

ONGERUBRICEERD

**Technical Sciences**Oude Waalsdorperweg 63  
2597 AK Den Haag  
Postbus 96864  
2509 JG Den Haag

www.tno.nl

T +31 88 866 10 00

F +31 70 328 09 61

infodesk@tno.nl

**TNO-rapport****TNO-DV 2012 C023 | Eindrapport****ISO 1996 - Inpassing dosis-effect curven -  
Eindrapport**

Datum	Februari 2012
Auteur(s)	ir. F. de Roo dr. S.A. Janssen
Exemplaarnummer	
Oplage	8
Aantal pagina's	30 (incl. bijlagen)
Aantal bijlagen	4
Opdrachtgever	Ministerie van Infrastructuur en Milieu t.a.v. ir. M. van den Berg Postbus 20901 2500 EX DEN HAAG
Projectnaam	Dosis-effect relaties ISO 1996
Projectnummer	033.21191

Alle rechten voorbehouden.

Niets uit deze uitgave mag worden vermenigvuldigd en/of openbaar gemaakt door middel van druk, foto-kopie, microfilm of op welke andere wijze dan ook, zonder voorafgaande toestemming van TNO.

Indien dit rapport in opdracht werd uitgebracht, wordt voor de rechten en verplichtingen van opdrachtgever en opdrachtnemer verwezen naar de Algemene Voorwaarden voor opdrachten aan TNO, dan wel de betreffende terzake tussen de partijen gesloten overeenkomst.

Het ter inzage geven van het TNO-rapport aan direct belang-hebbers is toegestaan.

© 2012 TNO

ONGERUBRICEERD

## Samenvatting

De internationale norm ISO 1996 [1] behandelt de definities van omgevingslawaai en geeft methoden voor het beoordelen van omgevingslawaai uit het oogpunt van geluidhinder. Dit is een belangrijke richtlijn voor het geluidbeleid. Bij de meest recente vijfjaarlijkse evaluatie van ISO 1996-1 in 2008 werd geconstateerd dat de in een Annex opgenomen methode voor het bepalen van de kans op geluidhinder als functie van de geluidbelastingdosis sterk verouderd was. Door Nederland is in desbetreffende ISO werkgroep voorgesteld in plaats van de verouderde dosis-effect relaties gebruik te maken van de in opdracht van de Europese Unie ontwikkelde relaties. De convener van werkgroep heeft aangegeven dat hij dit voorstel wilde overnemen, maar dat hij niet kon beschikken over een getalsmatige beschrijving van de EU dosis-effect relaties, inclusief statistische onzekerheidsmarges. Daarom heeft Nederland aangeboden de door TNO in opdracht van de Europese Commissie opgestelde beschrijving van de EU-dosis-effect relaties aan de ISO werkgroep toe te leveren. Het Ministerie van Infrastructuur en Milieu heeft hiertoe aan TNO opdracht gegeven.

De primaire doelstelling van het project was om de dosis-effect curven die in het verleden zijn ontwikkeld als onderdeel van het Nederlandse geluidhinderbeleid en die vervolgens in belangrijke mate zijn overgenomen in een Europese Position paper te doen opnemen in ISO 1996-1.

Het resultaat van dit project is dat de EU dosis-effect curven inderdaad zullen worden opgenomen in een herziene versie van ISO 1996-1. Helaas zal, ten gevolge van een verschil van opvattingen binnen de ISO werkgroep, geen eenduidig advies tot het gebruik van de EU dosis-effect curven in de norm worden opgenomen.

# Inhoudsopgave

	<b>Samenvatting .....</b>	<b>2</b>
<b>1</b>	<b>Inleiding.....</b>	<b>4</b>
1.1	Doelstelling van het project.....	4
<b>2</b>	<b>Uitgevoerde werkzaamheden .....</b>	<b>5</b>
2.1	Uitwerken formules en parameterwaarden dosis-effect curves .....	5
2.2	Opstellen normtekst en toelichting .....	5
2.3	Deelname vergaderingen ISO WG 45 (in 2009, 2010 en 2011).....	5
2.4	Schriftelijke communicatie ISO WG 45 .....	5
2.5	Uitbrengen commentaar via ISO WG 45.....	5
2.6	Uitbrengen commentaar via ISO TC 43 / SC1 .....	5
2.7	Verslaglegging aan het Ministerie van I&M.....	6
2.8	Rapportage aan VROM .....	6
<b>3</b>	<b>Inhoudelijk verloop van het project .....</b>	<b>7</b>
<b>4</b>	<b>Referenties .....</b>	<b>9</b>
<b>5</b>	<b>Ondertekening .....</b>	<b>10</b>
	<b>Bijlage(n)</b>	
	I. Toelichting op de statistische afleiding van het EU dosis-effectmodel	
	II. Concept voor de herziene versie van Annex D van ISO 1996-1	
	III. Concept voor Annex F van de herziene versie van ISO 1996-1	
	IV. Concept voor Annex G van de herziene versie van ISO 1996-1	

# 1 Inleiding

Internationale normen gepubliceerd door ISO vormen zijn vaak richtinggevend bij het ontwikkelen van nationaal of supranationaal beleid met betrekking tot geluidbelasting en geluidhinder. De internationale norm ISO 1996 [1] behandelt de definities van omgevingslawaai en geeft methoden voor het beoordelen van omgevingslawaai uit het oogpunt van geluidhinder. Dit is een belangrijke richtlijn voor het geluidbeleid. Weliswaar is de richtlijn niet één op één omgezet in Nederlands recht, maar wanneer er sterke afwijkingen zouden optreden tussen de Nederlandse wetgeving en de aanbevelingen in deze ISO norm zou dat vragen oproepen. De ISO-werkwijze kent een vijfjaarlijkse evaluatie-cyclus van de normen (Review-procedure). Bij de evaluatie van ISO 1996-1 in 2008 werd geconstateerd dat de in een Annex opgenomen methode voor het bepalen van de kans op geluidhinder als functie van de geluidbelastingsdosis sterk verouderd was. Door Nederland is in de werkgroep ISO TC43 / SC1 / WG45 "Description and measurement of environmental noise (Revision of ISO 1996-series)" voorgesteld in plaats van de verouderde dosis-effect relaties gebruik te maken van de in opdracht van de Europese Unie ontwikkelde relaties. Door de convener van WG 45 is aangegeven dat hij dit voorstel wilde overnemen, maar dat hij niet kon beschikken over een getalsmatige beschrijving van de EU dosis-effect relaties inclusief statistische onzekerheidsmarges.

De beschrijving van de EU-dosis-effect relaties is in 2000 opgesteld door TNO in opdracht van de Europese Commissie [2]. Na overleg hierover heeft het Ministerie van Infrastructuur en Milieu aan TNO opdracht verleend om de benodigde data aan te leveren aan ISO WG 45 en ondersteuning te bieden bij het invoegen van de methodiek en bijhorende gegevens in de ISO norm.

Dit rapport doet verslag van de in dit kader uitgevoerde werkzaamheden en de bereikte resultaten.

## 1.1 Doelstelling van het project

Het project was er primair op gericht om de dosis-effect curven die in het verleden zijn ontwikkeld als onderdeel van het Nederlandse geluidhinderbeleid en die vervolgens in belangrijke mate zijn overgenomen in de Europese "Position paper on dose response relationships between transportation noise and annoyance" (20 February 2002) te doen opnemen in ISO 1996-1. Daardoor kan in internationale discussiefora dit ISO document worden gebruikt als referentie voor het Nederlandse beleid.

Indien dit niet volledig haalbaar zou blijken, zou een secundaire doelstelling zijn ervoor te zorgen dat eventuele wijzigingen in ISO 1996-1 in ieder geval in overeenstemming zouden zijn met de stand van de techniek en zo mogelijk met de Nederlandse uitvoeringspraktijk.

## 2 Uitgevoerde werkzaamheden

### 2.1 Uitwerken formules en parameterwaarden dosis-effect curves

De formules en de numerieke gegevens die nodig zijn om de dosis-effect curves van wegverkeer en vliegverkeer, inclusief de tolerantie-intervallen van de curves, in ISO 1996-1 op te nemen zijn toegeleverd aan ISO WG45 in 2010. Na discussie in de werkgroepvergadering van 5 april 2011 zijn de gegevens van de 95%-spreidingsintervallen van de beschikbare cluster-data in tabel- en grafiekvorm toegeleverd.

### 2.2 Opstellen normtekst en toelichting

Na discussie in november 2009 over de merites van de EU dosis-effect relaties en de onderliggende methodiek is in 2010 een toelichtend stuk opgesteld, waarin de methodiek en de resultaten zijn besproken. Daarna is een tekstgedeelte opgesteld ter opname in een nieuwe Annex G van ISO 1996-1 waarin de methodiek voor de bepaling van de EU dosis-effect curves wordt beschreven.

### 2.3 Deelname vergaderingen ISO WG 45 (in 2009, 2010 en 2011)

In het kader van het project werd deelgenomen aan vergaderingen van ISO TC43 / SC1 / WG45 in november 2009 in Seoul, Korea, in juni 2010 in Lissabon en in april 2011 in Londen.

### 2.4 Schriftelijke communicatie ISO WG 45

Aan de convenor en de leden van WG 45 is regelmatig informatie toegestuurd ter ondersteuning van de Nederlandse voorstellen voor wijziging van Annex D van ISO 1196-1. Daarnaast is gereageerd in het kader van discussies per E-mail.

### 2.5 Uitbrengen commentaar via ISO WG 45

Op een tweetal opeenvolgende werk-concepten voor gewijzigde appendices van ISO 1996-1 is commentaar geleverd in juni en juli 2011.

### 2.6 Uitbrengen commentaar via ISO TC 43 / SC1

Aangezien een Committee Draft voor een gewijzigde versie van ISO1996-1 nog niet is ontvangen via ISO TC43 / SC1 is geen commentaar opgesteld voor de formele commentaarronde via NEN.

## **2.7 Verslaglegging aan het Ministerie van I&M**

Met de projectbegeleider vanuit het Ministerie I&M is een aantal malen overleg gevoerd om de strategie in de richting van ISO WG 45 te bepalen, met als oogmerk Annex D bij ISO 1996-1 zo veel mogelijk afgestemd te krijgen op de EU dosis-effect relaties. Aan één van deze besprekingen hebben een tweetal vertegenwoordigers van RIVM deelgenomen.

## **2.8 Rapportage aan VROM**

Het project is afgesloten met het onderhavige eindrapport.

### 3 Inhoudelijk verloop van het project

In de thans geldende versie van ISO 1996-1 wordt in Annex D een dosis-effect curve gegeven waarin het percentage ernstig gehinderde respondenten door verkeersgeluid wordt gegeven als functie van de geluidbelasting, uitgedrukt als A-gewogen 'day-night level' ( $L_{dn}$ ). Deze curve is ontleend aan een artikel van Schultz uit 1978 [3] en geeft een predictie-interval rondom de curve waarbinnen 90 % van de ruwe datapunten zou vallen. Elk ruw datapunt vertegenwoordigde één (deel)onderzoekpopulatie. In deze benadering werd geen onderscheid gemaakt tussen weg-, rail- of vliegverkeer.

Door Nederland is voorgesteld deze enkele dosis-effectrelatie te vervangen door de gedifferentieerde dosis-effect curven voor weg-, rail- en vliegverkeer die door de EU zijn gepubliceerd [2]. Deze curven worden gegeven als percentages gehinderden en ernstig gehinderden als functie van de geluidbelasting in 'day-evening-night level' ( $L_{den}$ ) met een 95%-betrouwbaarheidsinterval, dat de onzekerheid van de ligging van de curve tot uitdrukking brengt. Dit laatste interval is aanzienlijk kleiner dan het predictie-interval dat voor de curve in ISO 1996-1 is gebruikt.

Binnen ISO WG 45 werd als standpunt geformuleerd dat men een zodanig interval wilde presenteren dat de onzekerheid van het voorspelde percentage gehinderden in een specifieke populatie ermee tot uitdrukking zou worden gebracht, omdat dit het meest relevant werd geacht voor de ontwikkeling van overheidsbeleid m.b.t. de toelaatbare geluidbelasting. Aangezien in de feitelijke optredende percentages gehinderden in specifieke populaties een aanzienlijke spreiding optreedt, ontstond er discussie of het verfijnde statistische model dat is gebruikt voor de afleiding van de EU dosis-effect relaties wel een meerwaarde bezat. Als alternatief werd een tamelijk simpel model naar voren gebracht dat recentelijk in de VS is ontwikkeld en dat gebruik maakt van de zogenaamde Community Tolerance Level (CTL).

In de theorievorming achter dit 'CTL-model' wordt een verband aangenomen tussen de luidheid van het geluid en de hinder-respons. Vervolgens wordt getoetst bij welke CTL (de waarde waarbij 50% ernstige hinder verwacht wordt te ervaren) deze vorm de beste fit vertoont met de data van een bepaalde populatie.

Het idee is dat met behulp van de CTL verschillen in de mate van hinder tussen de verschillende vormen van verkeer tot uitdrukking kunnen worden gebracht, terwijl deze parameter tevens in de toekomst kan worden gebruikt om verschillen in hinderbeleving tussen verschillende populaties, met verschillende kenmerken, te kwantificeren.

Binnen WG 45 ontstond een controverse tussen degenen met een voorkeur voor een zo simpel mogelijk dosis-effectmodel gebaseerd op de gemiddelden van de onderzoekpopulaties (met aannamen over de vorm) en degenen die optimaal gebruik wilden maken van de informatie op het niveau van individuele respondenten die in de onderzoekgegevens ligt opgeslagen.

Ter verduidelijking van het statistische model dat ten grondslag ligt aan de EU dosis-effect relaties, en dat gebruik maakt van de individuele respondentgegevens, is een toelichting op het model geschreven ten behoeve van de leden van WG 45 (zie Bijlage I), die tevens gepresenteerd is op een WG 45 vergadering.

Hoewel de resulterende curven niet veel van elkaar afwijken, zijn er duidelijke verschillen in de manier waarop deze tot stand zijn gekomen. Zoals hierboven genoemd, wordt in het CTL model vooraf een verband aangenomen tussen de luidheid van het geluid en de hinder-respons. De vorm van de functie is dus volledig

theorie-gedreven, hoewel voor dit verband vooralsnog de onderbouwing ontbreekt. Verder zijn er verschillen in de onderliggende data: het CTL model is gebaseerd op gemiddelde percentages ernstige hinder (minder ernstige hinder telt niet mee) en het EU model op individuele hinderscores. Terwijl in het EU model elke respondent even zwaar meeweegt, krijgt in het CTL model elk datapunt (per studie/locatie en per geluidbelastingcategorie) een gelijk gewicht, ongeacht het aantal respondenten. Dit heeft tot gevolg dat toevallige excentriciteit bij datapunten die slechts op enkele waarden zijn gebaseerd een buitenproportioneel effect kan hebben op de uitkomst. Naast verschillen in de onderliggende data en aannamen met betrekking tot de vorm zijn er ook verschillen in de manier waarop wordt omgegaan met statistische onzekerheden. In het EU model worden studie- en individuele variantie onderscheiden, en kan de invloed van zowel individuele als studiekekenmerken op de hinder worden gekwantificeerd, rekening houdend met de juiste statistische variantie. In het CTL model wordt geen rekening gehouden met individuele variantie, maar kunnen met behulp van de CTL wel de verschillen tussen studies of populaties worden gekwantificeerd.

Omdat het CTL model statistisch minder geavanceerd is, en het de grote diversiteit tussen studies wat meer benadrukt, is het wellicht aansprekender voor sommige beleidsmakers dan het EU model. Echter, de vraag is ook opgeworpen welke implicaties deze verschillende curves zouden moeten hebben voor beleid.

Na een hernieuwde discussie over de pro's en contra's van de beide modellen in een volgende WG 45 vergadering is een compromisoplossing gevonden voor de invulling van de herziene Annex D (zie Bijlage II). Dit compromis houdt in dat beide modellen worden gepresenteerd, zonder een voorkeur uit te spreken, zodat de gebruikers van de ISO norm zelf een keuze kunnen maken. De achtergronden van beide modellen worden in Annexen F en G toegelicht (zie Bijlagen III en IV). De tekst voor Annex G is toegeleverd in het kader van het onderhavig project.

In het concept voor Annex D (zie Bijlage II) worden in totaal tien dosis-effectcurven in formulevorm gepresenteerd: acht voor wegverkeersgeluid en vliegtuiggeluid als functie van  $L_{dn}$  en  $L_{den}$  voor zowel het EU-model als het CTL-model; twee voor railverkeersgeluid als functie van  $L_{dn}$  en  $L_{den}$  volgens het EU-model. Daarnaast worden voor wegverkeersgeluid en vliegtuiggeluid de predictie-intervallen in grafische vorm gepresenteerd. De grenzen van de predictie-intervallen zijn empirisch bepaald, zodanig dat de gegevens van 95 % van de onderzochte populaties er binnen vallen. De data m.b.t. de EU curven en de predictie-intervallen zijn toegeleverd in het kader van het onderhavige project.

Resumerend kan gesteld worden dat aan de doelstelling van het project om de EU dosis-effect curven te doen opnemen in een herziene versie van ISO 1996-1 zal worden voldaan, maar dat, helaas, ten gevolge van een verschil van opvattingen binnen WG 45, niet een eenduidig advies tot het gebruik van de EU dosis-effect curven in de norm zal worden opgenomen.

In numerieke zin is het verschil tussen de beide gepresenteerde dosis-effect curven niet groot. Tussen de achterliggende methodische aanpak van de beide modellen bestaan echter grotere, meer fundamentele, verschillen.



## 4 Referenties

- [1] ISO 1996-1 Acoustics — Description, measurement and assessment of environmental noise — Part 1: Basic quantities and assessment procedures, ISO, Genève, 01-08-2003.
- [2] Position paper on dose response relationships between transportation noise and annoyance, EU's future noise policy, WG2 – Dose/Effect, Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg, 20 February 2002.
- [3] Schultz T.J., Synthesis of social surveys on noise annoyance. *J. Acoust. Soc. Am.*, 64(2), 1978, pp. 337-405.

## 5 Ondertekening

Den Haag, Februari 2012



Ing. P. Hendriksen  
Afdelingshoofd

TNO



ir. F. de Roo  
Auteur

## I. Toelichting op de statistische afleiding van het EU dosis-effectmodel

### 1. A short introduction to the TNO approach, clarifying the different steps.

Method used in Miedema and Oudshoorn (2001) and Groothuis-Oudshoorn and Miedema (2005)

The analysis was done on the individual data, using the LDN or LDEN and the annoyance score recoded into a 0-100 point score of each individual respondent. We computed the annoyance boundary quantifications for each collected score.

For scales with various number of categories the boundaries are as follows

No of effective categories	Boundary quantifications
3	0-33-67-100
4	0-25-50-75-100
5	0-20-40-60-80-100
6	0-17-33-50-67-83-100
7	0-14-28-43-57-72-86-100
10	0-10-20-30-40-50-60-70-80-90-100
11	0-9-18-27-36-45-55-62-73-82-91-100

The model we fitted is:  $A^* = b_0 + b_1 LDN + e^*$

The dispersion level of the annoyance score varies with the noise exposure: for low levels ( $LDN$  just above 45) and high levels ( $LDN$  just below 75) the annoyance varies less among people than at intermediate levels. A distribution that has both characteristics (bounded support on [0,100] and a variation related to  $LDN$  as described) is a *censored normal distribution*.

We used a regression method capable of analyzing censored data allowing for the inclusion of a random effect (SAS PROC NL MIXED). Using this regression method we modeled the boundary scores for each respondent as a function of the exposure level.

The regression model, apart from getting estimates for the model parameters, also estimates the variance accounted for by the random effect (study, )  $s^2_0$  as well as estimates for the individual variance (at the respondent level),  $s^2_1$ .

After fitting the censored regression including a random effect for each study we get estimates for  $b_0, b_1, s^2_0$  and  $s^2_1$ .

For any value of the exposure variable, the expected percentage of persons whose annoyance exceeds  $C$  probability %LA %A %HA can be estimated from the regression coefficients,  $s^2_0$  and  $s^2_1$  as follows:

$pC = 100 * [1 - \text{phi}((C - b_0 - b_1 LDN) / \sqrt{s^2_0 + s^2_1})]$  where *phi* represents the cumulative standard normal distribution [1].

for  $C$  we substituted 28, 50 and 72 to get estimates for %LA %A %HA for  $LDN$  values from 45-75,. Because polynomials are easier to use than the complex

formulas above, we used polynomial functions to approximate the results from the above mentioned formulas. The approximation polynomials were forced through 32, 37 and 42 for %LA, %A and %HA respectively. Thus, the "polynomial look" of these curves is not the result of a polynomial fit to the observed data. However, in order to ease application of the curves, (very close) polynomial approximations are subsequently given for the model.

Confidence intervals for %LA %A %HA are obtained by multiplying the covariance matrix of the parameter estimates  $b_0$  and  $b_1$

Summary of the TNO- approach,

- The annoyance- exposure relationship is modeled with a censored regression method where study is included in the model as a random factor. The analysis is done on individual datapoints.
- From the results of the fitted model, %LA %A %HA can be calculated by varying the value of  $C$  (28, 50 or 72) in formula 1.
- The calculated values of %LA %A and %HA for of LDN levels [45:75] are used to fit the polynomial approximations.

By using the 100-point score as a continuous dependent variable (divided into intervals) instead of a dichotomized high annoyance variable, all the information of the data distribution is used. Still, the probability to exceed a certain annoyance score at a given *LDN/LDEN* level (%A or %HA) may be more important for policy than the mean annoyance score. Thus, the "polynomial look" of these curves is not the result of a polynomial fit to the observed data. However, in order to ease application of the curves, (very close) polynomial approximations are subsequently given for the model.

## **2. A short description of the evidence for an upward trend in aircraft noise annoyance in recent studies** (uit : I:\Projects\20113 D-R relaties vliegverkeer)

A recent analysis on the basis of original survey data indicated a significant increase over the years in expected annoyance at a given level of aircraft noise exposure. Instead of a gradual increase, annoyance appeared to show an increase from around 1996 onward. Although several study characteristics were found to be sources of heterogeneity in annoyance response, none of these factors could satisfactorily explain the effect of the year of the study. Another possible explanation for the year effect, the higher rate of expansion of airports in recent years, could neither be confirmed nor ruled out. In line with the absence of indications for a similar increase in annoyance due to other noise sources, no evidence was found for a sensitization to noise of the general population. Although the reasons are not fully understood yet, it appears that one or more factors specific to aircraft noise have changed. The objective of the present study is to quantify the increase in annoyance observed in recent aircraft noise surveys with respect to the exposure-response relationship based on older surveys. To this end, the large database used to establish earlier exposure-response relationships on aircraft noise was updated with original data from 7 recent cross-sectional surveys, yielding a total of 27 aircraft noise surveys. Multilevel grouped regression was used to determine the effect estimates of the relationship between exposure and annoyance. Recent original noise survey datasets (1996 and later) were compared to older studies. A significant increase was observed in annoyance at a given level

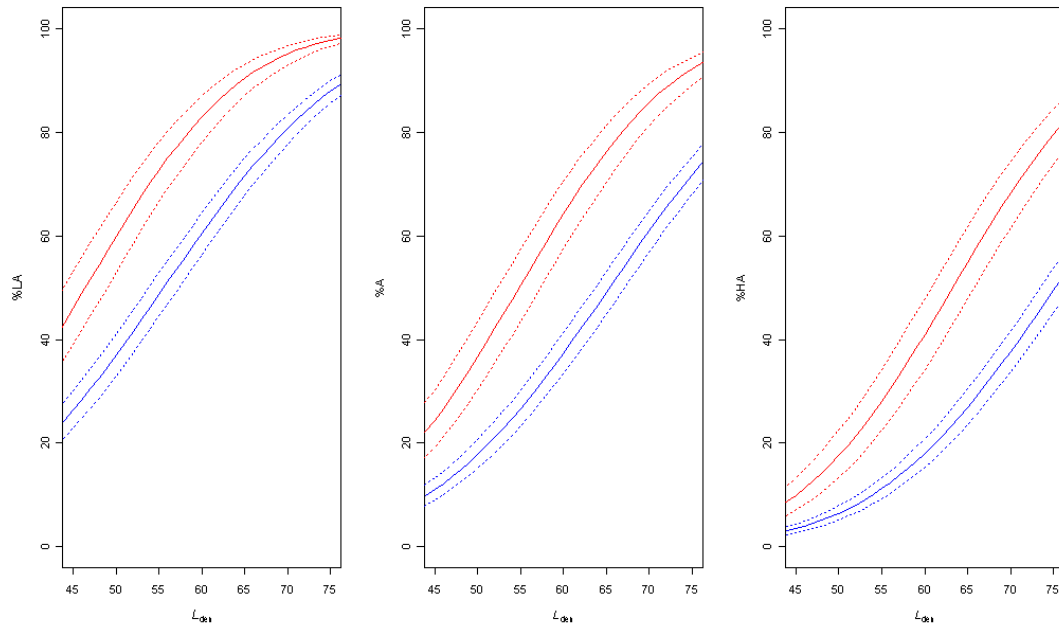
of aircraft noise exposure. Although the possibility of an increase in sleep disturbance has not been addressed in the literature before, a similar increase was found for sleep disturbance on the basis of 11 surveys. The present study, which reflects four decades of aircraft noise annoyance research, yields an estimation of the size of the increase compared to earlier exposure-response relationships for aircraft noise and provides a basis for decisions on whether the exposure-response relationships for aircraft noise need to be updated.

#### Method.

Using the TNO-approach, as described above, a dummy variable *recent* for the seven recently added Aircraft noise studies was included in the model as well as an interaction term  $recent * L_{den}$  to account for differences in slopes.

The fitted model was:  $A^* = b_0 + b_1 * L_{den} + recent + recent * L_{den}$

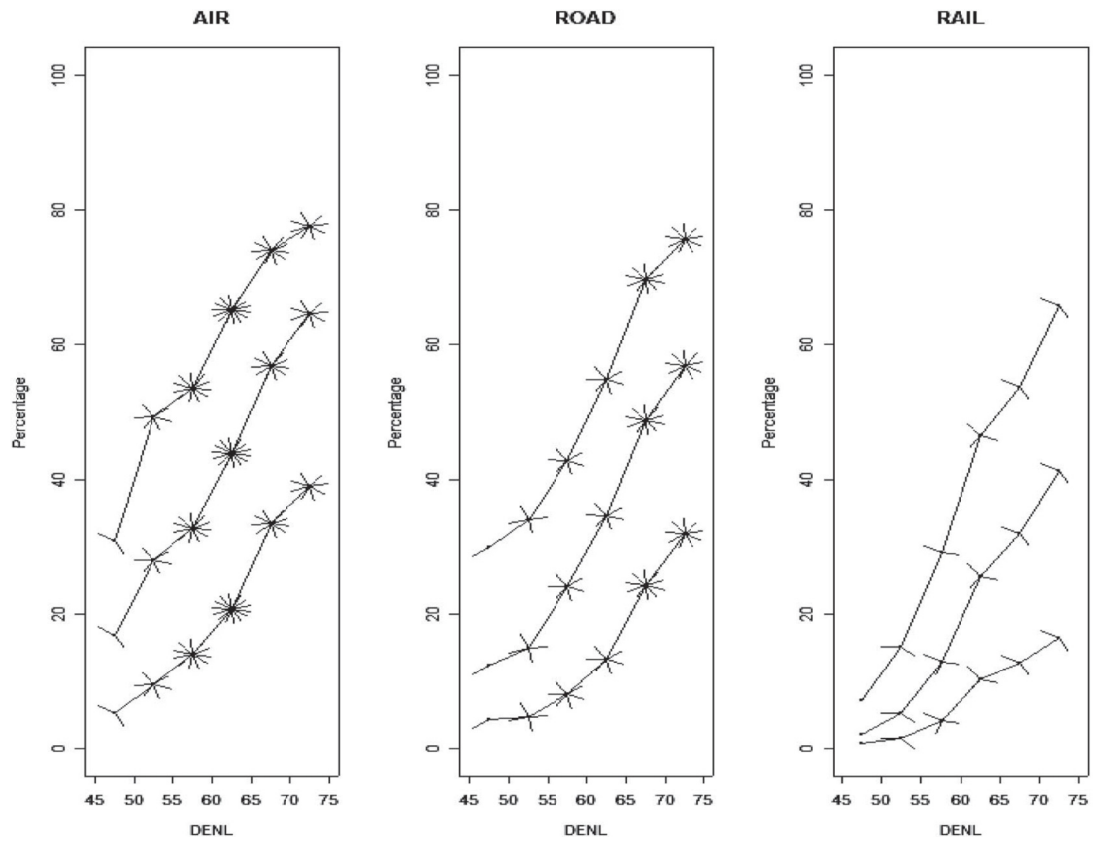
#### Results.



**Figure 2:** %LA, %A and %HA for the 'older' (blue) and for the recently added datasets (red) with their confidence intervals (dotted line)

**3. The numbers of observed average %HA, %A and %LA in 5 dB steps (LDN and DENL) for each noise source.**

In Oudshoorn and Miedema (2006 figure 1, see below), the observed %HA, %A, and %LA (averaged over individual respondents) were already given in 5 dB steps, for each noise source.



## II. Concept voor de herziene versie van Annex D van ISO 1996-1

### Annex D (informative)

#### Estimated percentage of a population highly annoyed as a function of adjusted day-night sound level

##### Introduction

In 1978, T.J. Schultz published a relation between the percentage of a population expressing high annoyance to aircraft, road traffic and railway noise and the corresponding A-weighted day-night sound level. A few years later, Kryter (see Bibliography [6]) argued that the community response to transportation noise could not be represented by one single curve: for equal day-night levels, the percentage of respondents being highly annoyed by aircraft noise was higher, and the percentage of respondents being highly annoyed by railway sounds was lower than that for road traffic noise. Since 1978 there have been several meta-analyses, notably Fidell *et al.* (1994), Miedema and Vos (1998), Miedema and Oudshoorn (2001) and Fidell *et al.* (2011) and Schomer *et al.* (2011) in tandem, with Fidell dealing only with aircraft, and Schomer only dealing with road traffic and railroads. Each of these meta-analyses find similar systematic differences between aircraft, road traffic and railway noise, differences that are of the type suggested by Kryter. All of the meta-analyses except the 2011 papers fit curves to measured data. Miedema and Oudshoorn (2001) fit curves to individual subject data, and Fidell *et al.* (1994) fits curves to cluster data. In contrast to curve fitting, Fidell *et al.* (2011) and Schomer *et al.* (2011) theorize as to what the function should be, and in this process, as explained in Annex F, a variable is created that indicates the position of this theoretical function along the DNL axis.

##### D.2 The Dose-response Functions

The dose-response relationships are only specified for the range from DENL or DNL 40 to 80 dB, and they only are recommended for the range from DENL or DNL 45 to 75 dB.<sup>1</sup> The functions that relate the prevalence of a community highly annoyed to the DENL or DNL obtained by Miedema and Oudshoorn (2001), which are presented here, are similar but not identical to the functions given by Fidell *et al.* (2011) and Schomer *et al.* (2011) for aircraft and road traffic noise respectively. More information on the derivation of the dose-response functions is given in Annexes F and G. Table D.1 and Figure D.1 illustrate the prevalence of high annoyance as a function of DENL for aircraft noise. Two functions are portrayed: (1) Miedema and Oudshoorn (2001)-solid blue line, and (2) Fidell *et al.* (2011)-long dashes, purple line. The Fidell *et al.* function and the Miedema and Oudshoorn function are very similar, and it is expected that countries will adopt one of these two functions. These two functions are given in equations D.1a and D.2a.

---

<sup>1</sup> The difference between DENL and DNL is taken to be 0.6 dB.

For aircraft noise using DENL:

$$\% \text{ HA} = -9.199 \cdot 10^{-5} (L_{\text{den}} - 42)^3 + 3.932 \cdot 10^{-2} (L_{\text{den}} - 42)^2 + 0.2939 (L_{\text{den}} - 42) \quad (\text{D.1a})$$

or,

$$\% \text{ HA} = 100 \cdot \text{EXP}(-1/((10^{((L_{\text{den}} - 0.6) - L_{\text{ct}} + 5.306)/10)})^{0.3})) \quad (\text{D.2a})$$

where, for aircraft,  $L_{\text{ct}} = 73.3 \text{ dB}$ .

NOTE: It is expected that countries or other bodies that have cognizance over noise assessment will adopt the use of equation D.1a or D.2a, but not both.

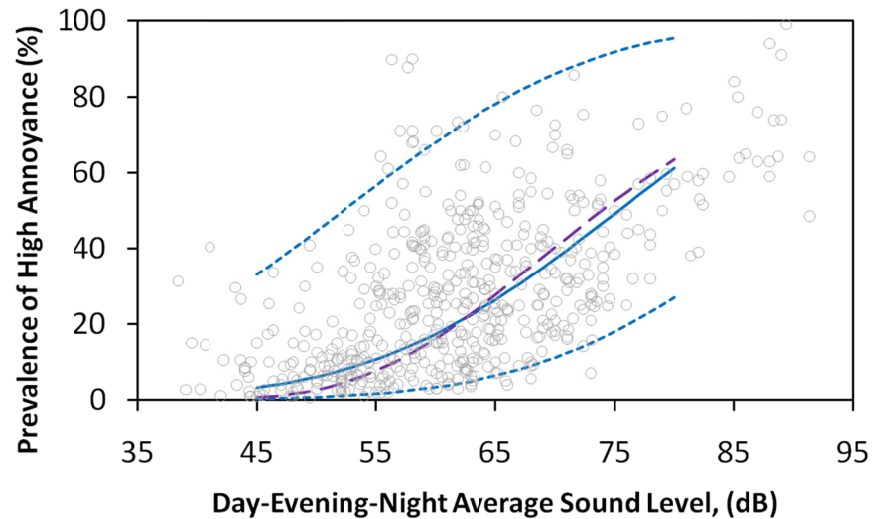


Figure D.1a. Prevalence of high annoyance to aircraft noise versus DENL. The solid blue curve is from Miedema and Oudshoorn (2001), and the dashed purple line is from Fidell *et al.* (2011). The data portrayed are the cluster data from Fidell *et al.* (2011), and the dashed blue lines, are the 95% prediction intervals fit to the cluster data.



Table D.1a. Prevalence of high annoyance to aircraft noise versus DENL. The 95% prediction intervals are based on the cluster data from Fidell *et al.* (2011).

DENL	Upper 95% Data interval	Lower 95% Data interval	%HA (Miedema & Oudshoorn 2001 formula[6])	%HA Fidell <i>et al.</i> (2011)
45	33.1	0.3	3.2	0.6
46	35.3	0.4	3.7	0.9
47	37.6	0.4	4.2	1.2
48	39.9	0.5	4.8	1.6
49	42.3	0.6	5.4	2.1
50	44.7	0.7	6.1	2.7
51	47.1	0.9	6.9	3.4
52	49.5	1.0	7.7	4.3
53	51.9	1.2	8.7	5.3
54	54.3	1.4	9.7	6.5
55	56.7	1.6	10.8	7.7
56	59.1	1.9	11.9	9.2
57	61.4	2.2	13.2	10.8
58	63.7	2.6	14.5	12.5
59	66.0	2.9	16.0	14.4
60	68.2	3.4	17.5	16.4
61	70.3	3.9	19.1	18.5
62	72.4	4.4	20.8	20.7
63	74.4	5.0	22.6	22.9
64	76.3	5.6	24.5	25.3
65	78.2	6.4	26.4	27.7
66	79.9	7.2	28.5	30.2
67	81.6	8.0	30.6	32.7
68	83.2	9.0	32.7	35.3
69	84.7	10.0	35.0	37.8
70	86.1	11.1	37.3	40.3
71	87.4	12.3	39.6	42.9
72	88.6	13.6	42.0	45.4
73	89.7	15.0	44.4	47.8
74	90.8	16.5	46.8	50.2
75	91.8	18.0	49.2	52.6
76	92.7	19.6	51.6	54.9
77	93.5	21.4	54.1	57.1
78	94.2	23.2	56.5	59.3
79	94.9	25.1	58.9	61.4
80	95.5	27.0	61.2	63.5

Equation D.1b and D.2b, Table D.1b, and Figure D.1b, are the same as equations D.1a and D.2a, Table D.1a and Figure D.1a except that the former are for DENL and the latter are for DNL.

For aircraft noise using DNL:

$$\% \text{ HA} = -1.395 \cdot 10^{-4} (L_{\text{dn}} - 42)^3 + 4.081 \cdot 10^{-2} (L_{\text{dn}} - 42)^2 + 0.342 (L_{\text{dn}} - 42) \quad (\text{D.1b})$$

or,

$$\% \text{ HA} = 100 \cdot \text{EXP}\left(-1/\left(10^{\left(\frac{L_{\text{dn}} - L_{\text{ct}} + 5.306}{10}\right)^{0.3}}\right)\right) \quad (\text{D.2b})$$

where, for aircraft,  $L_{\text{ct}} = 73.3$  dB.

NOTE: It is expected that countries or other bodies that have cognizance over noise assessment will adopt the use of equation D.1b or D.2b, but not both.

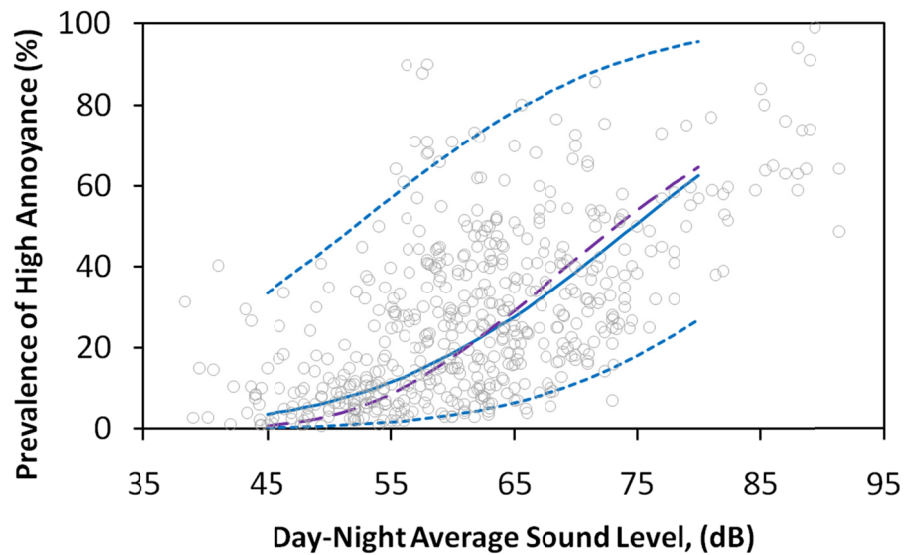


Figure D.1b. Prevalence of high annoyance to aircraft noise versus DNL. The solid blue curve is from Miedema and Oudshoorn (2001), and the dashed purple line is from Fidell *et al.* (2011). The data portrayed are the cluster data from Fidell *et al.* (2011), and the dashed blue lines, are the 95% prediction intervals fit to the cluster data.

Table D.1b. Prevalence of high annoyance to aircraft noise versus DNL. The 95% prediction intervals are based on the cluster data from Fidell *et al.* (2011).

DNL	Upper 95% Data interval	Lower 95% Data interval	%HA (Miedema & Oudshoorn 2001 formula[6])	%HA Fidell <i>et al.</i> (2011)
45	33.5	0.3	3.5	0.7
46	35.7	0.4	4.0	1.0
47	38.0	0.4	4.6	1.4
48	40.3	0.5	5.2	1.9
49	42.7	0.6	5.9	2.4
50	45.1	0.7	6.7	3.1
51	47.5	0.9	7.5	3.9
52	49.9	1.0	8.4	4.9
53	52.3	1.2	9.3	6.0
54	54.7	1.4	10.4	7.2
55	57.1	1.7	11.5	8.6
56	59.5	1.9	12.8	10.1
57	61.8	2.2	14.1	11.8
58	64.1	2.6	15.5	13.6
59	66.3	3.0	17.0	15.5
60	68.5	3.4	18.6	17.6
61	70.6	3.9	20.2	19.8
62	72.7	4.4	22.0	22.0
63	74.7	5.0	23.8	24.4
64	76.6	5.7	25.7	26.8
65	78.4	6.4	27.7	29.2
66	80.1	7.2	29.8	31.7
67	81.8	8.1	32.0	34.3
68	83.4	9.0	34.2	36.8
69	84.8	10.0	36.4	39.3
70	86.2	11.1	38.7	41.9
71	87.5	12.3	41.1	44.4
72	88.7	13.6	43.5	46.8
73	89.9	15.0	45.9	49.3
74	90.9	16.4	48.3	51.7
75	91.9	18.0	50.7	54.0
76	92.7	19.6	53.1	56.3
77	93.6	21.3	55.5	58.5
78	94.3	23.1	57.9	60.6
79	95.0	25.0	60.3	62.6
80	95.6	27.0	62.6	64.6

Equations D.3a, D.3b, D.4a, and D.4b, Figures D.2a and D.2b, and Tables D.2a and D.2b relate to road-traffic data, and each are analogous to their aircraft counterparts.

For road-traffic noise using DENL:

$$\% \text{ HA} = 9.868 * 10^{-4} (L_{\text{den}} - 42)^3 - 1.436 * 10^{-2} (L_{\text{den}} - 42)^2 + 0.5118 (L_{\text{den}} - 42) \quad (\text{D.3a})$$

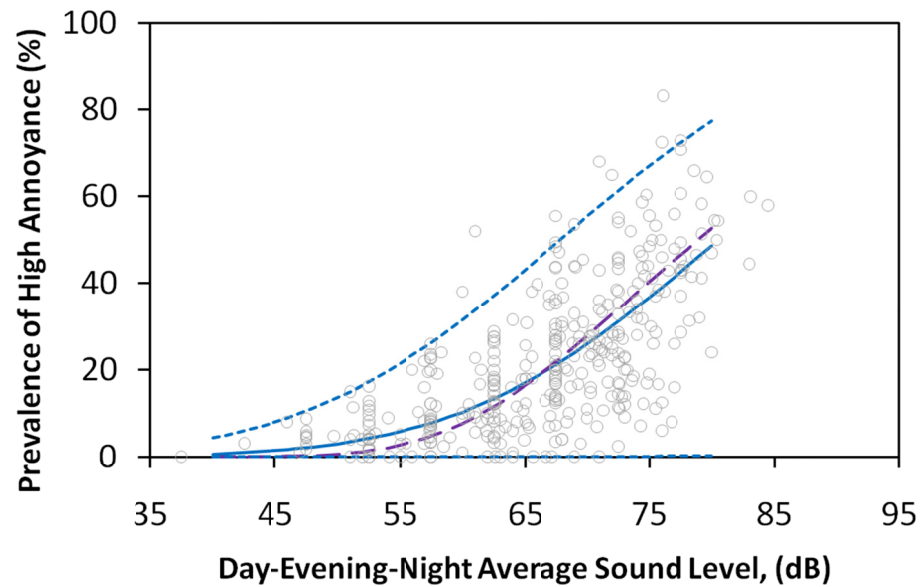
or,

$$\% \text{ HA} = 100 * \text{EXP}(-1 / ((10^{((L_{\text{den}} - 0.6) - L_{\text{ct}} + 5.306) / 10)})^{0.3})) \quad (\text{D.4a})$$

where, for road traffic,  $L_{\text{ct}} = 78.3 \text{ dB}$ .

NOTE: It is expected that countries or other bodies that have cognizance over noise assessment will adopt the use of equation D.3a or D.4a, but not both.

Figure D.2a. Prevalence of high annoyance to road-traffic noise versus DNL.



The solid blue curve is from Miedema and Oudshoorn (2001), and the dashed purple line is from Schomer *et al.* (2011). The data portrayed are the cluster data from Schomer *et al.* (2011), and the dashed blue lines, are the 95% prediction intervals fit to the cluster data.

Table D.2a. Prevalence of high annoyance to road-traffic noise versus DENL. The 95% prediction intervals are based on the cluster data from Schomer *et al.* (2011).

DENL	Upper 95% Data interval	Lower 95% Data interval	%HA (Miedema & Oudshoorn 2001 formula[6])	%HA Schomer <i>et al.</i> (2011)
40	4.4	0.0	0.6	0.0
41	4.9	0.0	0.7	0.0
42	5.6	0.0	0.9	0.0
43	6.3	0.0	1.0	0.0
44	7.1	0.0	1.2	0.0
45	8.0	0.0	1.4	0.1
46	9.0	0.0	1.7	0.1
47	10.0	0.0	1.9	0.2
48	11.1	0.0	2.3	0.3
49	12.3	0.0	2.6	0.4
50	13.6	0.0	3.0	0.6
51	15.0	0.0	3.4	0.9
52	16.5	0.0	3.9	1.2
53	18.1	0.0	4.5	1.6
54	19.7	0.0	5.1	2.1
55	21.5	0.0	5.8	2.7
56	23.3	0.0	6.5	3.4
57	25.2	0.0	7.4	4.3
58	27.3	0.0	8.3	5.3
59	29.3	0.0	9.3	6.5
60	31.5	0.0	10.3	7.7
61	33.7	0.0	11.5	9.2
62	36.0	0.0	12.7	10.8
63	38.3	0.0	14.0	12.5
64	40.7	0.0	15.4	14.4
65	43.1	0.0	17.0	16.3
66	45.5	0.0	18.6	18.4
67	48.0	0.0	20.3	20.7
68	50.4	0.0	22.0	22.9
69	52.9	0.0	23.9	25.3
70	55.3	0.0	25.9	27.7
71	57.8	0.0	27.9	30.2
72	60.2	0.1	30.0	32.7
73	62.5	0.1	32.2	35.3
74	64.8	0.1	34.4	37.8
75	67.1	0.1	36.7	40.3
76	<sup>69</sup> 69.3	0.1	39.1	42.9
77	71.4	0.1	41.4	45.4
78	73.5	0.2	43.9	47.8
79	75.5	0.2	46.3	50.2
80	77.4	0.3	48.8	52.6

For road traffic noise using DNL:

$$\% \text{ HA} = 9.994 \cdot 10^{-4} (L_{\text{dn}} - 42)^3 - 1.523 \cdot 10^{-2} (L_{\text{dn}} - 42)^2 + 0.538 (L_{\text{dn}} - 42) \quad (\text{D.3b})$$

or,

$$\% \text{ HA} = 100 \cdot \text{EXP}(-1 / ((10^{((L_{\text{dn}} - L_{\text{ct}} + 5.306) / 10)})^{0.3}))) \quad (\text{D.4b})$$

where, for road traffic,  $L_{\text{ct}} = 78.3$  dB.

NOTE: It is expected that countries or other bodies that have cognizance over noise assessment will adopt the use of equation D.3b or D.4b, but not both.

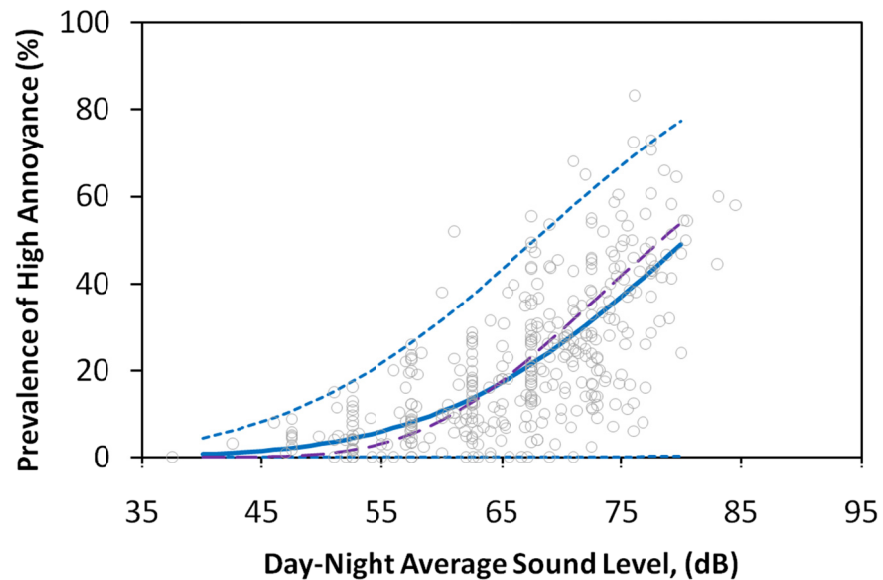


Figure D.2b. Prevalence of high annoyance to road-traffic noise versus DNL. The solid blue curve is from Miedema and Oudshoorn (2001), and the dashed purple line is from Schomer *et al.* (2011). The data portrayed are the cluster data from Schomer *et al.* (2011), and the dashed blue lines, are the 95% prediction intervals fit to the cluster data.

Table D.2a. Prevalence of high annoyance to road-traffic noise versus DENL. The 95% prediction intervals are based on the cluster data from Schomer *et al.* (2011).

DNL	Upper 95% Data interval	Lower 95% Data interval	%HA (Miedema & Oudshoorn 2001 formula[6])	%HA Schomer <i>et al.</i> (2011)
40	4.5	0.0	0.7	0.0
41	5.1	0.0	0.8	0.0
42	5.7	0.0	0.9	0.0
43	6.5	0.0	1.1	0.0
44	7.3	0.0	1.3	0.1
45	8.2	0.0	1.5	0.1
46	9.1	0.0	1.8	0.2
47	10.2	0.0	2.0	0.2
48	11.3	0.0	2.4	0.4
49	12.5	0.0	2.7	0.5
50	13.8	0.0	3.1	0.7
51	15.2	0.0	3.6	1.0
52	16.7	0.0	4.1	1.4
53	18.3	0.0	4.7	1.9
54	19.9	0.0	5.3	2.4
55	21.7	0.0	6.0	3.1
56	23.5	0.0	6.7	3.9
57	25.5	0.0	7.6	4.9
58	27.5	0.0	8.5	6.0
59	29.5	0.0	9.5	7.2
60	31.7	0.0	10.6	8.6
61	33.9	0.0	11.7	10.1
62	36.2	0.0	13.0	11.8
63	38.5	0.0	14.3	13.6
64	40.8	0.0	15.8	15.5
65	43.2	0.0	17.3	17.6
66	45.7	0.0	18.9	19.8
67	48.1	0.0	20.6	22.0
68	50.6	0.0	22.4	24.4
69	53.0	0.0	24.3	26.8
70	55.4	0.0	26.2	29.2
71	57.8	0.0	28.3	31.7
72	60.2	0.1	30.4	34.3
73	62.6	0.1	32.5	36.8
74	64.9	0.1	34.8	39.3
75	67.1	0.1	37.1	41.9
76	69.3	0.1	39.4	44.4
77	71.4	0.1	41.8	46.8
78	73.5	0.2	44.2	49.3
79	75.5	0.2	46.6	51.7
80	77.4	0.3	49.1	54.0

If one is assessing only aircraft noise or only road-traffic noise then, in accordance with national or regional requirements, one should use either equations D.1(a or b) and D.3(a or b) for aircraft and road-traffic noise, respectively, or equations D.2(a or b) and D.4(a or b), also for aircraft and road-traffic noise, respectively. When one is dealing with combined exposure to aircraft and road traffic noise, in accordance with national or regional requirements, one should use equations D.1(a or b) and D.3(a or b) in conjunction with the method described in Miedema (2004).

Alternatively, if one wants to designate a constant penalty that is independent of DENL or DNL for aircraft noise with respect to road traffic noise, then one should use equations D.2(a or b) and D.4(a or b).

NOTE: Equations D.2(a or b) and D.4(a or b) incorporate an aircraft noise penalty of exactly 5 dB compared to road-traffic noise.

Aircraft Noise Penalty re Road-Traffic Noise (dB)	$L_{ct}$ Aircraft (dB)	$L_{ct}$ Road Traffic (dB)
6	72.8	78.8
5	73.3	78.3
4	73.8	77.8
3	74.3	77.3

Table D.3b DNL. Recommended  $L_{ct}$  for the aircraft noise penalty choices indicated relative to road-traffic noise (see Table A.1). A penalty of 5 dB is recommended since Fidell *et al.* (2011) finds  $L_{ct} = 73.3$  dB for aircraft, and Schomer *et al.* finds  $L_{ct} = 78.3$  dB for road traffic, which indicates an aircraft noise penalty of exactly 5 dB relative to road-traffic noise.

The following two equations (Miedema and Oudshoorn, 2001) relate the overall data set for the prevalence of high annoyance to train noise as functions of DENL or DNL. These equations treat all of the train survey data as equal and do not attempt to separate survey data for which there were high levels vibrations and/or rattle from surveys for which there were not high levels of vibrations and/or rattle.

Annex F.2 shows evidence that there may be differences in the annoyance response between these situations, and gives what might be considered very preliminary alternative equations that make this differentiation.

$$\%HA = 7.239 * 10^{-4} (L_{den} - 42)^3 - 7.851 * 10^{-3} (L_{den} - 42)^2 + 0.1695 (L_{den} - 42) \quad (D.5a)$$

for DENL, and

$$\%HA = 7.158 * 10^{-4} (L_{dn} - 42)^3 - 7.774 * 10^{-3} (L_{dn} - 42)^2 + 0.163 (L_{dn} - 42) \quad (D.5b)$$

for DNL.



### III. Concept voor Annex F van de herziene versie van ISO 1996-1

#### Annex F (informative)

#### A Theory-based Approach to Predicting the Percent Highly Annoyed

Figure D.1(a or b) portrays all aircraft noise attitudinal survey data that could be found, mainly in English, and put into the form of percent highly annoyed as a function of DNL. The data largely form a big amorphous cloud. Curves fit to the data typically explain less than 40% of the variance, and the prediction interval is very large. For example, at a DNL of 60 dB, the predicted percent highly annoyed is 18%, but the prediction interval goes from 3 to 69%. That is, one is 95% confident that the actual percentage will be between 3 and 69 percent highly annoyed—a huge range. This situation is somewhat analogous to having a plane flight scheduled to take off at 3:00 P.M., and knowing only that 19 times out of 20, it will take off sometime between noon and 10 P.M. This huge range of the attitudinal survey data results from a lack of theory to explain the variability. Here, a theory is provided.

Fidell *et al.* (2011) and Schomer *et al.* (2011) theorize that the rate of change of annoyance with the Day-Night Average Sound Level (DNL) of the noise from various modes of transportation closely resembles a duration-adjusted loudness calculation using DNL. It is well-known that loudness is proportional to a sound pressures squared raised to the 0.3 power. But the sensation of loudness grows for only a fraction of a second, and then becomes constant independent of the duration of the sound. In contrast, annoyance appears to grow indefinitely in direct proportion to the duration of the sound. So, Fidell *et al.* (2011) and Schomer (2011) convert DNL to units of pressure squared, raise this to the 0.3 power, and continue the growth in direct proportion to the duration of the sound. In essence, it is being theorized that annoyance is proportional to loudness times duration. Hence, this calculation is described as resembling a duration-adjusted loudness calculation using DNL. In the two journal papers, the universe of attitudinal survey data confirms this theory. The theory explains the variability to the data and identifies some factors that cause this variability. As a result, more than 50% more of the variance is explained than is explained by just fitting curves that are only functions of DNL.

More specifically the noise dose,  $m$ , is given by  $m = (10^{((L_{dn} - L_{ct} + 5.306) / 10)})^{0.3}$ , where the exponent of 0.3 converts pressure squared to a value proportional to loudness. That is,  $m = (P_m^2)^{0.3}$ , and  $P_m^2 = 10^{((L_{dn} - L_{ct} + 5.306) / 10)}$ . The percent of a community highly annoyed by a given transportation noise dose is functionally related to the dose as shown below:

$$\begin{aligned} \%HA &= 100 * \text{EXP}(-1/m) \\ &= 100 * \text{EXP}(-1/(P_m)^{0.3}) \\ &= 100 * \text{EXP}(-(P_m)^{-0.3}) \end{aligned} \quad (1)$$

This functional relationship, of the form  $e^{-x}$ , is the simplest (single parameter) transition function. As the noise goes from very very quiet to very very loud, it transitions between an asymptotic value of 0 (0% of a community highly annoyed when the noise is very very quiet) to an asymptotic value of 100 (100% of a community highly annoyed when the noise is very very loud).

For purposes of convenience, the value of CTL for a given community is defined as the midpoint of the exponential function. A CTL value thus corresponds to the DNL value at which half of the people in a community describe themselves as highly annoyed by transportation noise exposure. As Fidell *et al.* (2011) show, the constant 5.306 follows from the definition of CTL as the midpoint of the exponential function. That is, when  $DNL = CTL$ , the %HA = 50% (Definition of CTL at a point other than 50% on the exponential function would merely result in a change to the value 5.306, with no loss of generality.)

CTL reflects all non-DNL related factors that influence annoyance judgments in a given set of noise survey data. The utility of CTL for explanatory purposes is that it expresses community-level differences in reactions to transportation noise exposure in simple decibel form, in units of DNL. Equation 2 expresses the percent highly annoyed directly as a function of DNL and CTL:

$$\% \text{ HA} = 100 * \text{EXP}(-1 / (10^{((L_{dn} - L_{ct} + 5.306) / 10)^{0.3}})) \quad (2)$$

In effect,  $L_{ct}$  is a free variable. The fit between individual survey attitudinal data and values predicted using this theory demonstrates that the variability in annoyance prevalence rates in communities is well accounted for by a simple model with a single variable: a community tolerance level (abbreviated CTL, and represented symbolically in mathematical expressions as  $L_{ct}$ ), expressed in units of DNL.

In practice, the value of CTL for a given community is established by finding the value of DNL that minimizes the root mean square (rms) difference between equation 2 and pairs of empirical (DNL, %HA) observations at interviewing sites within a social survey. This is done by sliding equation 2 along the DNL axis and computing the rms values of differences between predicted (*per* equation 2) and observed annoyance prevalence rates. Figure 2 illustrates the process with respect to pairs of (DNL, %HA) values observed in an Austrian road traffic social survey (Lercher, 1998).

Selecting a value of  $L_{ct} = 64$  dB in equation 2 yields the uppermost dashed curve. Respondents in this survey are clearly more tolerant of road traffic noise, since the curve lies above most of the data points. Selecting a value of  $L_{ct} = 79$  dB in Eq (2) yields the lowermost dashed curve. Respondents in this survey are clearly less tolerant of road traffic noise, since the curve lies below all of the data points. The best fitting (minimal rms error) position for the predictive function for these data is at  $L_{ct} = 69.3$  dB.

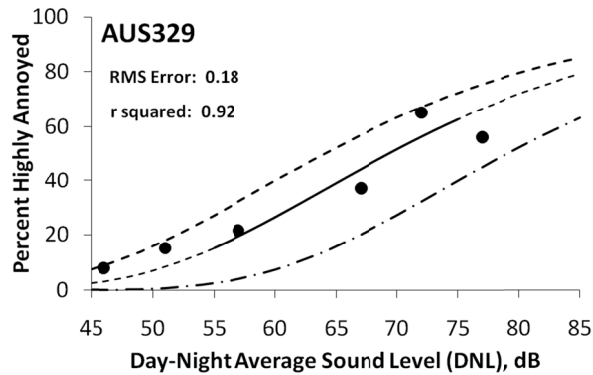


Figure 2. Examples of several fits of the effective loudness function within a single set of social survey data observations:  $L_{ct} = 64$  (dashed line);  $L_{ct} = 69$  (solid line);  $L_{ct} = 79$  (dot-dashed line).

The three major strengths of this theory-based approach are:

- 1) The CTL as a single number parameter allows for the numerical differentiation between differing situations such as between differing modes of transportation, differing factors such as good or poor community relations, differing times of day (is the night time penalty really 10 dB?), differing communities (urban vs. rural), etc.
- 2) The CTL parameter accounts for 50% more of the variance than does DNL or DENL alone.
- 3) With further research it is reasonable to expect that one will be able to predict the CTL of differing communities based on community wide attributes, norms, and conditions, etc.

Finding the CTL for a common group of attitudinal surveys such as all road traffic surveys allows one to make comparisons between and within modes of transportation. Schomer *et al.* (201x) shows the adjustments for different groups of transportation noise sources relative to road traffic noise as given in Table F.1, which lists the mean CTL and the standard deviation to the data for the four sound sources and conditions indicated.

Table F.1

Source and condition	Mean CTL	Difference from Road Traffic	Standard Deviation	95% Prediction Interval
Aircraft	73.3	5	7.1	73.3±14.2
Road traffic	78.3	0	5.1	78.3±10.2
Railroad (low vibration levels)	87.8	-9	3.5	87.8±7.0
Railroad (high vibration levels)	75.3	3	4.2	75.3±8.4

## IV. Concept voor Annex G van de herziene versie van ISO 1996-1

### Annex G (informative)

#### Derivation of the Miedema and Oudshoorn (2001) Dose-response Functions

The dose-response functions presented in Annex D.2 were recommended in an EU position paper (EC, 2002) and have been used in several health impact assessments (e.g. WHO, 2011). The method to derive these curves is described in detail by Miedema and Oudshoorn (2001) and Groothuis-Oudshoorn and Miedema (2006). The analysis is done on individual data, using DNL and the annoyance score recoded into a 0-100 point score of each individual respondent. Extreme exposure levels (DNL < 45 or > 75 dB) are excluded, because the risk of unreliable data is high at very low levels, whereas the risk of survivors is high at very high levels. The annoyance boundary quantifications are computed for each collected annoyance score. For scales with various numbers of categories the boundaries are as follows:

No of effective categories	Boundary quantifications
3	0-33-67-100
4	0-25-50-75-100
5	0-20-40-60-80-100
6	0-17-33-50-67-83-100
7	0-14-28-43-57-72-86-100
10	0-10-20-30-40-50-60-70-80-90-100
11	0-9-18-27-36-45-55-62-73-82-91-100

The model fitted is (using individual index  $i$  and study index  $j$ ):

$$A_{ij} = \beta_0 + \beta_1 \text{DNL} + u_{0j} + \epsilon_{ij} \quad [1]$$

A regression method is used allowing for the inclusion of a random study effect  $u_{0j}$ . Using this regression method the annoyance score is modelled on a 100-point scale (or rather its boundaries) for each respondent as a function of the exposure level. By using the 100-point score as a continuous dependent variable (divided into intervals) instead of a dichotomized high annoyance cutoff point, all the information of the data distribution is used. The regression model, apart from getting estimates

for the model parameters, also estimates the variance accounted for by the random effect (study) as well as estimates for the individual variance (at the respondent level).

After fitting the regression, estimates are obtained for  $\beta_0$ ,  $\beta_1$ ,  $\sigma_{20}$  and  $\sigma_{21}$  by which the annoyance score may be predicted. However, the probability to exceed a certain annoyance score at a given DNL level (%A or %HA) may be more important for policy than the mean annoyance score. For any value of the exposure variable, the expected percentage annoyed (%A) and the percentage highly annoyed (%HA), as well as their 95% confidence intervals, can be estimated from the regression coefficients. For practical purposes, the calculated values of %A and %HA for DNL levels [45:75] based on the model were subsequently used to fit the polynomial approximations shown in Annex D.

By extending formula [1] the effects of covariates can also be estimated. The model then becomes:

$$A_{ij} = \beta_0 + \beta_1 \text{DNL} + \beta_2 \text{COVARIATE} + u_{0j} + \epsilon_{ij} \quad [2]$$

This allows obtaining estimates for the amount of shift in the relationship between DNL and A expected for each covariate, which may be translated into equivalent dB(A) differences to indicate the size of the influence of a certain covariate. The influence of covariates may be estimated on an individual basis by including respondent characteristics, or, in the same manner, by including study characteristics.

## Distributielijst

Onderstaande instanties/personen ontvangen een volledig exemplaar van het rapport.

- 3 ex. Ministerie van Infrastructuur en Milieu  
t.a.v. Ir. M. van den Berg  
inclusief digitale versie bijgeleverd op cd-rom
  
- 2 ex. TNO, vestiging Den Haag,  
Archief 2 ex. TNO, Vestiging Den Haag  
Ir. F. de Roo
  
- 1 ex. TNO, Vestiging Delft  
Dr. S.A. Janssen