kollektive werden später einander gegenübergestellt.

4.2.2. Meßtermin, Meßdauer

Die Meßtermine wurden über den Zeitraum von ca. 18 Monaten (7/76 - 12/77) zufällig so verteilt, daß alle Werktage gleichverteilt vorkamen und zu allen Jahreszeiten gemessen werden konnte. Zu allen Meßterminen wurde über die Gesamtdauer von jeweils 24 Stunden gemessen, wobei immer zur vollen und zur halben Tagesstunde 20minütige akustische Messungen und Verkehrserhebungen vorgenommen wurden. Aus organisatorischen Gründen konnte nicht jede einzelne 24-h-Messung zu der gleichen Tagesstunde begonnen werden. Für die Auswertung und Ergebnisdarstellung wurde die tatsächliche Meßwertreihenfolge so umgestellt, daß als erster Meßzeitpunkt der Beginn des Nachtabschnittes um 22 Uhr und als 48. Meßzeitpunkt derjenige um 21.30 Uhr startende des folgenden Kalendarstages definiert ist.

4.2.3. Meßgeräte, Meßwerte

Die akustische Meßgröße ist hier der zeitveränderliche, gefilterte (Frequenzbewertung: A, Zeitbewertung: F (FAST)) Schalldruckpegel $L_{AF}(t)$; sie wurde vor Ort auf Tonband aufgenommen und im Auswerte-Labor der LIS unter Ausblendung aller Störeinflüsse (Fremdgeräusch, Wind- und Regengeräusch am Mikrofon) durch den Einsatz eines rechnergesteuerten Datenerfassungs- und Auswertesystems [22] ausgewertet, wobei über jede 20minütige Meßdauer folgende akustischen Meßwerte berechnet wurden:

$$L_{AFm}, L_1, L_5, L_{50}, L_{95}$$

Als Zusatzdaten zur Kennzeichnung des Straßenverkehrs und zum angestrebten Vergleich der meßtechnisch ermittelten Mittelungspegel L_{AFm} mit den über Rechenmodelle berechneten äquivalenten Mittelungspegeln wurden folgende Daten jeweils für beide Fahrtrichtungen und für jede 20minütige Meßdauer ermittelt und später auf die Bezugszeit "1 Stunde" hochgerechnet:

N_{Pkw}	-	Anzahl der Pkw
N_{LLkw}	-	Anzahl der leichten Lkw (2,8... < 9 t)
N_{SLkw}	-	Anzahl der schweren Lkw (≥ 9 t)
N_{Bus}	-	Anzahl der Busse
N_{Krad}	-	Anzahl motorgetriebener Zweiräder.

Zusätzlich wurde die mittlere lokale Fahrgeschwindigkeit getrennt für Personen- und Lastkraftwagen aus der Durchfahrtzeit eines abgemessenen Straßenabschnittes geschätzt und der Fahrbahnzustand "trocken/naß" protokolliert. Infolge zeitweilig aufgetretenen Meßgeräte-Störungen (hier: vorwiegend elektrische Überschlüsse an den Kondensatormikrofonen durch erhöhte Luftfeuchtigkeit) sind bei einigen Messungen manchmal an dem 3 m hohen und manchmal an dem 10 m hohen Meßpunkt Meßwerte ausgefallen oder verfälscht worden. Es wurde deshalb auch untersucht, ob zwischen den akustischen Meßwerten beider Meßhöhen ein systematischer Zusammenhang existiert, der die Ergänzung fehlender Meßwerte gestattet. Für jeden Meßpunkt und für jede Einzelmessung wurden für beide Straßenkollektive die Meßwertdifferenzen $\Delta L = L(10m) - L(3m)$ und daraus die arithmetischen Mittelwerte $\overline{\Delta L}$ in dB(A) sowie die Standardabweichungen $s(\Delta L)$ in dB(A) gebildet; diese Daten sind unter Angabe der jeweiligen Stichprobenmächtigkeit N in der Tabelle 1 zusammengestellt.

Sowohl der Mittelungspegel L_m als auch die Prozentpegel sind in der Mikrofonhöhe $H = 10$ m systematisch größer als in der Mikrofonhöhe $H = 3$ m.

ULLRICH [23] hat die vertikale Richtcharakteristik der Linien-

schallquelle Straße untersucht und eine Zunahme der Immissionspegel mit wachsendem vertikalen Emissionswinkel festgestellt. Diese Richtcharakteristik wird hier auch mit ursächlich für die höheren Immissionspegel in der größeren Meßhöhe sein. Dadurch läßt sich jedoch noch nicht erklären, warum die Differenzen ΔL an Bundesstraßen zwar geringfügig aber dennoch systematisch höher ausfallen als an Sammelstraßen. Da bei den hier untersuchten Sammelstraßen meist gepflasterte oder asphaltierte Geh- und Radwege sowie Rasenanlagen an die Fahrbahnen anschlossen, bei den Bundesstraßen in der Regel jedoch meist schon niedriges Buschwerk und Getreideflächen angrenzten, ist hier zu vermuten, daß bei der niedrigen Masthöhe $H = 3$ m schon Bodeneinflüsse (Absorption) spürbar werden.

Da in der Nachbarschaft von Straßen Verkehrsgeräuschimmissionen im allgemeinen für Höhen $H = 3 \dots 4$ m ermittelt werden, sollen hier im folgenden auch nur die in 3 m Höhe ermittelten Werte betrachtet werden. Dort, wo bei dieser Untersuchung Meßwerte für $H = 3$ m durch Gerätestörungen fehlten, wurden die Meßwert-Kollektive ergänzt durch die jeweils zugehörigen, gemäß der Tabelle 1 um die Differenzen $\overline{\Delta L}$ korrigierten Meßwerte für $H = 10$ m.

5. U n t e r s u c h u n g s e r g e b n i s s e

Im folgenden werden die akustischen Meßwert-Kollektive für die untersuchten Bundes- und Sammelstraßen diskutiert sowie deren Zusammenhang mit der Verkehrsstärke untersucht, die einheitlich in der Meßhöhe $H = 3$ m und für den Bezugsabstand $d = 25$ m von der Mitte der nächstgelegenen Fahrspur bzw. Fahrbahn ermittelt wurden.

5.1. Tagesganglinie der Verkehrsstärke und -zusammensetzung

Die 24-h-Verläufe der Verkehrsstärke sind der Abb. 2 für Sammelstraßen und der Abb. 3 für Bundesstraßen zu entnehmen. Dargestellt ist jeweils die Anzahl N aller Kfz, die innerhalb der jeweils 20minütigen Erhebungszeiten ermittelt wurden über den jeweiligen Meßzeitpunkten.

Tabelle 1: Arithmetische Mittelwerte der Meßwert-Differenzen $\Delta L = L(10\text{ m}) - L(3\text{ m})$, Standardabweichungen $s(\Delta L)$ in dB(A) und Stichprobenmchtigkeiten N
a) für Sammel- und b) für Bundesstraßen

Straßenart	Sammelstraßen					Bundesstraßen				
	L_m	L_1	L_5	L_{50}	L_{95}	L_m	L_1	L_5	L_{50}	L_{95}
arithmet. Mittelwert ΔL	0,5	0,6	0,7	1,7	1,7	1,2	1,2	1,5	1,8	1,8
Standardabw. $\pm s(\Delta L)$	1,5	1,3	1,2	1,6	1,4	1,2	1,3	1,3	1,5	1,9
Mächtigkeit N	583	530	530	529	530	617	346	346	325	321

Der starke Unterschied zwischen den Verkehrsstärken zur Tageszeit und zur Nachtzeit wird bei beiden Straßenkollektiven deutlich. Zwischen 0 Uhr und 4 Uhr sinkt die Verkehrsstärke auf wenige Kfz pro 20 Minuten ab; während des allmorgendlichen Berufsverkehrs (6 - 9 Uhr) steigt das Verkehrsaufkommen stark und plötzlich an, weist in der Zeit von 9 - 14 Uhr ein relativ gleichmäßiges Tagesminimum auf und steigt dann zur Zeit des abendlichen Berufsverkehrs (15 - 19 Uhr) stark an, um danach wieder auf den sehr niedrigen Nachtwert abzufallen (siehe auch Abb. 1). In einem späteren Abschnitt wird untersucht werden, welchen Einfluß diese Verkehrsstärken auf die Geräuschemissionen aufweisen.

Hier soll jedoch zunächst für jedes Straßenkollektiv folgendes diskutiert werden:

1. in welchem Verhältnis das Verkehrsaufkommen zur Tageszeit und das zur Nachtzeit zu der 24-h-Verkehrsmenge steht,
2. zu welcher Tageszeit die Stunde mit dem höchsten Verkehrsaufkommen auftritt und wie groß dieses Verkehrsaufkommen im Verhältnis zur 24-h-Verkehrsmenge ist,
3. wie groß das Verhältnis der Verkehrsmenge der Tagesstundengruppen 6 - 10 Uhr und 15 - 19 Uhr zur 24-h- bzw. 16-h-Verkehrsmenge ist,
4. in welchem Verhältnis die Anzahl N_{Lkw} zur 24-h-Verkehrsmenge
 - a) für die Tageszeit und
 - b) für die Nachtzeit steht,
5. wie groß der prozentuale Anteil p der Lkw ($> 2,8$ t) in der Stunde des maximalen Verkehrsaufkommens ist,

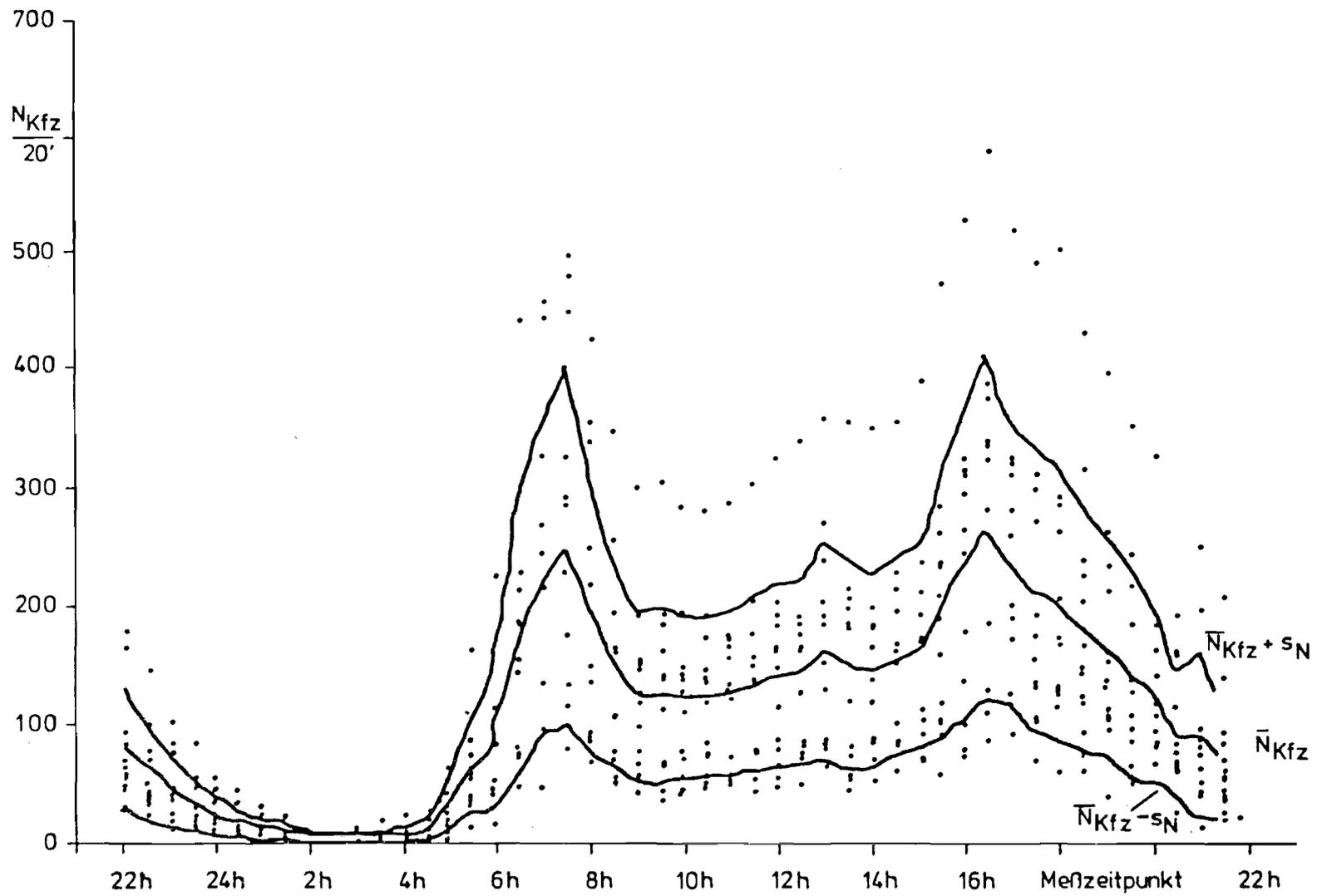


Abb. 2: Tagesgang des Verkehrsaufkommens $N_{Kfz}/20'$ an den untersuchten Sammelstraßen

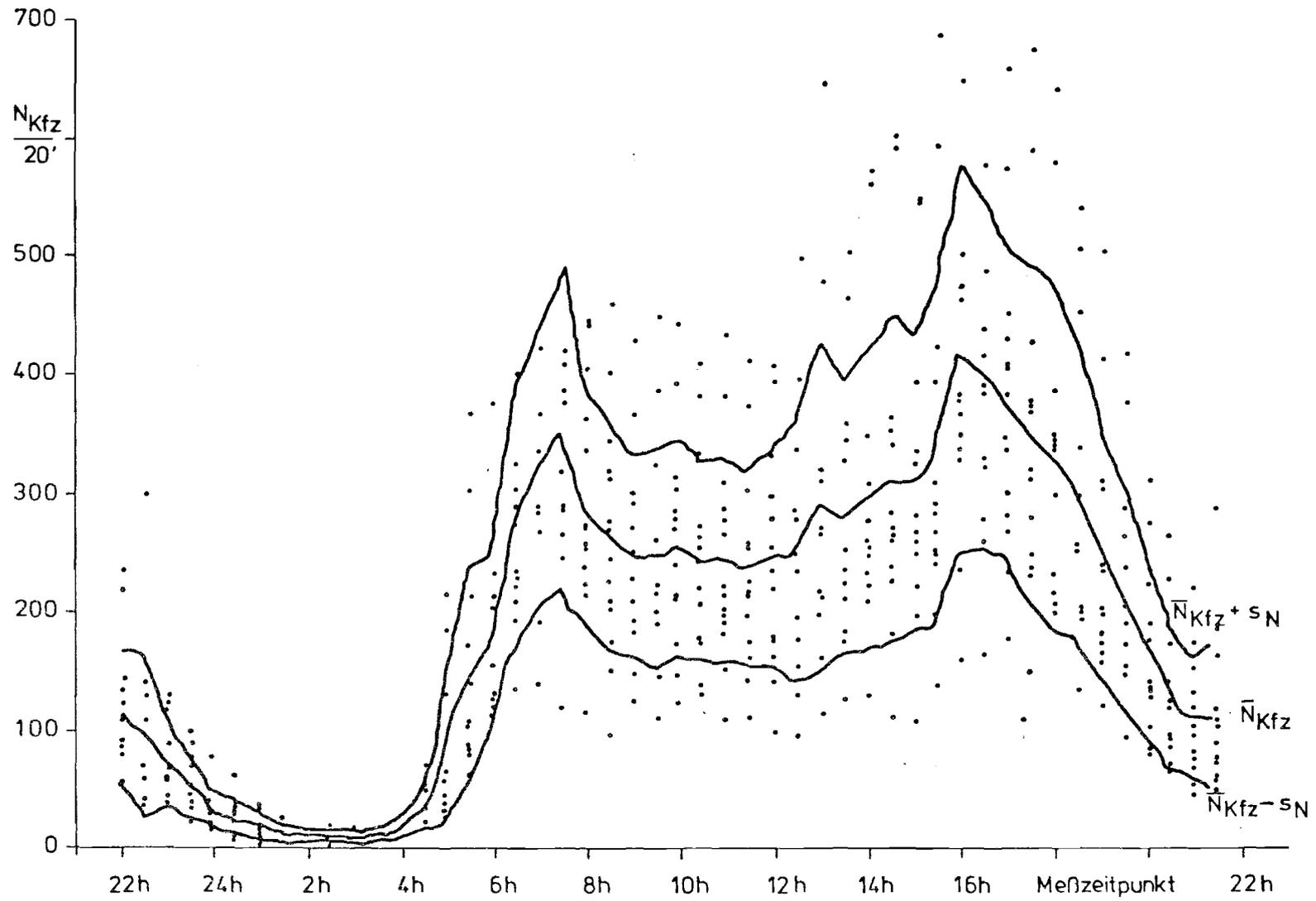


Abb. 3: Tagesgang des Verkehrsaufkommens $N_{Kfz}/20'$ an den untersuchten Bundesstraßen

6. wie groß der prozentuale Anteil von Lkw in den beiden wichtigsten Tagesstundengruppen

- a) 6 - 10 Uhr und
- b) 15 - 19 Uhr ist und

7. ob die hier ermittelten Verhältnisangaben zahlenmäßig übereinstimmen mit denjenigen, die dem Generalverkehrsplan NW [12] zu entnehmen sind.

In den Tabellen 2 und 3 sind die hier ermittelten Statistiken zur Verkehrsmenge und deren prozentualer Zusammensetzung (Lkw-Anteil) für die meist interessierenden Tageszeitabschnitte für beide Straßenartkollektive zusammengestellt.

Den beiden untersuchten Straßen-Kollektiven ist gemeinsam:

- Die Tagesstunde mit dem höchsten Verkehrsaufkommen liegt in fast allen Fällen in der Zeit 16 - 17 Uhr und nur in sehr wenigen Fällen in der Zeit 7 - 8 Uhr.
- Das Verhältnis (B) des Verkehrsaufkommens zur Nachtzeit zu dem des 24-h-Tages wurde hier mit dem Mittel 7 % für Sammelstraßen und mit 7,4 % bei Bundesstraßen festgestellt.

Der Generalverkehrsplan NW weist einen Mittelwert von 7,5 % mit einer Variationsbreite zwischen 5,5 % und 11,5 % aus, wobei die höheren Nachtanteile mit überörtlichem Durchgangsverkehr erwartet werden.

Der hier erhobene Mittelwert für das nächtliche Verkehrsaufkommen stimmt also recht gut mit dem im Generalverkehrsplan NW angegebenen überein; lediglich die Spannweite wird in letzterem größer angegeben, was im Einzelfall bei Straßen mit hohem Durchgangsverkehr wie Bundesstraßen zu ungerechtfertigt hohen Annahmen über den Nachtverkehrsanteil und somit zu etwas zu hohen Geräuschimmissionsprognosen führen kann.

Tabelle 2: Statistik der erhobenen Verkehrsmenge und deren Zusammensetzung (LKW-Anteil) an den untersuchten Sammelstraßen

MP-Code	Stunde des max. N_{Kfz}	Kfz-Dichte in %					LkW-Anteil in %				
		A	B	C	D	E	F	G	H	I	J
201	17 - 18	92	8	9	21	32	4	1	0	6	1
202	16 - 17	91	9	9	20	31	3	2	3	3	2
203	16 - 17	94	6	10	25	32	5	1	6	3	5
204	7 - 8	93	7	11	26	29	4	2	2	4	2
205	7 - 8	92	8	9	21	31	4	3	4	6	2
206	16 - 17	93	7	10	24	33	9	4	4	10	4
207	16 - 17	92	8	9	19	32	4	2	2	6	2
208	16 - 17	92	8	9	23	31	6	2	4	7	4
209	7 - 8	94	6	10	27	31	7	2	6	9	4
210	17 - 18	93	7	9	24	33	5	0	2	9	3
211	7 - 8	93	7	9	26	28	10	3	6	20	7
212	16 - 17	95	5	11	29	31	8	2	3	8	4
213	16 - 17	93	7	9	21	31	8	2	3	11	5
\bar{x}		93	7	9.5	23.5	31	6	2	3.5	7	3.5
$\pm s$		1.0	1.0	0.8	3.0	1.4	2.0	1.0	1.8	2.7	1.7

A - N_{Kfz} (6 - 22 Uhr) / N_{Kfz} (24h)

B - N_{Kfz} (22- 6 Uhr) / N_{Kfz} (24h)

C - $N_{Kfz}(h_{max})$ / N_{Kfz} (24h)

D - N_{Kfz} (6 - 10 Uhr) / N_{Kfz} (24h)

E - N_{Kfz} (15- 19 Uhr) / N_{Kfz} (24h)

F - N_{Lkw} (6 - 22 Uhr) / N_{Kfz} (6-22 Uhr)

G - N_{Lkw} (22 - 6 Uhr) / N_{Kfz} (22-6 Uhr)

H - $N_{Lkw}(h_{max})$ / $N_{Kfz}(h_{max})$

I - N_{Lkw} (6 -10 Uhr) / N_{Kfz} (6-10 Uhr)

J - N_{Lkw} (15 -19 Uhr) / N_{Kfz} (15-19 Uhr)

Tabelle 3: Statistik der erhobenen Verkehrsmenge und deren Zusammensetzung (LKW-Anteil) an den untersuchten Bundesstraßen

MP-Code	Stunde des max. N _{Kfz}	Kfz-Dichte in %					LKW-Anteil in %				
		A	B	C	D	E	F	G	H	I	J
101	16 - 17	93	7	9	25	30	15	11	9	19	9
102	17 - 18	91	9	8	23	28	19	16	8	25	12
103	17 - 18	93	7	9	23	30	8	8	3	10	5
104	16 - 17	91	9	9	24	29	9	4	6	11	5
105	17 - 18	90	10	8	20	30	7	3	4	10	4
106	16 - 17	91	9	9	21	32	9	4	6	12	6
107	16 - 17	93	7	9	22	31	14	17	10	18	8
108	7 - 8	93	7	9	28	30	15	14	10	16	11
109	16 - 17	94	6	9	25	31	13	7	9	14	9
110	16 - 17	94	6	9	22	32	14	13	6	16	9
111	16 - 17	94	6	9	25	31	10	9	5	12	5
112	16 - 17	92	8	9	24	30	11	7	5	14	6
113	7 - 8	93	7	9	26	27	10	6	6	11	7
114	17 - 18	94	6	10	23	33	7	3	3	8	5
\bar{x}	-	92.6	7.4	8.9	23.6	30.3	11.5	8.7	6.6	14.0	7.2
$\pm s$	-	1.34	1.34	0.5	2.1	1.6	3.57	4.8	2.44	4.5	2.5

A - N_{Kfz} (6-22 Uhr) / N_{Kfz} (24h)

B - N_{Kfz} (22- 6 Uhr) / N_{Kfz} (24h)

C - N_{Kfz} (h_{max}) / N_{Kfz} (24h)

D - N_{Kfz} (6-10 Uhr) / N_{Kfz} (24h)

E - N_{Kfz} (15-19 Uhr) / N_{Kfz} (24h)

F - N_{Lkw} (6-22 Uhr) / N_{Kfz} (6-22 Uhr)

G - N_{Lkw} (22- 6 Uhr) / N_{Kfz} (22- 6 Uhr)

H - N_{Lkw} (h_{max}) / N_{Kfz} (h_{max})

I - N_{Lkw} (6-10 Uhr) / N_{Kfz} (6-10 Uhr)

J - N_{Lkw} (15-19 Uhr) / N_{Kfz} (15-19 Uhr)

- In der Morgenstundengruppe 6 - 10 Uhr wurde hier $D = 23,5 \%$ (Sammelstraßen) bzw. $D = 23,6 \%$ (Bundesstraßen) für den Kfz-Anteil dieser Stundengruppen zum 24-h-Verkehrsaufkommen ermittelt. Nach 12 ist als Mittelwert der anteiligen Verkehrsmenge dieser Stundengruppe ein 16-h-Verkehrsaufkommen anzunehmen von $22,8 \%$.
Rechnet man den hier ermittelten Anteil von der 24-h-Verkehrsmenge auch um auf die 16-h-Verkehrsmenge, dann erhält man $D^* = 22 \%$ - also liegt auch hier wieder eine recht gute Übereinstimmung mit 12 vor.
- Für die Abendstundengruppe 15 - 19 Uhr wurde hier $E = 31 \%$ (Sammelstraßen) und $E = 30,3 \%$ (Bundesstraßen) für den Kfz-Anteil am 24-h-Verkehrsaufkommen ermittelt, umgerechnet auf das 16-h-Tages-Verkehrsaufkommen ergibt dies einen Verkehrsanteil $E = 33 \%$ für beide Straßenarten. Da der Generalverkehrsplan $E = 34 \%$ ausweist, liegt wieder eine recht gute Übereinstimmung vor.
Die beiden Straßenkollektive unterscheiden sich hauptsächlich im prozentualen Lkw-Anteil am Verkehrsaufkommen.
- Betrachtet man den ermittelten prozentualen Lkw-Anteil am 16-h-Tages- bzw. 8-h-Nachtverkehrsaufkommen bzw. am Verkehrsaufkommen von Tagesstundengruppen, dann fällt auf, daß der Lkw-Anteil bei Bundesstraßen durchweg etwa doppelt so hoch gegenüber dem bei Sammelstraßen ausfällt.
Besonders der Lkw-Anteil zur Nachtzeit ist bei Sammelstraßen mit 2% verschwindend gering gegenüber den $8,7 \%$ bei Bundesstraßen.

Als detaillierte Rechenvorschrift zu dem geplanten Verkehrslärmschutzgesetz [6] sind die "Richtlinien für den Lärmschutz an Straßen (RLS-81)" [5] erarbeitet worden.

Dort sind diejenigen maßgebenden Verkehrsstärken und Lkw-Anteile für unterschiedliche Straßengattungen tabelliert, die für Berechnungen des Verkehrsgeräusch-Emissionspegels nach der Anlage 1 des VLärmSchG zu verwenden sind; diese sollen mit den Verkehrsstärken und Lkw-Anteilen verglichen werden, die hier für

die Straßengattungen "Bundesstraße" und "Sammelstraße" ermittelt wurden. Dabei wird unterstellt, daß Sammelstraßen und Gemeindestraßen eine Straßenkategorie bilden.

Die Daten sind in der Tabelle 4 einander gegenübergestellt. Bezüglich der Verkehrsstärke liegt Übereinstimmung für die Tageszeit vor. Für die Nachtzeit haben die LIS-Erhebungen geringere Werte als nach der RLS-81 ergeben. Das würde bedeuten, daß bei Immissionsprognosen für die von der LIS untersuchten Straßenkollektive nach der RLS-81 für die Nachtzeit im Mittel etwas zu hohe Verkehrsaufkommen angenommen worden wären und somit auch zu hohe Verkehrsgeräuschimmissionen kalkuliert worden wären. Diese Tendenz würde durch die gegenüber den LIS-Ermittlungen ebenfalls höheren Lkw-Anteilsvorgaben der RLS-81 noch verstärkt.

5.2. Tagesgang der akustischen Meßwerte L_m , L_1 , L_{95}

Verursacht durch die zuvor diskutierten Tagesgänge der Verkehrsstärke und -zusammensetzung weisen natürlich auch die Verkehrsgeräusch-Emissionen tageszeitlich unterschiedliche Mittelungspegel auf. Die 24-h-Verläufe der akustischen Meßwerte L_m , L_1 und L_{95} sind für die von der LIS untersuchten Sammelstraßen in der Abbildung 4 und für die untersuchten Bundesstraßen in der Abbildung 5 dargestellt. Für jede Meßwertart ist der arithmetische Mittelwert \bar{L} sowie die zugehörige Standardabweichung s angegeben.

Auf den ersten Blick ist bei beiden Straßengattungen ein relativ gleichmäßiger Pegelverlauf während der Tageszeit (6 - 22 Uhr) und ein dazu vergleichsweise starker Pegelabfall zur Nachtzeit (22 - 6 Uhr) erkennbar.

Bei detaillierter Betrachtung werden Unterschiede zwischen den Tagesgängen der beiden Straßen-Kollektive deutlich:

1. Wie wegen des höheren Verkehrsaufkommens mit höherem Lkw-Anteil p sowie wegen der fast immer höheren, zulässigen Fahrgeschwindigkeit zu erwarten ist, liegen

Tabelle 4: Gegenüberstellung der durch die LIS erhobenen tageszeitlichen Verkehrsstärken M [Kfz/h] und Lkw-Anteile p [%] zu den nach [3, Tabelle 3] maßgebenden

Straßentyp	tags: 6 - 22 Uhr				nachts: 22 - 6 Uhr			
	RLS-81	M [Kfz/h] LIS	RLS	p [%] LIS	RLS-81	M [Kfz/h] LIS	RLS	p [%] LIS
Bundesstraße	0,06 DTV	0,06 DTV	20	11,5	0,011 DTV	0,0093 DTV	20	8,7
Gemeinde- bzw. Sammelstraße	0,06 DTV	0,06 DTV	10	6	0,011 DTV	0,009 DTV	3	2

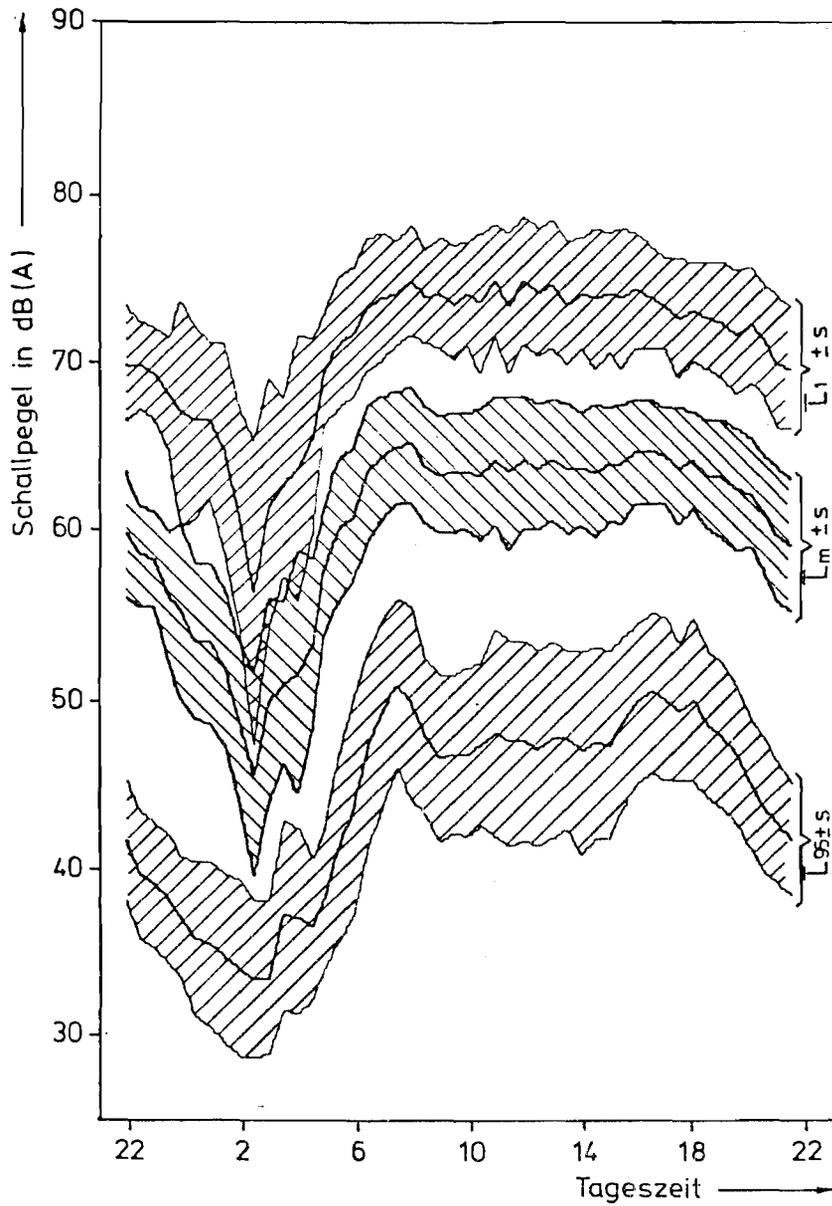


Abb. 4: 24-h-Tagesgang der arithmetischen Mittelwerte \bar{L}_1 , \bar{L}_m und \bar{L}_{95} sowie die jeweils zugehörige Standardabweichung s für alle Meßwerte L_m , L_1 , L_{95} an Sammelstraßen

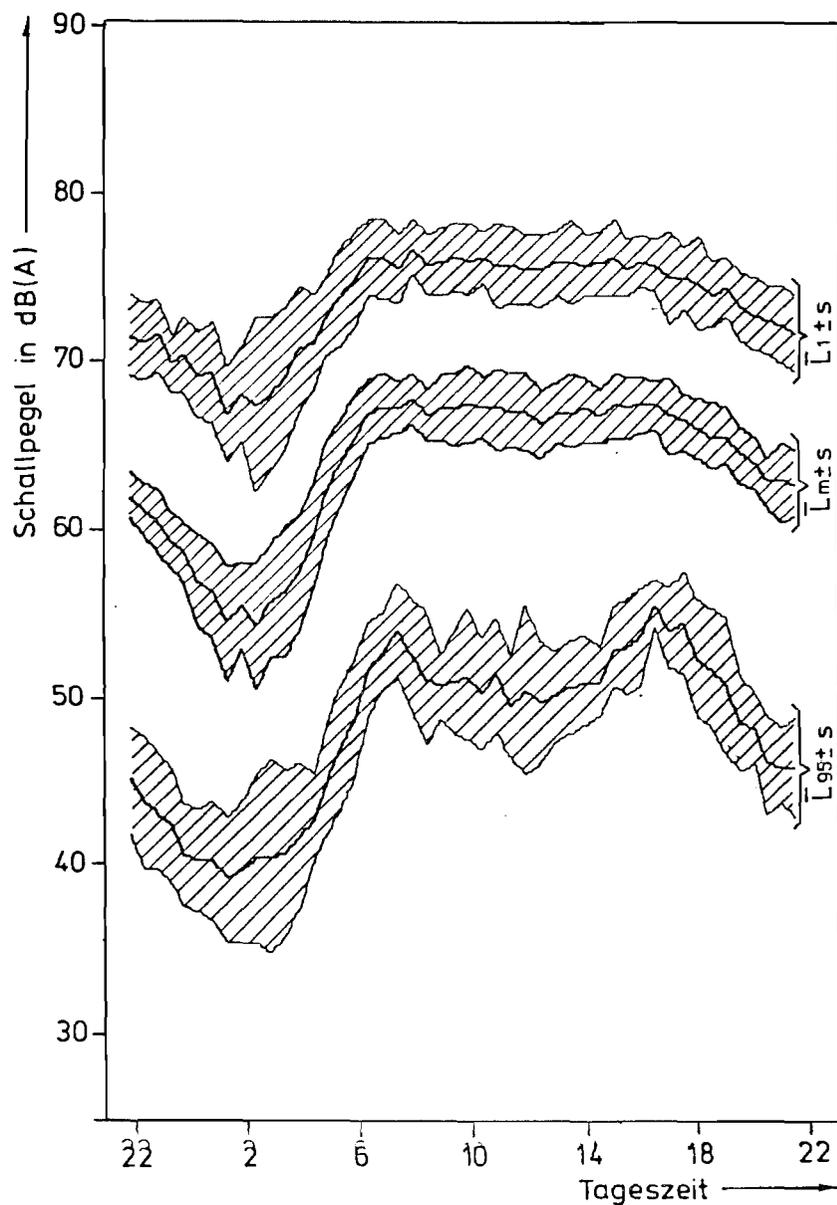


Abb. 5: 24-h-Tagesgang der arithmetischen Mittelwerte \bar{L}_1 , \bar{L}_m und \bar{L}_{95} sowie die jeweils zugehörige Standardabweichung s für alle Meßwerte L_m , L_1 , L_{95} an Bundesstraßen

die Meßwert-Kollektive an Bundesstraßen zahlenmäßig höher als die vergleichbaren an Sammelstraßen; dies zeigt sich sowohl für die Meßwerte einzelner Tagesstunden als auch für die 16-h-Tagesmittelungspegel und für die 8-h-Nachtmittelungspegel.

Tabelle 5: Mittelungspegel aus den Mittelwerten \bar{L}_m in dB(A) zur Tageszeit und zur Nachtzeit für die untersuchten Straßenskollektive a) Bundesstraßen und b) Sammelstraßen

Straßengattung	16-h- bzw. 8-h-Mittelungspegel aus den Mittelwerten L_m für	
	tags: 6 - 22 Uhr	nachts: 22 - 6 Uhr
Bundesstraße	67	60
Sammelstraße	63	55

2. Bildet man die Differenzen $\Delta L_{TN} = L_{m,T} - L_{m,N}$ der Tagesmittelungspegel $L_{m,T}$ und der Nacht-Mittelungspegel $L_{m,N}$ einerseits für Sammelstraßen und andererseits für Bundesstraßen, dann sind diese zahlenmäßig etwa gleich groß (Tabelle 5):

- a) Bundesstraßen: $\Delta L_{TN} = 7 \text{ dB(A)}$
- b) Sammelstraßen: $\Delta L_{TN} = 8 \text{ dB(A)}$.

Im Widerspruch dazu ist die Differenz von $\Delta L = 15 \text{ dB(A)}$ bzw. $\Delta L = 10 \text{ dB(A)}$ zu sehen, um die nach der Vornorm DIN 18005 [2] bzw. nach dem Normentwurf 4/82 für ein Baugebiet der Planungsrichtpegel für die Nacht niedriger angesetzt worden ist als für den Tag. Auch bei anderen Erhebungen an bestehenden Straßensituationen hat die LIS Differenzen "Tag-Nacht" ermittelt, die nur 7-9 dB(A) betragen [17, 25].

Aus den Tagesgängen ist die Zusatzinformation zu entnehmen, daß der Pegelverlauf zur Nachtzeit an Sammelstraßen einen kurzzeitigen stärkeren Pegelabfall aufweist (z.B. in der Zeit: 1 - 4 Uhr) als der für Bundesstraßen.

3. Sammelstraßen weisen zu den Zeiten des allgemeinen Berufsverkehrs in den Morgenstunden (4 - 8 Uhr) eine sehr plötzliche steile Zunahme des Mittelungspegels auf - im Mittel ist $L(4 - 8 \text{ Uhr}) = 11 \text{ dB(A)}$. In der Zeitspanne 2.30 - 8 Uhr steigt der Mittelungspegel im Mittel sogar um $L = 20 \text{ dB(A)}$ an.

Nach 9 Uhr sinkt der Mittelungspegel dann wieder ab und bleibt bis etwa 15.30 Uhr relativ konstant. Durch den Einsatz des abendlichen Berufsverkehrs (16 - 20 Uhr) steigt der Mittelungspegel an. Nach 23 Uhr sinkt der Mittelungspegel dann steil auf den niedrigen Nachtwert ab.

4. Bundesstraßen weisen zur Nachtzeit einen gleichmäßigeren Verlauf des Mittelungspegels auf als Sammelstraßen, da das Verkehrsaufkommen a) nicht so rasch nachläßt und b) zur Nachtmittage hin nicht so stark zurückgeht.
5. Die "lauteste Nachtstunde" ist bei den hier untersuchten Straßen-Kollektiven für Bundesstraßen in der frühen Morgenstunde 5 - 6 Uhr und für Sammelstraßen entweder zur gleichen Tageszeit oder in der ersten Nachtstunde 22 - 23 Uhr zu finden.

Der Mittelungspegel der "lautesten Nachtstunde" liegt um 3-5 dB(A) höher als derjenige über alle Nachtstunden.

6. Der Schwankungsbereich der A-Schallpegel in 25 m Abstand beträgt während der jeweils 20minütigen Messungen im Mittel $(\bar{L}_1 - \bar{L}_{95}) = 20 \dots 25 \text{ dB(A)}$ und kann im Einzelfall bis zu 40 dB(A) betragen.

5.3. Funktionale Zusammenhänge (Regression) zwischen den Meßwerten L_1 , L_5 , L_m , L_{50} , L_{95}

LAMURE [26, S. 104] gibt unter der Annahme, daß die Augenblickspegel normal verteilt vorliegen, Beziehungen zwischen dem energieäquivalenten Dauerschallpegel L_m , verschiedenen Prozentpegeln wie L_1 , L_{10} und L_{50} sowie der während einer Meßdauer ermittelten Standardabweichung s der gemessenen Augenblickswerte an:

für $s = 4$

$$L_1 = L_{50} + 2,35 s \approx L_{50} + 9 \quad (7)$$

$$L_{10} = L_{50} + 1,3 s \approx L_{50} + 6 \quad (8)$$

$$L_m = L_{50} + 0,11 s^2 \approx L_{50} + 2 \quad (9)$$

$$L_5 - L_{95} = 3,3 s \approx 13 \quad (10)$$

Für Verkehrsaufkommen mit $N_{Kfz}/h \geq 100$ kann nach LAMURE mit $s \approx 5$ und für mittlere Verkehrsaufkommen mit $s = 3 \dots 4$ gerechnet werden - setzt man $s = 4$, dann lassen sich die o.g. Korrekturzuschläge zum L_{50} angeben.

Den Literaturstellen [2, 3, 4, 5] sind keine Zusammenhänge zwischen Verkehrsparametern und Prozentpegeln oder Mittelungspegeln und Prozentpegeln zu entnehmen.

Anhand des hier vorliegenden Datenmaterials soll deshalb versucht werden, für unterschiedliche Meßwert-Kollektive den stochastischen Zusammenhang zu prüfen. Die Zusammenhänge zwischen bestimmten Meßwert-Kollektiven sind in den Abbildungen 6 und 7 graphisch dargestellt, wobei aus den Punktwolken der Einzelkorrelogramme schon Trends ablesbar werden. Die stochastischen Zusammenhänge werden hier nach bekannten Methoden der Statistik [27] mit Hilfe der Korrelation und der Regression untersucht.

Für die Korrelations-Analyse wurde der Produktmoment-Korrelationskoeffizient R geschätzt, der ein Maß für den Grad des Zusammenhanges zwischen zwei gleichwertigen Zufallsvariablen

einer Stichprobe darstellt.

Durch eine Regressions-Analyse wurde geprüft, welcher Zusammenhang zwischen zwei einander zugeordneten Meßwert-Kollektiven existiert. Dabei wird angestrebt, der beobachteten Punktwolke eines Korrelogrammes eine Regressionsgleichung anzupassen, die es gestattet, aus beliebigen Werten der einen Meßwertart, die dann als unabhängige Einflußgröße gilt, die zugehörigen Werte der anderen Meßwertart zu schätzen, die dann als abhängige Zielgröße bezeichnet wird.

Im einfachsten Fall kann die Gleichung einer Geraden

$$y = a + b \cdot x \quad \begin{array}{l} y = \text{Zielgröße} \\ x = \text{Einflußgröße} \end{array}$$

den funktionalen Zusammenhang zwischen Meßwertpaaren beschreiben (lineare Regression).

Die Betrachtung der Punktwolken in den Korrelogrammen läßt vermuten, daß hier weitgehend lineare Zusammenhänge zwischen den Meßwert-Paaren vorliegen. Die Parameter a und b wurden hier nach der Methode der kleinsten Quadrate (Maximum-Likelihood-Methode) geschätzt.

Als Maß für den linearen Zusammenhang wird zu jedem Korrelogramm der Korrelationskoeffizient R angegeben.

Als ein Maß dafür, wie stark die Abhängigkeit der Zielgröße von der Einflußgröße ist, kann das Bestimmtheitsmaß $B = R^2$ verwendet werden. Liegen alle Werte auf der Regressionsgeraden, so gilt $B = 1$. Liegt ein $B = R^2 = 0,9^2 = 0,81$ vor, dann können 81 % der Gesamtstreuung aus der Variation der Einflußgröße durch lineare Regression interpretiert werden.

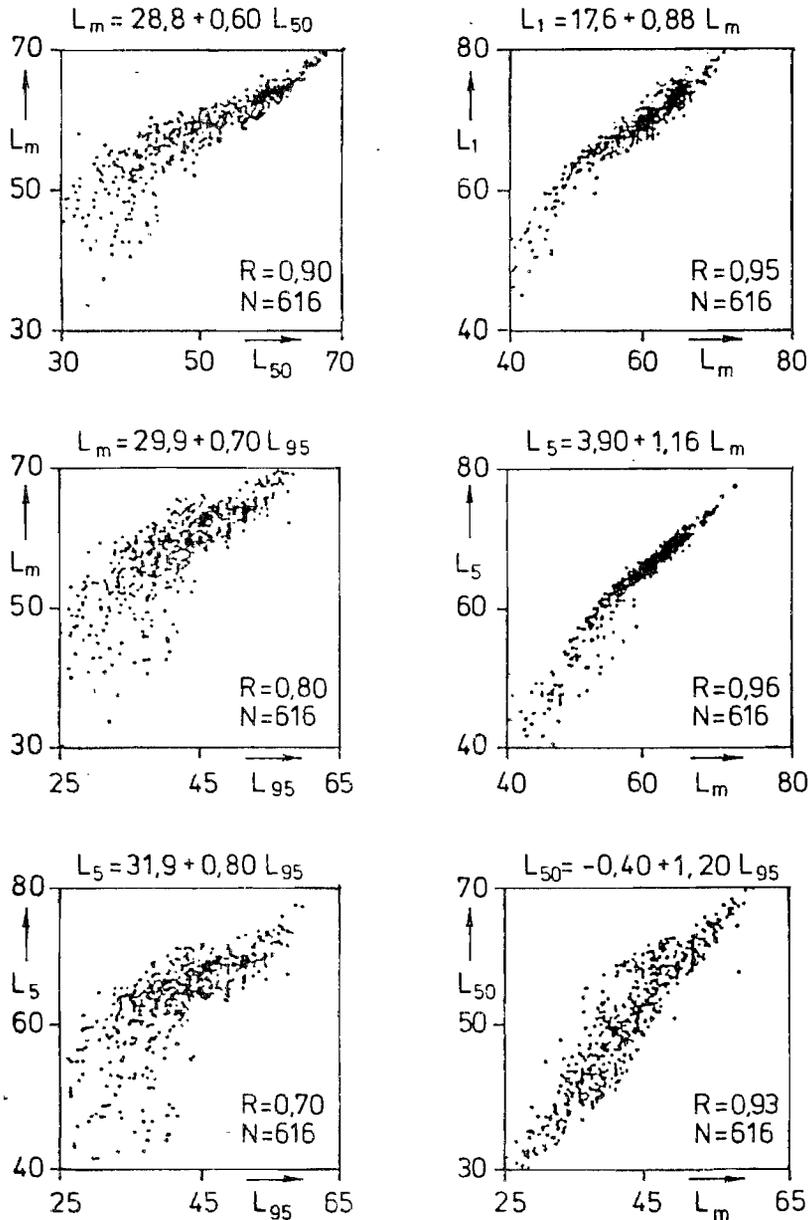


Abb. 6: Korrelogramme, Korrelationskoeffizienten R und Regressionsgeraden $y = a + bx$ für Wertepaare von akustischen Meßwerten an Sammelstraßen

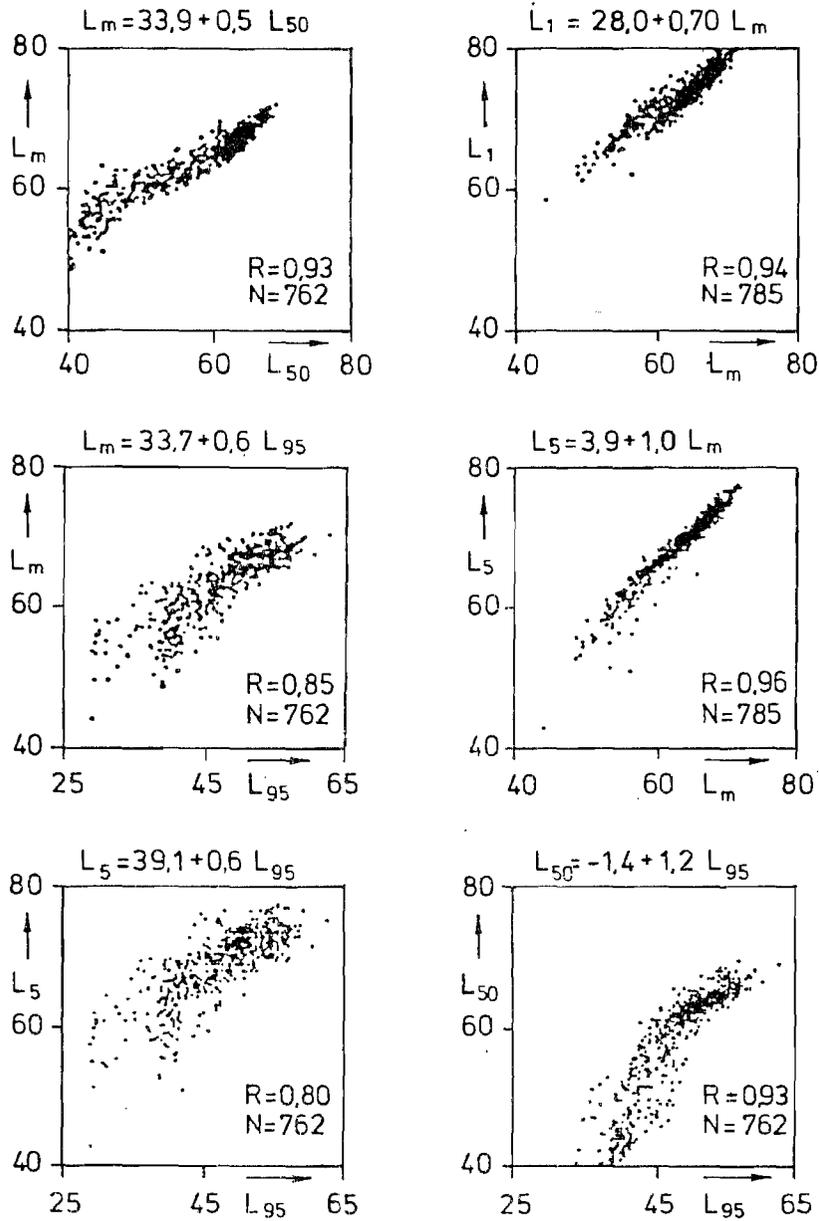


Abb. 7: Korrelogramme, Korrelationskoeffizienten R und Regressionsgeraden $y = a + bx$ für Wertepaare von akustischen Meßwerten an Bundesstraßen

Es liegen hier nicht Stichproben aus zwei Grundgesamtheiten vor, sondern eine Stichprobe des Umfanges N aus einer bivariablen Verteilung. Jedes Element der Verteilung besteht aus einem Wertepaar. Bei dieser Analyse handelt es sich auch um Wertepaare, die auch durch zeitlich direkt aufeinanderfolgende Messungen von je 20 Minuten Dauer ermittelt wurden. Es kann deshalb nicht generell vorausgesetzt werden, daß alle N Wertepaare voneinander unabhängig sind.

Alle im Rahmen dieser Untersuchung für miteinander verknüpfte Meßwert-Paare ermittelten Korrelogramme mit ihren Analysedaten sind für Sammelstraßen in der Abbildung 6 und für Bundesstraßen in der Abbildung 7 zusammengefaßt.

Aufgrund der schmalen, positiven Punktwolkenverteilung und aufgrund der hohen Korrelationskoeffizienten ($R \geq 0,9$) ist für Sammelstraßen der lineare Zusammenhang zwischen den Wertepaaren

$$L_1 = 17,6 + 0,88 L_m \quad (11)$$

$$L_5 = 3,90 + 1,16 L_m \quad (12)$$

$$L_{50} = -0,4 + 1,20 L_{95} \quad (13)$$

$$L_m = 28,8 + 0,60 L_{50} \quad (14)$$

besonders gut, während der lineare Zusammenhang zwischen den Wertepaaren

$$L_m = 29,9 + 0,70 L_{95} \quad (15)$$

$$L_5 = 31,9 + 0,80 L_{95} \quad (16)$$

sich als schlechter erweist ($R \leq 0,8$).

Auch für Bundesstraßen erweisen sich die gleichen Wertepaar-Kombinationen wie bei Sammelstraßen als hoch korreliert ($R \geq 0,93$):

$$L_1 = 28,0 + 0,70 L_m \quad (17)$$

$$L_5 = 3,9 + 1,0 L_m \quad (18)$$

$$L_{50} = -1,4 + 1,2 L_{95} \quad (19)$$

$$L_m = 33,9 + 0,5 L_{50} \quad (20)$$

bzw. als weniger gut korreliert ($R = 0,85$):

$$L_m = 33,7 + 0,6 L_{95} \quad (21)$$

$$L_5 = 39,1 + 0,6 L_{95} \quad (22).$$

Neben den in den Abbildungen 5 und 6 beispielhaft dargestellten Zusammenhängen sind die in der Tabelle 6 aufgeführten Regressions- und Korrelationsparameter für häufig relevante akustische Meßwert-Paare ermittelt worden. Der Vollständigkeit halber sind dort sowohl die Regressionsgeraden $Y = a + b_{yx} \cdot X$ als auch $X = a + b_{xy} \cdot Y$ aufgeführt. Neben den Korrelationskoeffizienten R verwendet man zur Kennzeichnung der Güte der funktionalen Abhängigkeit der Regression von y auf x bzw. von x auf y häufig auch den Winkel α zwischen diesen beiden Regressionsgeraden. Der Winkel α zwischen diesen beiden Regressionsgeraden ist umgekehrt proportional dem Regressionskoeffizienten R , d.h. je größer R desto kleiner α :

$$\alpha = 0^\circ \leftrightarrow |R| = 1$$

$$\alpha = 90^\circ \leftrightarrow |R| = 0.$$

Die bekannten Verkehrsgeräusch-Prognosemodelle gestatten nur, den Mittelungspegel L_m zu berechnen. Mit Hilfe der in der Tabelle 6 angegebenen Beziehung wird hier die Möglichkeit eröffnet, für Sammel- und für Bundesstraßen sowie für alle anderen Straßengattung, die der einen oder der anderen hier untersuchten Straßengattung zugeordnet werden können, zusätzlich zum Mittelungspegel L_m auch Näherungs-Aussagen über die jeweils zu erwartenden Prozentpegel L_1 (seltene Spitzenpegel), L_5 (häufige Spitzenpegel) und L_{95} (fast ständig vorhandener Hintergrundgeräuschpegel) vornehmen zu können.

Tabelle 6: Zusammenstellung der hier ermittelten Korrelations- und Regressions-Parameter für die zur Kennzeichnung von Verkehrsgeräusch-Emissionen und -Immissionen gebräuchlichen Meßwerte

a) für Sammelstraßen und b) für Bundesstraßen

Sammelstraßen			Bundesstraßen		
L_m/L_5	$L_m = 7,5 + 0,80 L_5$ $L_5 = -3,90 + 1,16 L_m$	N=616 R=0,96 $\alpha=2,2^\circ$	L_m/L_5	$L_m = 1,1 + 0,9 L_5$ $L_5 = 3,9 + 1,0 L_m$	N=785 R=0,96 $\alpha=2,1^\circ$
L_m/L_1	$L_m = -12,6 + 1,03 L_1$ $L_1 = 17,6 + 0,88 L_m$	N=616 R=0,95 $\alpha=2,8^\circ$	L_m/L_1	$L_m = -27,2 + 1,2 L_1$ $L_1 = 28,0 + 0,7 L_m$	N=785 R=0,94 $\alpha=3,4^\circ$
L_m/L_{50}	$L_m = 28,8 + 0,6 L_{50}$ $L_{50} = -30,3 + 1,4 L_m$	N=616 R=0,90 $\alpha=5,4^\circ$	L_m/L_{50}	$L_m = 33,9 + 0,5 L_{50}$ $L_{50} = -50,3 + 1,7 L_m$	N=762 R=0,93 $\alpha=3,3^\circ$
L_{95}/L_{50}	$L_{95} = 5,8 + 0,7 L_{50}$ $L_{50} = -0,4 + 1,2 L_{95}$	N=616 R=0,93 $\alpha=3,9^\circ$	L_{95}/L_{50}	$L_{95} = 7,4 + 0,7 L_{50}$ $L_{50} = -1,4 + 1,2 L_{95}$	N=762 R=0,93 $\alpha=4,0^\circ$
L_m/L_{95}	$L_m = 29,9 + 0,7 L_{95}$ $L_{95} = -13,4 + 1,0 L_m$	N=616 R=0,80 $\alpha=12,3^\circ$	L_m/L_{95}	$L_m = 33,7 + 0,6 L_{95}$ $L_{95} = -26,4 + 1,2 L_m$	N=762 R=0,85 $\alpha=8,6^\circ$
L_{95}/L_5	$L_{95} = -4,4 + 0,7 L_5$ $L_5 = 31,9 + 0,8 L_{95}$	N=616 R=0,70 $\alpha=16,7^\circ$	L_{95}/L_5	$L_{95} = -23,5 + 1,0 L_5$ $L_5 = 39,1 + 0,6 L_{95}$	N=762 R=0,8 $\alpha=12^\circ$

Die Kenntnis der Prozentpegel ist bedeutsam

- bei Aussagen über Schlafstörungen (L_1) sowie bei der Dimensionierung von Schallschutzfenstern [8]
- bei der Messung von Emittenten, bei denen Straßenverkehrsgeräuschemissionen als Fremdgeräusch stören und umgekehrt (L_{95})
- bei Abschätzung der ständig vorhandenen Grundgeräuschbelastung im Einwirkungsbereich von Straßen (L_{95}).

5.4. Funktionale Zusammenhänge zwischen dem Verkehrsaufkommen und akustischen Meßwerten

Mit Hilfe der zuvor skizzierten Methoden der Korrelations- und der Regressionsanalyse wurde auch der Zusammenhang zwischen den erhobenen Verkehrsaufkommen und den synchron gemessenen akustischen Meßwerten L_1 , L_m und L_{95} für die beiden Straßengattungen "Sammelstraße" und "Bundesstraße" ermittelt. In der Abbildung 8 sind die Daten der Regressions-Analyse für Sammelstraßen und in der Abbildung 9 diejenigen für Bundesstraßen dargestellt.

Auch hier ist auf die zuvor schon erläuterten Einschränkungen bezüglich der Unabhängigkeit der Stichproben untereinander hinzuweisen.

Da in allen Rechenmodellen das auf die Stunde bezogene Verkehrsaufkommen verwendet wird, wurde auch hier das während einer 20minütigen akustischen Messung gezählte Verkehrsaufkommen auf die Stunde hochgerechnet. Ebenso wurde von der Vorkennntnis Gebrauch gemacht, daß die akustischen Meßwerte proportional dem logarithmierten Verkehrsaufkommen N_{Kfz}/h ansteigen. Die ermittelten funktionalen Zusammenhänge zwischen dem stündlichen Verkehrsaufkommen und den untersuchten akustischen Meßwerten sind in den Abbildungen 7 und 8 zusammen mit den Korrelationskoeffizienten R aufgeführt.

Für den Straßentyp Sammelstraße zeigt sich sowohl anhand des ho-

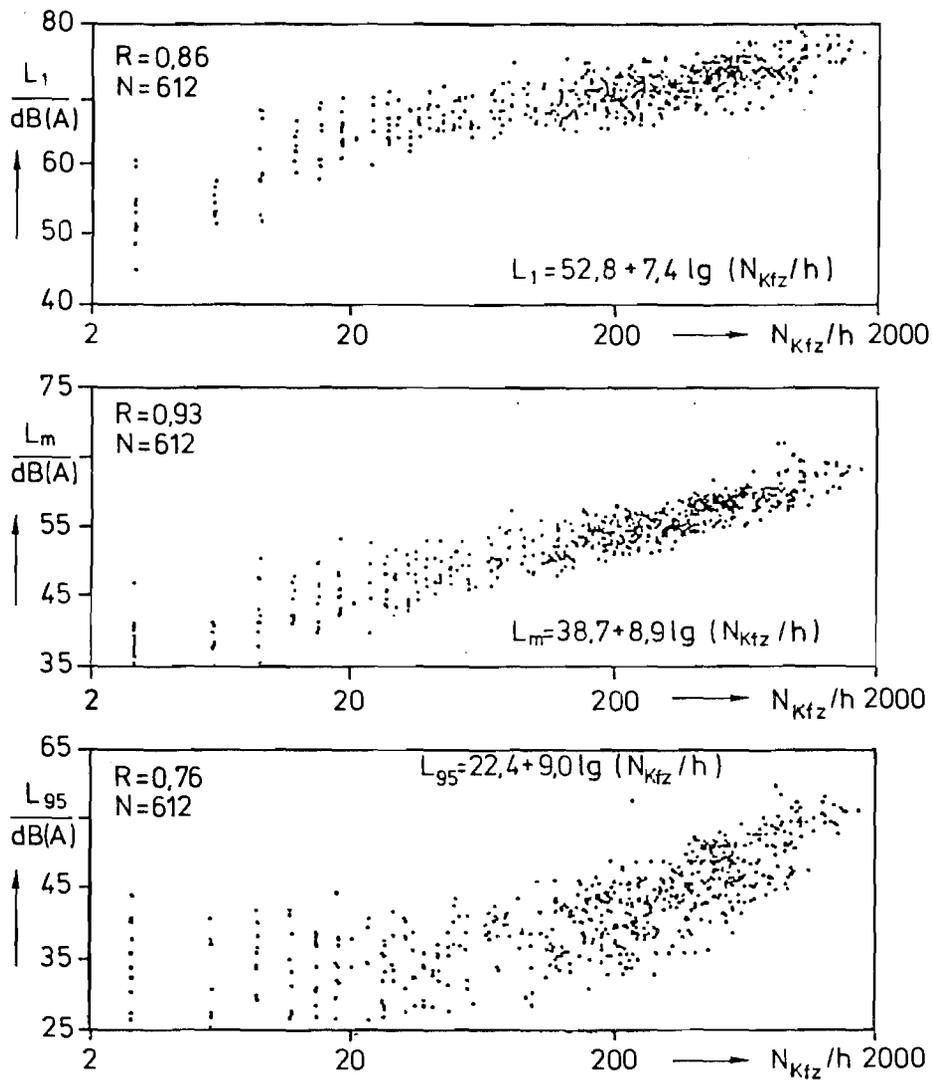


Abb. 8: Regressionsgeraden und Regressionskoeffizienten R für den Zusammenhang zwischen den stündlichen Verkehrsaufkommen N_{Kfz}/h und synchron erhobenen Meßwerten L_m , L_1 und L_{95} für Sammelstraßen

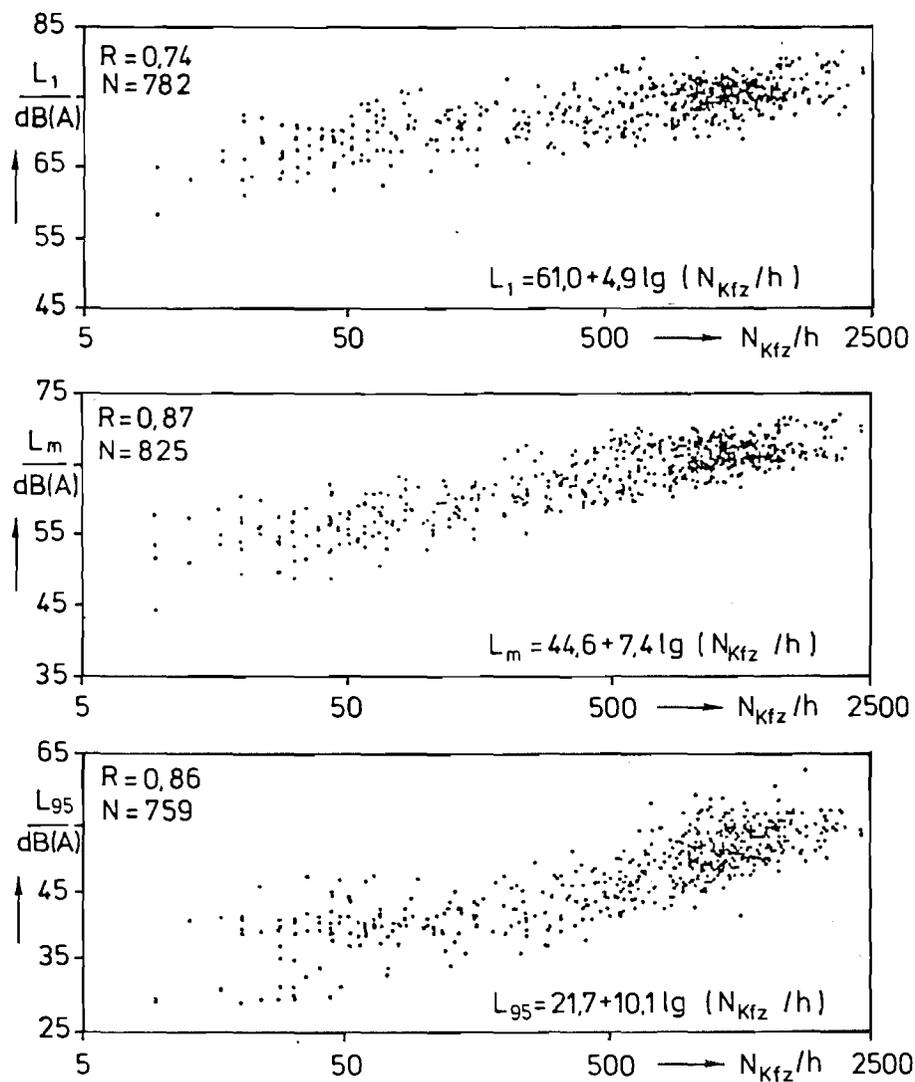


Abb. 9: Regressionsgeraden und Regressionskoeffizienten R für den Zusammenhang zwischen den stündlichen Verkehrsaufkommen N_{Kfz}/h und synchron erhobenen Meßwerten L_m , L_1 und L_{95} für Bundesstraßen

hen Korrelationskoeffizienten $R = 0,93$ als auch anhand des schmalen Verlaufes der Punktwolke über den gesamten Bereich der Verkehrszählergebnisse, daß ein guter funktionaler Zusammenhang zwischen der Verkehrsmenge N_{Kfz}/h und dem Mittelungspegel L_m vorliegt:

$$L_m = 38,7 + 8,9 \log (N_{\text{Kfz}}/h) \quad \text{in dB(A)}, \quad N \geq 1 \quad (23).$$

Das bedeutet, daß für Sammelstraßen und alle damit vergleichbaren Straßengattungen der Geräuschemissions-Mittelungspegel L_m bei bekannten Verkehrsaufkommen N_{Kfz}/h und für Verkehrsgeschwindigkeiten

$$40 \text{ km/h} \leq v \leq 60 \text{ km/h}$$

nach der obigen Beziehung geschätzt werden kann.

Der Prozentpegel L_1

$$L_1 = 52,8 + 7,4 \log (N_{\text{Kfz}}/h) \quad \text{in dB(A)} \quad N \geq 1 \quad (24)$$

ist ebenfalls bei dem Korrelations-Koeffizienten $R = 0,86$ für Verkehrsaufkommen $N_{\text{Kfz}}/h \geq 100$ gut zu schätzen. Bei kleineren Verkehrsaufkommen wird der Prozentpegel L_1 nach der hier angegebenen Beziehung teilweise unterschätzt.

Der Korrelationskoeffizient ist für den stochastischen Zusammenhang zwischen den gewählten Verkehrsaufkommen N_{Kfz}/h und den synchron gemessenen Prozentpegeln L_{95} mit $R = 0,76$ schlechter als bei den zuvor diskutierten Zusammenhängen. Das Streuband der Punktwolke weist in diesem Fall etwa bei $N_{\text{Kfz}}/h = 200$ einen Knick auf. Es muß vermutet werden, und die gemessenen niedrigen Werte für den Prozentpegel L_{95} untermauern dies, daß hier bei sehr geringem Verkehrsaufkommen nicht mehr nur der den untersuchten Straßen zuzuordnende L_{95} gemessen wurde, sondern auch das nicht einer bestimmten Geräuschquelle zuzuordnende Hintergrundgeräusch. Deshalb wurden hier diejenigen Meßwert-Kollektive, die allein bei Verkehrsaufkommen $N_{\text{Kfz}}/h = 200$ erhoben worden waren, getrennt analysiert - ihre Stichprobenmächtigkeit beträgt dann nur noch

$N = 360$. Für Verkehrssituationen mit mehr als 200 Kfz/h kann dann der folgende Zusammenhang quantifiziert werden:

$$\begin{aligned} L_{95} &= -0,89 + 17,8 \log (N_{\text{Kfz}}/\text{h}) \text{ in dB(A)} \\ R &= 0,72 \\ \alpha &= 1,6^{\circ}. \end{aligned} \quad (25)$$

Für den Straßentyp "Bundesstraße" zeigt sich - wie schon zuvor bei den Sammelstraßen -, daß der Mittelungspegel L_m am besten ($R = 0,87$), aber schon schlechter als bei den Sammelstraßen, mit der Verkehrsstärke korreliert:

$$L_m = 44,6 + 7,4 \log (N_{\text{Kfz}}/\text{h}) \text{ in dB(A)} \quad (26).$$

Auch der Zusammenhang zwischen der gezählten Verkehrsstärke N_{Kfz}/h und den Meßwerten L_{95} zeigt einen qualitativ ähnlichen korrelativen Zusammenhang ($R = 0,86$):

$$L_{95} = 21,7 + 10,1 \log (N_{\text{Kfz}}/\text{h}) \text{ in dB(A)} \quad (27).$$

Die Breite der Punktwolke in dem zugehörigen Korrelogramm ist bei Verkehrsstärken $N_{\text{Kfz}}/\text{h} < 200$ recht groß, so daß die Schätzung des Prozentpegels L_{95} im Einzelfall dann recht ungenau ausfallen kann.

Der korrelative Zusammenhang zwischen der Verkehrsstärke N_{Kfz}/h und dem Prozentpegel L_1 ist für Bundesstraßen deutlich schlechter als bei den übrigen betrachteten Meßwerten ($R = 0,74$). Der Prozentpegel L_1 nimmt mit wachsendem Verkehrsaufkommen deutlich weniger zu als dies bei den untersuchten Sammelstraßen der Fall ist.

Als Ursache dafür können im Vergleich zu Sammelstraßen der gleichmäßigere Verkehrsfluß bei durchweg höheren Fahrgeschwindigkeiten sowie der auch bei niedrigeren Verkehrsaufkommen höhere Lkw-Anteil wirksam werden.

Die vielfach verwendeten Immissions-Prognosemodelle [2, 3, 4, 5] für Straßenverkehrsgeräusche ermöglichen lediglich die Berechnung des Mittelungspegels L_m aus dem maßgebenden Verkehrsaufkom-

men und dessen Zusammensetzung unter Berücksichtigung der mittleren Fahrgeschwindigkeit sowie der im konkreten Fall relevanten Straßenparameter. Mit Hilfe der hier ermittelten funktionalen Zusammenhänge können nur zusätzlich zu dem Mittelungspegel auch die Prozentpegel L_1 und L_{95} für Straßentypen geschätzt werden, die den hier untersuchten Straßengattungen gleichen. Diese Zusammenhänge sind nur auf solche Situationen übertragbar, in denen freifließender Verkehr mit den folgenden Fahrgeschwindigkeitsbereichen und Straßen ohne Steigungen vorliegen:

- Bundesstraßen: $70 \text{ km/h} \leq v \leq 100 \text{ km/h}$
- Sammelstraßen: $40 \text{ km/h} \leq v \leq 60 \text{ km/h}$.

Die Schätzergebnisse können für geringe Verkehrsstärken $N_{\text{Kfz}}/h \leq 400$ im Einzelfall genauer ausfallen als für hohe Verkehrsstärken $N_{\text{Kfz}}/h > 500$.

5.5. Vergleich der gemessenen Mittelungspegel mit den aus der Verkehrsstärke berechneten Mittelungspegeln

Der vorliegende Entwurf [6] des Gesetzes zum Schutz gegen Verkehrslärm an Straßen und Schienenwegen sieht vor, daß sowohl für geplante als auch für bestehende öffentliche Straßen der zum Vergleich mit den Immissions-Grenzwerten heranzuziehende Mittelungspegel L_m nur noch nach dem vorgegebenen Rechenmodell und nicht mehr durch Messungen zu ermitteln ist. Der Bundesminister für Verkehr hat mit der Einführung (20. Juli 1981) der RLS-81 [5] für Bundesfernstraßen den Obersten Straßenbaubehörden der Länder auch für ihren Zuständigkeitsbereich empfohlen, im Interesse einer einheitlichen Handhabung die Durchführung lärmtechnischer Untersuchungen künftig nur noch auf der Basis von Geräuschemissionsberechnungen vorzusehen.

Den Städten und Gemeinden ist im Rahmen der Genehmigungsverfahren in der konkreten Bauleitplanung zur Feststellung der durch den Verkehr verursachten Geräuschemissionen und -immissionen ebenfalls ein Rechenverfahren empfohlen; es handelt sich hierbei um das in [2] beschriebene Verfahren. Dabei kann das im Entwurf 4/76 beschriebene Modell gegenüber demjenigen der Vornorm

vom Mai 1971 als das detailliertere und dem aktuellen Wissensstand angepaßte Verfahren angesehen werden - jedoch wird auch dies zur Zeit noch überarbeitet.

Bei vorhandenen Verkehrs- und Bebauungssituationen kann diese Vorgehensweise jedoch nur dann als sinnvoll angesehen werden, wenn der durch das Rechenmodell ermittelte Kennzeichnungswert ähnlich zutreffend eine konkrete Immissionsssituation zu beschreiben vermag wie die mit Hilfe einer repräsentativ vorgenommenen Immissionsmessung ermittelte Immissions-Kenngröße [13].

Rechenverfahren sind ganz allgemein als Ersatzverfahren für meßtechnische Untersuchungen anzusehen. Der Vorteil jeder Geräuschemessung besteht darin, daß vor Ort alle vorhandenen Einflußgrößen auf die Geräuschestehung und -ausbreitung (Verhalten des einzelnen Fahrzeugführers, Fahrbahndeckeneffekte, Abschirmung/Reflexion z.B. durch parkende Kfz usw.) vollständig erfaßt werden können. Die funktionalen Zusammenhänge von Rechenmodellen beruhen im allgemeinen immer auf "mittleren Zusammenhängen", die meist aus einer großen Zahl von Messungen an vielen Orten und mit vielen unterschiedlichen Randbedingungen abgeleitet worden sind, wobei es durchaus denkbar ist, daß ein so bestimmter "mittlerer Zusammenhang" letztendlich keine Einzelsituation mehr genügend exakt zu beschreiben vermag.

Wenn aber das Ersatzverfahren "Rechenmodell" auf konkrete Real-situationen anzuwenden ist, dann muß auch die Frage nach der Qualität dieses Ersatzverfahrens gestellt werden. Als ein Maß für die Qualität des Ersatzverfahrens kann die Differenz definiert werden, die sich hier bei korrektem Vorgehen in der konkreten Immissionsssituation zwischen dem tatsächlich gemessenen und dem berechneten Immissions-Mittelungspegel ergibt.

Da im Rahmen dieser Erhebungen sowohl akustische Meßergebnisse als auch die örtlichen Straßen- und Verkehrseinflußgrößen erhoben worden sind, bot es sich geradezu an, Mittelungspegel nach den zuvor benannten Rechenmodellen zu berechnen und den Unterschied zu dem jeweils real gemessenen Mittelungspegel zu ermitteln. Diese Überprüfung beschränkt sich hier auf den denkbar einfachsten

Fall, da aufgrund der Erhebungsrandbedingungen ja nur bei freifließendem Verkehr die Ermittlung des Verkehrsgeräusch-Emissionspegels in 25 m von der Mitte der nächstgelegenen Fahrbahn unter Ausschluß aller störenden Einflußparameter vorgenommen worden war.

Doch zunächst seien die Rechenmodelle kurz beschrieben:

- Nach [5] kann bei detaillierter Kenntnis der Verkehrsstärke, der Verkehrszusammensetzung und der Fahrgeschwindigkeit die Berechnung des Emissionspegels $L_{m,E}$ wie folgt vorgenommen werden:

$$L_{m,E} = L_{Pkw} + 10 \log [M(1+R \cdot p)] + \Delta L_{Str0} + \Delta L_K + \Delta L_{Stg} \quad (28)$$

dabei sind:

$$L_{Pkw} = 27,2 + 10 \log [1 + (0,02 v_{Pkw})^3] \quad (29)$$

$$R = \frac{10^{0,1(L_{Lkw} - L_{Pkw})} - 1}{100} \quad (30)$$

$$L_{Lkw} = 22,6 + 12,5 \cdot \log(v_{Lkw}) \quad (31).$$

Es bedeuten:

- M - maßgebende Verkehrsstärke in Kfz/h
- p - Anteil (%) der Lkw über 2,8 t zul. Gesamtgewicht
- v_{Pkw}, v_{Lkw} - Fahrgeschwindigkeit der Pkw bzw. Lkw in km/h
- ΔL_{Str0} - Korrektur für unterschiedliche Straßenoberflächen (-0,5...+4 dB(A))
- ΔL_K - Korrektur für erhöhte Störwirkung an signalgesteuerten Kreuzungen und Einmündungen (+1,0...+3 dB(A))
- ΔL_{Stg} - Zuschlag für Steigungen (+0,6...3 dB(A)) .

Bei den Erhebungen lagen hier nicht geriffelte Gußasphaltoberflächen ($\Delta L_{\text{Str}0} = 0$), keine Lichtsignalanlagen in Entfernungen = 100 m ($\Delta L_K = 0$) und keine Steigungen ($\Delta L_{\text{Stg}} = 0$) vor.

Für Straßen mit 2 bzw. 3 Fahrstreifen wurde der Wert $L_{m,E}$ um 0,5 dB(A) erhöht und der Bezugsabstand auf die Straßenmitte bezogen.

- Nach [3] kann der Mittelungspegel $L_{m,E}$ nach der folgenden Beziehung berechnet werden:

$$L_{m,E} = 10 \log [10^{0,1 L_m(\text{Pkw})} + 10^{0,1 L_m(\text{Lkw})}] \quad (32)$$

dabei sind:

$$L_m(\text{Pkw}) = 30 \log v_{\text{Pkw}} + 10 \log n_{\text{Pkw}} - 23,5 \quad (33)$$

$$L_m(\text{Lkw}) = 20 \log v_{\text{Lkw}} + 10 \log n_{\text{Lkw}} + 11,5 \quad (34).$$

Es bedeuten:

- n_{Pkw} - maßgebende Anzahl der stündlich vorbeifahrenden Pkw
 $v_{\text{Pkw}}, v_{\text{Lkw}}$ - Fahrgeschwindigkeit der Pkw bzw. Lkw in km/h
 n_{Lkw} - maßgebende Anzahl der stündlich vorbeifahrenden Lkw.

Die Berechnungsverfahren nach [3], [4] und [5] sollten möglichst untereinander abgestimmt sein, um eine einheitliche Vorgehensweise bewirken zu können. Die Berechnungsverfahren nach [4] und [5] sind inzwischen aufeinander abgestimmt worden; hier soll deshalb noch untersucht werden, welches der beiden Prognosemodelle - [3] oder [5] - am besten den gemessenen akustischen Kenngrößen nahekommt.

Die Untersuchung auf Unterschiede zwischen Meßwerten und Rechenwerten sind hier für beide Straßengattungs-Kollektive getrennt vorgenommen worden. Da unterschiedliche verkehrliche Bedingungen und unterschiedliche Zustände der Fahrbahnoberfläche in die Messung immer voll eingehen - im Rechenmodell aber, möglicherweise ungerechtfertigt, keine volle Berücksichtigung finden, sind hier die in der Tabelle 7 aufgelisteten Teil-Kollektive gebildet worden, wobei dafür dann die angegebenen Stichprobenumfänge verfügbar waren.

Gebildet und weiter untersucht wurden die jeweiligen Mittelungspegeldifferenzen

$$\Delta L = \text{Meßwert } [L_m] - \text{Rechenwert } [L_m] \quad (35).$$

Tabelle 7: Teil-Kollektive der Vergleichsuntersuchung "Meßwert ./ . Rechenwert" und Stichprobenumfang N

Teilkollektiv	Stichprobenumfang N	
	Sammelstraße	Bundesstraße
Gesamt-Kollektiv	612	625
Teil-Kollektiv $N_{\text{Kfz}}/20' \geq 25$	473	691
Teil-Kollektiv $N_{\text{Kfz}}/20' < 25$	139	134
Teil-Kollektiv "Fahrbahn trocken"	443	724
Teil-Kollektiv "Fahrbahn naß"	169	101

Die Differenzwerte der Mittelungspegel lagen in 0,5-dB-Klassen klassiert vor. Aus den in aufsteigender Wertefolge geordneten ΔL -Verteilungen wurden die relativen Summenhäufigkeiten $p(\Delta L)$ gebildet.

Die Abbildung 10 stellt die relativen Summenhäufigkeiten $p(\Delta L)$ für das untersuchte Straßenkollektiv "Sammelstraße" und die Abbildung 11 diejenige für das Kollektiv "Bundesstraße" dar, und zwar in beiden Fällen getrennt nach den Berechnungsarten gemäß [3] und [5].

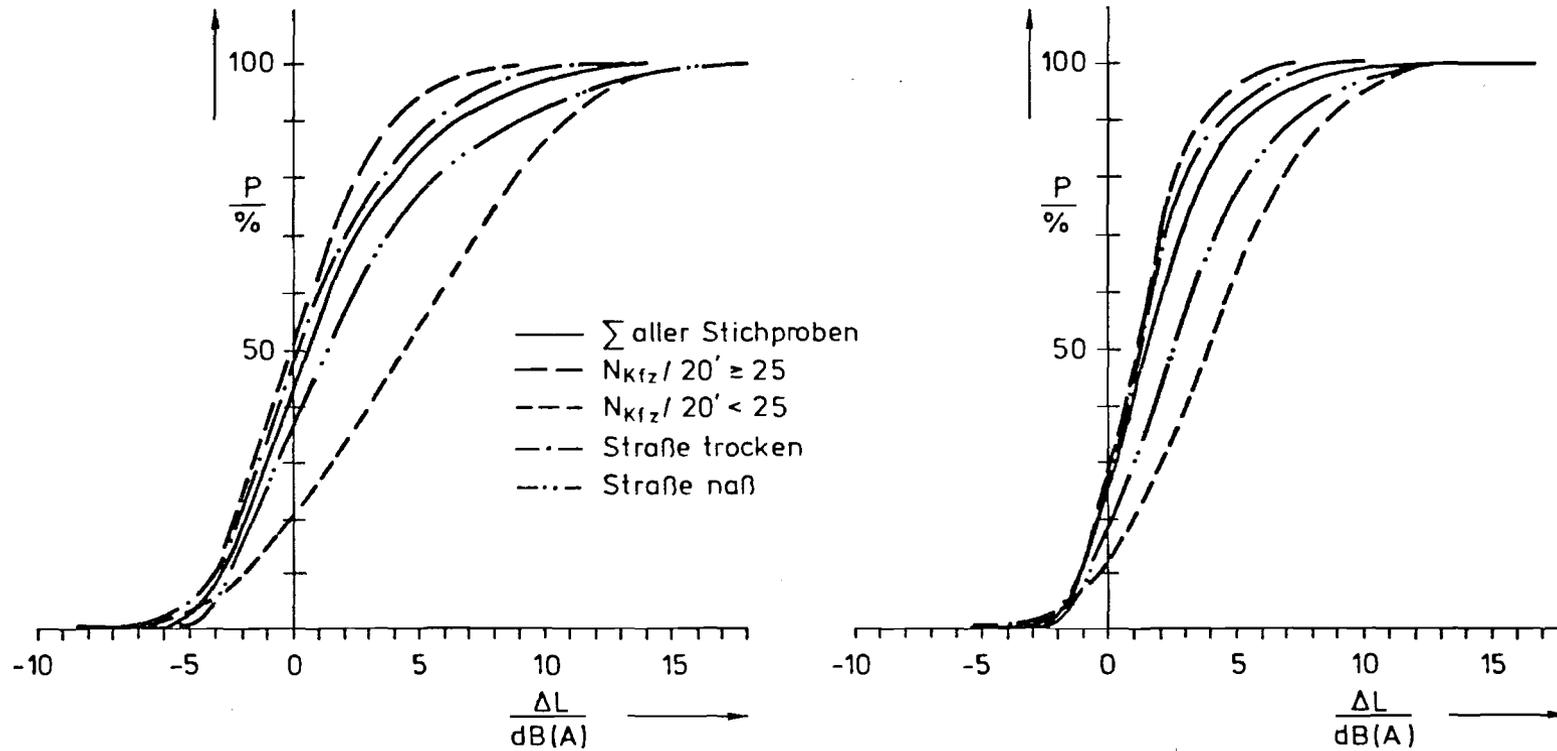


Abb. 10: Relative Summenhäufigkeit $p(\Delta L)$ der Differenzen
 $\Delta L = \text{Meßwert } L_{m,20'} - \text{Rechenwert } L_{m,20'}$ für
Sammelstraßen

links: nach DIN 18005 [3]

rechts: nach RLS-81 [5]

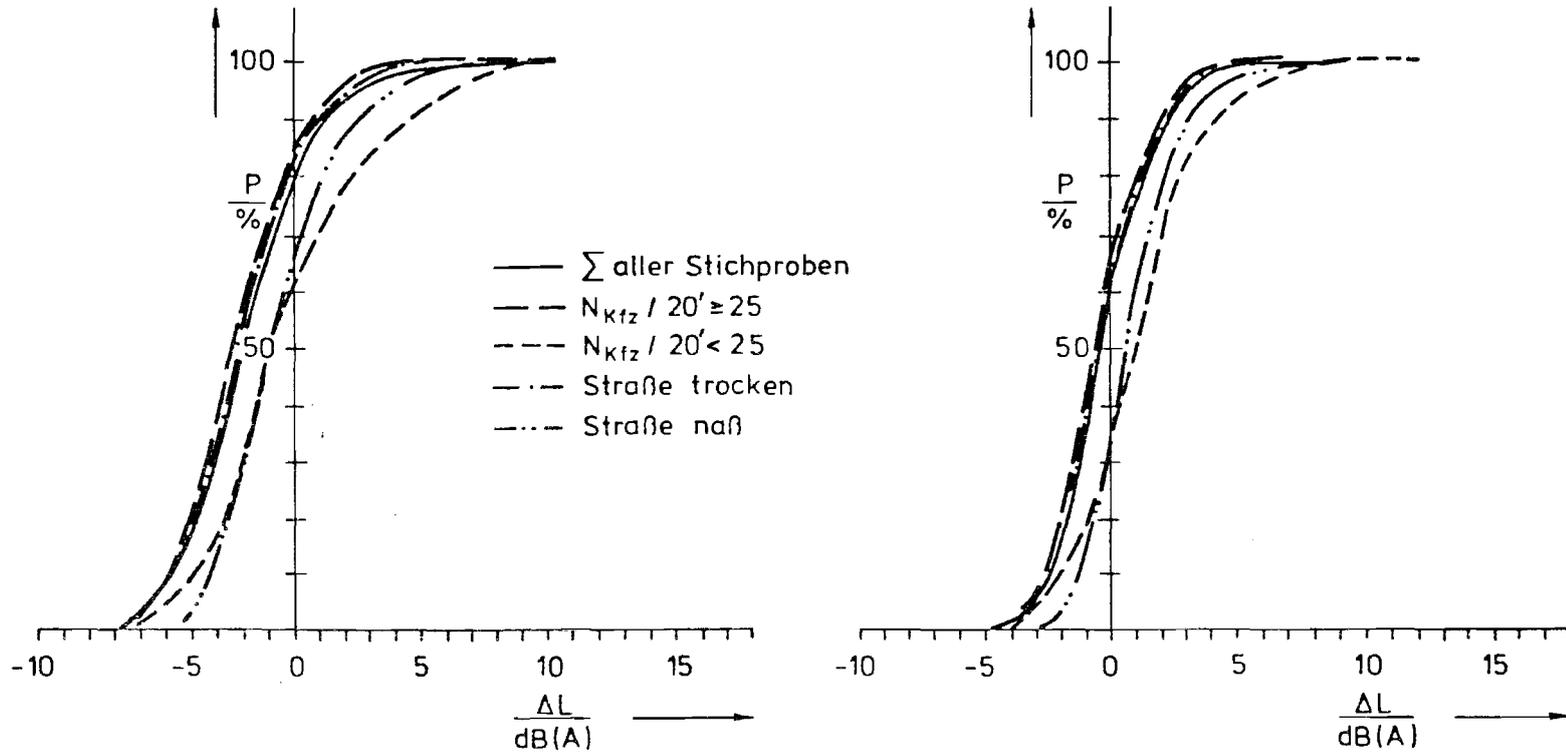


Abb. 11: Relative Summenhäufigkeit $p(\Delta L)$ der Differenzen
 $\Delta L = \text{Meßwert } L_{m,20'} - \text{Rechenwert } L_{m,20'}$ für
Bundesstraßen

links: nach DIN 18005 [2]

rechts: nach RLS 81 [5]

Augenfällig unterscheiden sich die dargestellten Summenäufigkeiten $p(\Delta L)$ der Straßengattung "Sammelstraßen" von denjenigen der "Bundesstraßen". Die für beide Berechnungsmethoden ermittelten Verteilungen weisen bei den "Bundesstraßen" neben einem steileren Verlauf auch einen deutlich schmaleren Streubereich für die Verteilungen der Teil-Kollektive auf als dies bei den "Sammelstraßen" der Fall ist. Daneben ist auffällig, daß bei Anwendung des Rechenverfahrens nach [5] auf die Straßengattung "Bundesstraßen" die Immissions-Rechenwerte in jeweils etwa 50 % der Fälle die Immissionssituation - bezogen auf die ermittelten Meßwerte - unterschätzen (bis ca. 12 dB) bzw. überschätzen (bis ca. 5 dB). Die Verteilung der ΔL -Werte fällt nahezu symmetrisch aus - dies deutet darauf hin, daß wahrscheinlich nur ein unsystematischer Fehlereinschluß vorliegt.

Demgegenüber scheint hier durch das Rechenmodell nach [3] neben einem unsystematischen auch ein systematischer Fehler von ca. 2 dB gegeben zu sein; hier kann z.B. für das Gesamtkollektiv aller Stichproben in ca. 80 % aller Fälle im Vergleich zum Meßwert ein höherer Rechenwert ermittelt werden. Für die anderen Teil-Kollektive bietet sich ein ähnliches Bild dar.

Das Beispiel des Straßenkollektivs "Sammelstraßen" zeigt demgegenüber einen etwas anderen Zusammenhang zwischen den gemessenen und den zugehörigen gerechneten Mittelungspegeln (Abb. 10). Die Berechnungen nach [3] weisen in etwa 45 % der hier untersuchten Situationen bis zu 8,5 dB höhere und in etwa 55 % bis zu 16,5 dB niedrigere Mittelungspegel aus als die Messungen. Besonders bei kleinen Verkehrsaufkommen $N_{\text{Kfz}}/20' < 25$ unterschätzt dieses Rechenmodell die gemessene Immissionssituation in etwa 80 % aller Fälle recht deutlich - im Extremfall um 15 ... 18 dB.

Auch für die Berechnungen nach [5] zeigt sich der Hinweis bei dieser Straßengattung auf einen systematischen Unterschied von 1 ... 2 dB zwischen den gemessenen und gerechneten Mittelungspegeln. In mehr als 70 % aller Fälle schätzt diese Berechnungsmethode im Vergleich zu Meßwerten deutlich zu niedrige Mittelungspegel, und zwar bis zu 15 dB.

Beide Rechenmodelle scheinen im Rahmen der aus der Abbildung 11 ersichtlichen Differenzen ΔL auf die Straßengattung "Bundesstraße" sowohl bei hohen als auch bei niedrigen Verkehrsaufkommen richtiger anwendbar zu sein als auf die Straßengattung "Sammelstraße", da die Übereinstimmung der Rechenwerte mit Meßwerten bei Bundesstraßen im Mittel genauer ausfällt.

Bei der Straßengattung "Sammelstraße" fällt auf, daß die Empfindlichkeit beider Rechenmodelle gegenüber sehr niedrigen Verkehrsaufkommen (hier: $N_{Kfz}/20' < 25$), die für diese Straßengattung für die Nachtzeit aber auch als typisch anzusehen ist, deutlich nachweisbar ist. Dies kann in sehr vielen Fällen dazu führen, daß die mit Hilfe der beiden untersuchten Rechenverfahren [3] und [5] quantifizierte Geräuschimmissionsituationen zum Nachteil von Betroffenen unterschätzt werden können und dies vor allem für die, aufgrund eines erhöhten Ruhebedürfnisses, strenger als die Tageszeit zu beurteilende Nachtzeit.

Ein Grund für diese Zusammenhänge kann darin liegen, daß bei relativ hohem Verkehrsaufkommen und mittleren Geschwindigkeiten ($v = 80 \dots 100 \text{ km/h}$) der einzelne Verkehrsteilnehmer weniger seinen individuellen und dann eben häufig geräuschimmissionserhöhenden Fahrstil ausüben kann als bei Sammelstraßen.

Es war zuvor schon darauf eingegangen worden, daß Rechenmodelle in vielen Fällen als Ersatzverfahren anstelle meßtechnischer Erhebungen eingesetzt werden. Diese Vorgehensweise wird vielfach auch aus Kostengründen unter gleichzeitigem Hinweis darauf begründet, daß die den Rechenmodellen anhaftenden Schätzfehler unsystematisch und auch nicht größer seien als Meßfehler.

Durch die LIS sind im Rahmen der Ermittlung von Verfahrenskenngrößen [28] auch die Meßverfahren zur Erfassung von Geräuschemissionen und -immissionen von Verkehr unter Einsatz integrierender Schallpegelmesser systematisch untersucht worden. Die Ergebnisse haben bewiesen, daß unter Einbezug sehr gegensätzlicher Verkehrssituationen, unterschiedlicher Umgebungs- und Witterungsbedingungen und eines größeren Meßpersonal-Kollektives die Meßfehler in 95 % aller Fälle höchstens $\pm 1,5 \text{ dB(A)}$ betragen.

Tabelle 8: Spannweite der Differenzwerte ΔL in dB(A) bei beidseitigem Ausschluß von jeweils 2,5 % der Differenzwertverteilung

Kollektiv	Spannweite der Differenzwerte			
	Sammelstraße		Bundesstraße	
	DIN 18005 [3]	RLS-81	DIN 18005 [3]	RLS-81
Gesamt-Kollektiv	14,5	9,5	10,0	8,0
Teilkollektiv $N_{Kfz}/20' \geq 25$	10,5	7,0	10,0	7,0
Teilkollektiv $N_{Kfz}/20' < 25$	18,5	14,0	13,5	10,0
Teilkollektiv "Fahrbahn trocken"	13,0	8,5	10,0	7,5
Teilkollektiv "Fahrbahn naß"	15,5	11,5	10,5	8,5

Grenzt man hier den Vergleich "Meßwert ./ . Rechenwert" ebenfalls auf 95 % der untersuchten Fälle ein, indem man beidseitig jeweils 2,5 % der extremen Fälle ausschließt, dann ergeben sich als "Genauigkeitsmaß" für die Rechenmodelle bezüglich der Differenzwerte ΔL die in der Tabelle 8 aufgelisteten Spannweiten.

Die Gegenüberstellung der unterschiedlich großen Merkmalsbereiche, in denen einerseits 95 % der gemessenen Mittelungspegel und andererseits 95 % der Differenzen zwischen den meßtechnisch und den rechnerisch [3], [5] ermittelten Mittelungspegeln zu erwarten sind, zeigt auf, daß die beiden hier verwendeten Rechenmodelle nicht ohne Qualitätseinschränkungen für jede Verkehrsgeräuschsituation als Ersatzverfahren anstelle von Geräuschmessungen verwendet werden können. Im Rahmen der hier vorgenommenen Vergleichsuntersuchungen schneidet das Rechenverfahren nach [5] qualitativ besser ab als dasjenige nach [3]. Dieses Ergebnis ist u.a. auch deswegen erfreulich, weil der Entwurf [3] zwischenzeitlich überarbeitet wurde und der überarbeitete Entwurf [4] inzwischen [4/82] bekanntgemacht worden ist; das darin festgelegte Rechenverfahren ist mit demjenigen nach [5] nun identisch - beide Rechenverfahren ergeben bei identischem Eingang-Datensatz identische Berechnungsergebnisse.

Auch KLIPPEL [24] hat bei vergleichenden Anwendungen der gängigen Prognosemodelle - unter Einschluß der auch hier verwendeten - deren Zulässigkeit bei Schallimmissions-Prognosen in fixierten Standardsituationen untersucht; auch dabei wurden zum Teil große Unterschiede (bis zu 10 dB(A)) zwischen Meßwerten und Prognose-Rechenwerten festgestellt.

Als Resümee auch für diese LIS-Untersuchung ist festzustellen, daß die hier betrachteten Rechenverfahren als Ersatzverfahren anstelle meßtechnischer Erhebungen in vielen Fällen die tatsächliche Verkehrsgeräuschsituation nicht mit der gleichen Qualität zu kennzeichnen gestatten. In denjenigen Fällen, in denen die Kennzeichnung der Verkehrsgeräuschsituation durch meßtechnische Erhebungen möglich und gemessen an der Bedeutung der aufgrund der Erhebungsergebnisse zu treffenden Entscheidung auch wirtschaftlich vertretbar ist, sollte der meßtechnischen Ermittlung in der Regel der Vorzug vor der Verwendung von Rechenmodellen gegeben werden, die für die einzelne reale Situation i. a. nicht alle für die Geräuschsituation relevanten Einflußgrößen in ausreichendem Maße beinhalten. Dessen ungeachtet sollte jedoch weiterhin an der Verbesserung der Rechenmodelle gearbeitet werden, deren Verwendung im Planungsstadium zwangsläufig notwendig ist; dabei sollte ein Hauptaugenmerk auf Untersuchungen gerichtet sein, deren Ergebnisse künftig geeignet sein können, die Qualität zu kennzeichnen, mit der das Zahlenergebnis des verwendeten Rechenmodells die Verkehrsgeräuschsituation tatsächlich beschreibt.

S c h r i f t t u m

- [1] STATISTISCHES BUNDESAMT WIESBADEN:
1-%-Wohnungsstichprobe 1971, Wohnsituation der Familie.
Bauwirtschaft - Bautätigkeit - Wohnungen, Heft 6/7.
Verlag W. Kohlhammer, Stuttgart 1975/76.
- [2] DIN 18005, Blatt 1:
Schallschutz im Städtebau
(Vornorm Mai 1971).
- [3] DIN 18005, Teil 1:
Schallschutz im Städtebau
(Entwurf April 1976).
- [4] DIN 18005, Teil 1:
Schallschutz im Städtebau.
(Entwurf April 1982).
- [5] Richtlinien für den Lärmschutz an Straßen - RLS 81.
Hrsg.: Bundesminister für Verkehr, Abt. Straßenbau,
Bonn 1981.
- [6] Entwurf eines Gesetzes zum Schutz gegen Straßenlärm
an Straßen und Schienenwegen - Verkehrslärmschutz-
gesetz - (VLärmSchG).
Bundesrats-Drucksache 8/3730 vom 28.2.1980.
- [7] DIN 45642:
Messung von Verkehrsgeräuschen
(Oktober 1974).
- [8] VDI-Richtlinie 2719:
Schalldämmung von Fenstern
(Oktober 1973).

- [9] Richtlinien für bauliche Maßnahmen zum Schutz gegen Außenlärm - ergänzende Bestimmungen zu DIN 41009, Fassung Sept. 1975, Berlin und Köln 1976.
- [10] GRIFFITHS, J.D. und F.J. LANGDON:
Subjective Response to Road Traffic Noise.
Journal of Sound and Vibration, 8 (1968), S. 16-32.
- [11] ROBINSON, D.W.:
The Concept of NOISE POLLUTION LEVEL.
NPL AERO Report Ac 38, March 1969.
- [12] Generalverkehrsplan Nordrhein-Westfalen.
Leitplan Straßenverkehr 1. Stufe.
Hrsg.: Minister für Wirtschaft, Mittelstand und Verkehr des Landes NW, Düsseldorf, September 1969.
- [13] VDI-Richtlinie 3723, Blatt 1:
Anwendung statistischer Methoden bei der Kennzeichnung schwankender Geräuschemissionen (Entwurf Oktober 1982).
- [14] FRONZ, W.:
Statistische Kriterien für Kenngrößen langfristig schwankender Lärmmissionen.
Schriftenreihe der Landesanstalt für Immissionsschutz des Landes NW, H. 39, Seite 17-27,
Verlag W. Girardet, Essen 1976.
- [15] BEIER, R.:
Zur Kennzeichnung von Immissionsbelastungen durch Quantile von Schadstoffverteilungen.
Schriftenreihe der Landesanstalt für Immissionsschutz des Landes NW, H. 55,
Verlag W. Girardet, Essen 1982.

- [16] STRAUCH, H.:
Methoden zur Aufstellung von Lärminderungsplänen.
LIS-Berichte der Landesanstalt für Immissionsschutz
des Landes NW, H. 9 (1980), S. 4-49.
- [17] HILLEN, R.:
Untersuchung zur flächenbezogenen Geräuschbelastungs-
kennzeichnung - Ziele, Methodik, Ergebnisse.
LIS-Berichte der Landesanstalt für Immissionsschutz
des Landes NW, H. 10 (1980), S. 4-73.
- [18] RAHTE, E.J.:
Über den Lärm des Straßenverkehrs.
Acustica, 17 (1966), Heft 5, S. 268-277.
- [19] ULLRICH, S.:
Der Einfluß von Fahrzeuggeschwindigkeit und Straßen-
belag auf den energieäquivalenten Dauerschallpegel
des Lärmes von Straßen.
Acustica, 30 (1974), H. 2, S. 90-99.
- [20] REINHOLD, G., und S. ULLRICH:
Straßenverkehrslärm, - Prognosen und Maßnahmen, Teil 1:
"Berechnung des Lärms an Straßen mit frei fließendem
Verkehr".
Straßen- und Tiefbau, 28 (1974), H. 1.
- [21] ULLRICH, S.:
Methoden zur Berechnung des energieäquivalenten Dauer-
schallpegels des Lärmes von kurzen Straßenstücken.
Kampf dem Lärm, 22 (1975), H. 2, S. 43-49.
- [22] STÖWE, H.:
Geräusche mit schwankendem Pegel - rationell ausge-
wertet mit Hilfe eines automatischen Meßwerterfassungs-
und Auswertesystems.
Technische Überwachung, 15 (1974), S. 267-270.

- [23] ULLRICH, S.:
Die vertikale Richtcharakteristik der Linienschall-
quelle Straße.
Fortschritte der Akustik, DAGA 80 München
VDE-Verlag GmbH, Berlin 1980, S. 179-182.
- [24] KLIPPEL, P.:
Zuverlässigkeit von Schallimmissionsprognosen.
Umweltbundesamt, Texte, Mai 1980.
- [25] HILLEN, R.:
Flächenbezogene Kennzeichnung der Geräuschbelastung
einer Großstadt.
Fortschritte der Akustik, DAGA 81
VDI-Verlag GmbH, Düsseldorf 1981, S. 283-286.
- [26] ALEXANDRE and BARDE, J.-Ph., C. LAMURE,
und F.J. LANGDON:
Road Traffic Noise.
Applied Science Publishers Ltd., London 1975.
- [27] SACHS, L.:
Angewandte Statistik.
Berlin, Heidelberg, New York:
Springer Verlag 1978, S. 298 ff.
- [28] KLEIN, M.:
Untersuchungsergebnisse zu der
Ermittlung von Verfahrenskenngrößen für
Geräuschmeßverfahren.
LIS-Berichte der Landesanstalt für Immissionsschutz
des Landes NW
(in Vorbereitung).

Berichte der

LANDESANSTALT FÜR IMMISSIONSSCHUTZ DES LANDES NORDRHEIN-WESTFALEN, ESSEN

- LIS-Berichte -

Die LIS-Berichte haben spezielle Themen aus den wissenschaftlichen Untersuchungen der LIS zum Gegenstand. Die in der Regel umfangreichen Texte sind nur in begrenzter Auflage vorrätig. Einzelexemplare werden Interessenten auf Anforderung kostenlos zur Verfügung gestellt.

Anforderungen sind zu richten an die

Landesanstalt für Immissionsschutz
des Landes Nordrhein-Westfalen
Wallneyer Str. 6
4300 E s s e n 1

- Berichte-Nr. 1: KRAUTSCHEID, S. und P. NEUTZ:
(vergriffen) LIDAR zur Fernüberwachung von Staubemissionen.
- Nachweis der Kalibrierfähigkeit eines LIDAR-Systems -
Kurztitel: Fernüberwachung mit LIDAR
1978. 47 Seiten mit 11 Abbildungen, 6 Tabellen und 4 Literaturhinweisen.
- Berichte-Nr. 2: BUCK, M.:
(vergriffen) Die Bedeutung unterschiedlicher Randbedingungen bei der Messung und Beurteilung der Luftqualität.
Kurztitel: Randbedingungen bei der Beurteilung der Luftqualität.
1978. 44 Seiten mit 8 Abbildungen, 10 Tabellen und 20 Literaturhinweisen.
- Berichte-Nr. 3: SCHEICH, G.:
(vergriffen) Entwicklung und Anwendung von Ausbreitungsmodellen und Luftüberwachungsprogramme in den USA.
Kurztitel: Luftüberwachung und Ausbreitung - Ein USA-Reisebericht -
1979. 47 Seiten mit 17 Abbildungen und 74 Literaturhinweisen.
- Berichte-Nr. 4: SPLITTGERBER, H. und K.H. WIETLAKE:
(vergriffen) Ermittlung der Luftschalldämmung von Bauelementen für Industriebauten am Bau.
Kurztitel: Luftschalldämmung von Bauelementen für Industriebauten.
1979. 133 Seiten mit 53 Abbildungen, 13 Tabellen und 6 Literaturhinweisen.
- Berichte-Nr. 5: SPLITTGERBER, H.:
(vergriffen) Zur Problematik der Meßgrößen und Meßwerte bei Erschütterungsimmissionen.
Kurztitel: Meßgrößen und Meßwerte bei Erschütterungsimmissionen.
1979. 52 Seiten mit 13 Abbildungen, 2 Tabellen und 27 Literaturhinweisen.

- Berichte-Nr. 6: STRAUCH, H. und K.H. Goldberg:
(vergriffen) Ermittlung der Dämmwirkung von Dachentlüftern für Werkshallen im Einbauzustand unter Berücksichtigung der baulichen Nebenwege.
Kurztitel: Dämmwirkung von Dachentlüftern.
1979. 33 Seiten mit 13 Abbildungen, 2 Tabellen und 7 Literaturhinweisen.
- Berichte-Nr. 7: KRAUSE, G.M.H., B. PRINZ UND K. ADAMEK:
(vergriffen) Untersuchungen zur Anwendbarkeit der Falschfarbenfotografie für die Aufdeckung und Dokumentation von Immissionswirkungen auf Pflanzen.
Kurztitel: Falschfarbenfotografie - Ein Mittel zur Erkennung von Pflanzenschaden.
1980. 43 Seiten mit 9 Abbildungen, 2 Tabellen und 11 Karten.
- Berichte-Nr. 8: WIETLAKE, K.H.:
Erschütterungsminderung durch "Direktabfederung" von Schabotte-Schmiedehämmern.
Kurztitel: Erschütterungsminderung durch "Direktabfederung" von Schmiedehämmern.
1980. 59 Seiten mit 15 Abbildungen, 5 Tabellen und 7 Literaturhinweisen.
- Berichte-Nr. 9: STRAUCH, H.:
(vergriffen) Methoden zur Aufstellung von Lärminderungsplänen.
Kurztitel: Konzept für Lärminderungspläne.
1980. 49 Seiten mit 11 Abbildungen und 18 Literaturhinweisen.
- Berichte-Nr. 10: HILLEN, R.:
Untersuchung zur flächenbezogenen Geräuschbelastungs-Kennzeichnung
-Ziele, Methodik, Ergebnisse-
Kurztitel: Flächenbezogene Geräusch-Immissionen.
1980. 75 Seiten mit 18 Abbildungen, 7 Tabellen und 12 Literaturhinweisen.
- Berichte-Nr. 11: MANNS, H., H. GIES und W. STRAMPLAT:
(vergriffen) Erprobung des Staub-Immissionsmeßgerätes FH62I für die kontinuierliche Bestimmung der Schwebstoffkonzentration in Luft.
Kurztitel: Schwebstaubmeßgerät FH62I für die automatische Immissionsmessung.
1980. 26 Seiten mit 10 Abbildungen und 2 Literaturhinweisen.
- Berichte-Nr. 12: GIEBEL, J.:
(vergriffen) Verhalten und Eigenschaften atmosphärischer Sperrschichten.
Kurztitel: Verhalten atmosphärischer Sperrschichten.
1981. 39 Seiten mit 12 Abbildungen, 3 Tabellen und 4 Literaturhinweisen.
- Berichte-Nr. 13: BRÖKER, G., H. GLIWA und E. MEURISCH:
Abscheidegrade von biologisch- und chemisch-aktiven Aggregaten zur Desodorierung osmogener Abluft von Tierkörperbeseitigungsanlagen.
1981. 44 Seiten mit 7 Abbildungen, 13 Tabellen und 14 Literaturhinweisen.

- Berichte-Nr. 14: HRANDT, C.J.:
(vergriffen) Untersuchungen über Wirkungen von Fluorwasserstoff auf Lolium Multiflorum und andere Nutzpflanzen.
Kurztitel: Wirkungen von Fluorwasserstoff auf Lolium Multiflorum.
1981. 140 Seiten mit 37 Abbildungen, 22 Tabellen und 149 Literaturhinweisen.
(Abdruck der Dr. agr.-Dissertation vom 13. August 1979, Rheinische-Friedrich-Wilhelms-Universität, Landwirtschaftliche Fakultät, Bonn)
- Berichte-Nr. 15: WELZEL, K. und H.D. WINKLER:
(vergriffen) Emission und interner Kreislauf von Thallium bei einem Drehrohrofen mit Schwebegaswärmeaustauscher zur Herstellung von Portlandzementklinker unter Einsatz von Purpurerz als Eisenträger. - 1. Bericht -
Kurztitel: Thallium-Emissionen bei der Herstellung von Portlandzement-Klinker.
1981. 67 Seiten mit 29 Abbildungen und 16 Tabellen.
- Berichte-Nr. 16: PRINZ, B.:
Umweltpolitik in der VR China und technologische Entwicklung.
(In Vorbereitung).
- Berichte-Nr. 17: BRÖKER, G. und H. GLIWA:
(vergriffen) Untersuchungen zu den Dioxin-Emissionen aus den kommunalen Hausmüllverbrennungsanlagen in Nordrhein-Westfalen.
Kurztitel: Dioxin-Emissionen aus Müllverbrennungsanlagen.
1982. 25 Seiten mit 2 Abbildungen, 6 Tabellen und 8 Literaturhinweisen.
- Berichte-Nr. 18: BUCK, M., H. IXFELD und K. ELLERMANN:
Die Entwicklung der Immissionsbelastung in den letzten 15 Jahren in der Rhein-Ruhr-Region.
Kurztitel: Entwicklung der Immissionsbelastung in der Rhein-Ruhr-Region seit 1965.
1982. 56 Seiten mit 7 Abbildungen, 14 Tabellen und 27 Literaturhinweisen.
- Berichte-Nr. 19: PFEFFER, H.U.:
(vergriffen) Das Telemetrische Echtzeit-Mehrkomponenten-Erfassungssystem TEMES zur Immissionsüberwachung in Nordrhein-Westfalen.
Kurztitel: Das Telemetrische Immissionsmeßsystem TEMES.
1982. 45 Seiten mit 12 Abbildungen, 4 Tabellen und 23 Literaturhinweisen.

- Berichte-Nr. 20: BACH, R.W.:
Über Schätzfunktionen zur Bestimmung hoher Quantile der Grundgesamtheit
luftverunreinigender Schadstoffkonzentrationen aus Stichproben.
Kurztitel: Über Schätzfunktionen zur Bestimmung hoher Quantile der
Grundgesamtheit.
1982. 43 Seiten mit 17 Abbildungen, 5 Tabellen und 22 Literaturhinweisen.
- Berichte-Nr. 21: STRAUCH, H.:
(vergriffen) Hinweise zur Anwendung flächenbezogener Schalleistungspegel.
1982. 92 Seiten mit 40 Abbildungen und 15 Literaturhinweisen.
- Berichte-Nr. 22: SPLITTGERBER, H.:
(vergriffen) Verfahren zur Auswertung von Erschütterungsmessungen und zur Beurteilung von
Erschütterungsimmissionen.
Kurztitel: Erschütterungsmeß- und Beurteilungsverfahren.
1982. 71 Seiten mit 9 Abbildungen, 6 Tabellen und 23 Literaturhinweisen.
- Berichte-Nr. 23: KRAUSE, G.M.H.:
(vergriffen) Immissionswirkungen auf Pflanzen - Forschungsschwerpunkte in den Vereinigten
Staaten von Amerika. Bericht über eine Reise in die USA und die Teilnahme am 13.
Air Pollution Workshop in Ithaca, N. Y., in der Zeit vom 02.05.-24.05.1981.
Kurztitel: Immissionswirkungen auf Pflanzen - ein USA-Reisebericht -.
1982. 74 Seiten mit 1 Abbildung und 32 Literaturhinweisen.
- Berichte-Nr. 24: KÜLSKE, S.:
Analyse der Periode sehr hoher lokaler Schadstoffbelastungen
im Ruhrgebiet vom 15.01.1982 bis 20.01.1982.
Kurztitel: Hohe lokale Schadstoffbelastungen im Ruhrgebiet im Januar 1982.
1982. 80 Seiten mit 31 Abbildungen, 15 Tabellen und 4 Literaturhinweisen.
- Berichte-Nr. 25: VAN HAUT, H. und G.H.M. KRAUSE:
Wirkungen von Fluorwasserstoff-Immissionen auf die Vegetation.
Kurztitel: Fluorwasserstoff-Wirkungen auf Pflanzen.
1982. 27 Seiten mit 1 Abbildung, 4 Tabellen und 43 Literaturhinweisen.
- Berichte-Nr. 26: KOCH, E., V. THIELE, J. GIEBEL, H. STRAUCH und P. ALTENBECK:
Empfehlungen für die problemgerechte Erstellung von Immissionsschutzgutachten in
Bauleitplanverfahren.
Kurztitel: Empfehlungen bezüglich Immissionsschutzgutachten in Bauleitplan-
verfahren.
1982. 53 Seiten mit 10 Tabellen und 12 Literaturhinweisen.

- Berichte-Nr. 27: MANN, H., H. GIES und G. NITZ:
Verbesserung der Zuverlässigkeit und Vergleichbarkeit von Messungen zur Ermittlung aromatischer Kohlenwasserstoffe in der Außenluft.
Kurztitel: Anlage zur Qualitätssicherung von Immissionsmessungen (Aquim).
1982. 139 Seiten mit 21 Abbildungen, 8 Tabellen und 38 Literaturhinweisen.
- Berichte-Nr. 28: PRINZ, B., G.M.H. KRAUSE und H. STRATMANN:
Vorläufiger Bericht der Landesanstalt für Immissionsschutz über Untersuchungen zur Aufklärung der Waldschäden in der Bundesrepublik Deutschland.
Kurztitel: Waldschäden in der Bundesrepublik Deutschland.
1982. 154 Seiten mit 34 Abbildungen, 14 Tabellen und 101 Literaturhinweisen.
- Berichte-Nr. 29: GIEBEL, J.:
Untersuchungen über Zusammenhänge zwischen Sperrschichthöhen und Immissionsbelastung.
Kurztitel: Zusammenhänge zwischen Sperrschichthöhen und Immissionsbelastung.
1983. 42 Seiten mit 8 Abbildungen, 2 Tabellen und 9 Literaturhinweisen.
- Berichte-Nr. 30: MANN, H. und H. GIES:
Ergebnisse der Laborprüfung und Optimierung des meßtechnischen Teiles der Ozon-Meßplätze im Meßnetz LIMES-TEMES.
Kurztitel: Optimierung des Ozon-Meßplatzes in TEMES.
1983. 39 Seiten mit 10 Abbildungen, 11 Tabellen und 3 Literaturhinweisen.
- Berichte-Nr. 31: BEINE, H., R. SCHMIDT UND M. BUCK:
Ein Meßverfahren zur Bestimmung des Schwefelsäure- und Sulfatgehaltes in Luft.
Kurztitel: Verfahren zur Bestimmung des Schwefelsäure- und Sulfatgehaltes in der Luft.
1983. 38 Seiten mit 3 Abbildungen, 2 Tabellen und 38 Literaturhinweisen.
- Berichte-Nr. 32: BEIER, R. und P. BRUCKMANN:
Messung und Analyse von Kohlenwasserstoff-Profilen im Rhein-Ruhrgebiet.
1983. 57 Seiten mit 22 Abbildungen, 6 Tabellen und 24 Literaturhinweisen.

Anmerkung:

Die LIS-Berichte - auch die vergriffenen - stehen Interessenten in vielen Universitäts- und Hochschulbibliotheken zur Ausleihe bzw. Einsichtnahme zur Verfügung.