
Omgevingslawaai beoordelen

Voorstel voor een uniform systeem van geluidmaten
ter beoordeling van hinder en slaapverstoring door geluid

Omgevingslawaai beoordelen

Voorstel voor een uniform systeem van geluidmaten
ter beoordeling van hinder en slaapverstoring door geluid

Gezondheidsraad: Commissie 'Uniforme geluiddosismaat'

aan

deMinister van Volksgezondheid, Welzijn en Sport

deMinister van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer

deMinister van Defensie

deMinister van Verkeer en Waterstaat

Nr 1997/23, Rijswijk, 20 oktober 1997

Deze publicatie kan als volgt worden aangehaald:

Gezondheidsraad: Commissie 'Uniforme geluidsdosismaat'. Omgevingslawaai beoordelen. Rijswijk: Gezondheidsraad, 1997; publicatie nr 1997/23.

auteursrechten voorbehouden

ISBN: 90-5549-190-X

Ten geleide

Dit rapport bevat de Nederlandse vertaling van het advies 'Assessing noise exposure for public health purposes', dat op 20 oktober 1997 door de Gezondheidsraad is uitgebracht. Om publicatie van de hoofdtekst van het advies in het Nederlands zoveel mogelijk te bespoedigen, is afgezien van een vertaling van de technische bijlagen (bijlagen D tot en met H). Deze zijn hier in de oorspronkelijke, Engelse versie opgenomen.



Prof dr JA Knottnerus,
vice-voorzitter

Inhoud

Samenvatting 9

-
- 1 Omgevingsgeluid, een volksgezondheidsvraagstuk 15
 - 1.1 Inleiding 15
 - 1.2 Adviesaanvraag, commissie en werkwijze 16
 - 1.3 Opzet van het advies 16

 - 2 Blootstellingsmaten en gezondheidseffecten 17
 - 2.1 Karakterisering van blootstelling aan geluid in de huidige regelgeving 17
 - 2.2 Invloed van blootstelling aan omgevingsgeluid op de bevolking 18

 - 3 Een stelsel van blootstellingsmaten voor omgevingsgeluid 23
 - 3.1 Toepassing van het stelsel 23
 - 3.2 Eisen 24
 - 3.3 Aanpak 24
 - 3.4 Model voor het afleiden van een blootstellingsmaat voor omgevingsgeluid 25
 - 3.5 Afleiding van de EEL 26
 - 3.6 Een geluidmaat voor de beoordeling van slaapverstoring (ENEL) 33

 - 4 Kanttekeningen bij het voorgestelde stelsel 37
 - 4.1 Eisen uit de adviesaanvraag 37
 - 4.2 Verdere overwegingen 39
-

4.3 Vergelijking met de huidige Nederlandse regelgeving 40

Literatuur 43

Bijlagen 51

- A De adviesaanvraag 53
- B De commissie 57
- C Begrippen en definities 59
- D Activity pattern of the Dutch population 63
- E Exposure-effect relationships for general annoyance 71
- F Adjustments for special characteristics 81
- G Exposure-effect relationships for sleep disturbance 85
- H Stepwise determination of noise metrics 93

Samenvatting

In dit advies doet de Commissie ‘Uniforme geluiddosismaat’ van de Gezondheidsraad een voorstel voor een stelsel van maten voor blootstelling aan omgevingslawaaï. Het stelsel moet dienen voor de risicobeoordeling en beleidsondersteuning met betrekking tot de schadelijke gevolgen van die blootstelling voor de gezondheid en het welzijn van mensen in de woonomgeving.

Adviesaanvraag en achtergrond

De Ministers van Volksgezondheid, Welzijn en Sport en van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer hebben de Gezondheidsraad gevraagd een stelsel van maten voor de blootstelling aan omgevingsgeluid aan te bevelen. Dat stelsel moet, aldus de adviesaanvraag, eenvoudig en inzichtelijk zijn, passen binnen bindende internationale afspraken en bruikbaar zijn voor alle geluidbronnen buiten de woning. Het huidige bestaan van een grote diversiteit van bronspecifieke geluiddosismaten die, elk op eigen wijze, verband houden met gezondheidseffecten, vormt de achtergrond van de adviesaanvraag.

Het voorliggende advies is een antwoord op het verzoek van de beide ministers. Het maakt deel uit van het nationale beleidsproject Modernisering Instrumentarium Geluidbeleid (MIG) dat moet resulteren in een op sterke vereenvoudiging van het huidige normstelsel gerichte herziening van het overheidsbeleid. Belangrijke doelstellingen zijn: het bewerkstelligen van meer inzichtelijkheid en flexibiliteit

alsmede het overhevelen van meer bevoegdheden naar provinciale en gemeentelijke overheden.

Specificatie van gezondheidseffecten van blootstelling aan geluid

De adviesaanvraag heeft betrekking op blootstelling aan omgevingsgeluid. In een eerdere publicatie van de Gezondheidsraad toonde de Commissie ‘Geluid en Gezondheid’ aan dat, op populatieniveau, hinder en slaapverstoring de meest voorkomende effecten van deze blootstelling zijn. Het in het voorliggende advies beschreven stelsel is zodanig opgezet dat het een mogelijkheid biedt om, onafhankelijk van de aard van de geluidbron, de omvang van deze effecten in woongebieden vast te stellen. Om dat doel te bereiken worden, op geleide van empirische gegevens, gangbare fysische blootstellingsmaten aangepast teneinde bronspecifieke verschillen tussen blootstelling-responsrelaties op te heffen.

Als maat voor de hinder in een populatie wordt in wetenschappelijk onderzoek gewoonlijk het ‘percentage ernstig gehinderde personen’ gebruikt, aangeduid als *%HA* (‘highly annoyed’). Als ernstig gehinderd wordt beschouwd iedereen die op een schaal van 0 tot 100 (respectievelijk: ‘geheel niet gehinderd’ en ‘uitermate gehinderd’) 72 of hoger scoort. Ook in dit advies wordt deze hindermaat gehanteerd.

Met betrekking tot het effect ‘slaapverstoring’ is er een onderscheid tussen enerzijds de hinder die voortvloeit uit aantasting van de slaapkwaliteit door geluid en anderzijds het ontwaken uit de slaap ten gevolge van geluid, kortheidshalve aangeduid als, respectievelijk, slaaphinder en ontwaken. Analoog aan hetgeen voor hinder is gezegd, geldt als maat voor slaaphinder in de populatie het ‘percentage mensen met ernstige slaaphinder’ in die populatie (*%HS*). De maat voor ‘ontwaken’ is het aantal malen dat een doorsnee volwassene gedurende diens nachtrust uit de slaap gehaald wordt. Deze maat is alleen gespecificeerd voor situaties met geïsoleerd van elkaar optredende geluidgebeurtenissen.

Basisconcept

Voor de langdurige blootstelling van een bevolkingsgroep aan geluid stelt de commissie twee maten voor:

- de *EEL* (‘environmental exposure level’), geassocieerd met de hinder die, op lange termijn, veroorzaakt wordt door dagelijkse blootstelling aan omgevingsgeluid
- de *ENEL* (‘environmental night-time exposure level’), geassocieerd met de slaapverstoring (slaaphinder en ontwaking) die op lange termijn teweeggebracht wordt door blootstelling aan nachtelijk omgevingsgeluid

Beide maten worden zodanig gespecificeerd dat, onafhankelijk van de aard van de geluidbron, eenzelfde waarde van *EEL* respectievelijk *ENEL* leidt tot eenzelfde niveau van hinder respectievelijk slaapverstoring.

De beschikbare gegevens zijn ontoereikend voor een volledige specificatie van *EEL* en *ENEL*. De commissie specificeert wel de twee geluidmaten $L_{adjusted,den}$ en $L_{adjusted,23-07h}$. Deze geluidmaten zijn te beschouwen als tussenstappen naar *EEL* en *ENEL*. De commissie geeft in dit advies aan wat nog gedaan moet worden om *EEL* en *ENEL* volledig te specificeren.

Bepaling van de *EEL*

De bepaling van *EEL* voor een bepaalde bron van omgevingsgeluid begint met het uitdrukken van de mate van blootstelling aan het geluid gedurende een gedeelte van een etmaal in het zogeheten ‘equivalente geluidniveau’. Vervolgens worden verschillen die voortvloeien uit speciale kenmerken van het geluid (bijvoorbeeld: de aan- of afwezigheid van tonale of impulscomponenten), de tijd van de dag en de aard van de geluidbron in rekening gebracht.

De eerste stap in de bepaling van een *EEL* behelst aanpassen van het equivalente geluidniveau in samenhang met speciale fysische kenmerken van het geluid. Dergelijke aanpassingen zijn gewenst als er sprake is van:

- niet-impulsief industrieel geluid van laag niveau (voorlopig wordt de volgende aanpassing voorgesteld: verhoging van het equivalente geluidniveau met 0 tot 10 dB(A))
- hoorbare tonen in het geluid (voorlopig wordt de volgende aanpassing voorgesteld: 0 tot 5 dB(A))
- impulscomponenten in het geluid (de aanpassing: 5 of 12 dB(A)).

Voor het geluid van de tegenwoordig gebruikelijke vormen van transport zijn aanpassingen voor tonale en impulscomponenten volgens de commissie niet noodzakelijk. Onderzoek terzake is echter gewenst voor eventuele nieuwe vormen.

De tweede stap van de *EEL*-bepaling behelst een aanpassing voor de deelperiode van optreden van het geluid binnen een etmaal (de commissie onderscheidt dag: 07.00 - 19.00 uur; avond: 19.00 - 23.00 uur; nacht: 23.00 - 07.00 uur). Die aanpassing is een verhoging met 5 dB(A) voor de ‘avond’ en met 10 dB(A) voor de ‘nacht’. Ter verkrijging van de blootstellingsmaat voor een heel etmaal ($L_{adjusted,den}$) worden de drie aldus aangepaste equivalente geluidniveaus exponentieel gemiddeld.

De laatste stap in de bepaling van de *EEL* zou nu een zodanige aanpassing van het zojuist bedoelde etmaal-gemiddelde moeten zijn dat de voor de onderscheiden types van geluidbronnen (vliegtuigen, weg- en railverkeer, niet mobiele bronnen zoals

fabrieken) geldende blootstelling-responsrelaties met elkaar samenvallen. Voornamelijk wegens het ontbreken van algemene consensus over de meest geschikte maat voor hinder, acht de commissie het echter nog niet mogelijk die stap definitief te zetten. Weliswaar wordt %HA veelvuldig als maat voor hinder gebruikt, maar in sommige wetten en voorschriften in binnen- en buitenland komen ook andere maten voor. Het maken van een keuze is grotendeels een politieke kwestie. Daarom beschrijft de commissie de hier bedoelde laatste stap bij wijze van voorbeeld.

Bepaling van de ENEL

De *ENEL* dient als maat voor de blootstelling aan geluid gedurende de nachtelijke periode, dat wil zeggen tussen 23.00 en 07.00 uur. Zoals bij de bepaling van de *EEL*, wordt het equivalente geluidniveau gedurende die periode aangepast voor speciale kenmerken van het geluid. Het resultaat is $L_{adjusted,23-07h}$. Vervolgens zijn dan aanpassingen aan $L_{adjusted,23-07h}$ nodig wegens verschillen tussen brontypes. Deze laatste stap kan de commissie nog niet zetten omdat daartoe nader onderzoek noodzakelijk is naar de algemene geldigheid van de beschikbare gegevens over blootstelling-responsrelaties voor onderscheiden types van bronnen. De in het advies gepresenteerde blootstelling-responsrelaties voor slaaphinder van verkeerslawaai en lawaai van stilstaande bronnen is derhalve als voorlopig te beschouwen. Hetzelfde geldt voor de gepresenteerde blootstelling-responsrelaties voor ontwaken ten gevolge van geïsoleerde nachtelijke geluidgebeurtenissen. Aan beide blootstelling-responsrelaties valt wel inzicht in de omvang van de nog noodzakelijke aanpassingen te ontleen.

Discussie

De commissie meent dat haar voorstellen in belangrijke mate voldoen aan de eisen die in de adviesaanvraag zijn geformuleerd.

Inzichtelijkheid Het door de commissie ontwikkelde stelsel is in hoge mate inzichtelijk. Het gebruik van zowel de *EEL* als de *ENEL* betekent dat voor veel relevante blootstellingssituaties, aan de hand van eenvoudige formules en ongeacht het type van de geluidbron, een goede schatting te maken is van de mate van hinder en slaapverstoring door omgevingsgeluid. Ook het gedeeltelijk gespecificeerde systeem met $L_{adjusted,den}$ en $L_{adjusted,23-07h}$ is veel inzichtelijker dan het huidige Nederlandse systeem.

Internationale afspraken Het in dit advies gepresenteerde stelsel is vergaand in overeenstemming met ISO-document 1996-2 over het beschrijven en meten van

omgevingsgeluid in de woonomgeving. Ook is er goede aansluiting bij de conclusies van een internationale conferentie over de toekomstige Europese regelgeving op het gebied van geluid, gehouden in mei 1997 in Den Haag.

Eenvoud van meting en beoordeling De voorgestelde blootstellingsmaten berusten op de equivalente geluidniveaus gedurende bepaalde gedeelten van een etmaal. Deze niveaus zijn in principe eenvoudig te gebruiken in berekeningsmodellen en met relatief eenvoudige en goedkope apparatuur te meten. De commissie erkent dat het meten van woonomgevingsgeluid een gecompliceerde zaak is, bijvoorbeeld door (geluid van) menselijke activiteiten in de buurt, variaties in de geluidssituaties van dag tot dag en eisen die bestaan om meetresultaten te verkrijgen die bron-specifiek zijn. De bepaling van specifieke geluidkarakteristieken — vereist om onderschatting van hinderniveaus te voorkomen — vraagt weliswaar meer geavanceerde apparatuur, maar is slechts zelden nodig.

Omdat het stelsel berust op de beschikbaarheid van de numerieke waarden van blootstellingsniveaus die representatief zijn voor het gehele jaar, moet de gebruiker over een zekere kennis van bepaalde reken- en extrapolatietechnieken beschikken die niet altijd aanwezig zal zijn. De commissie erkent dat dit een complicatie betekent, maar wijst erop dat geen enkel systeem voor betrouwbare schatting van effecten van blootstelling hieraan kan ontkomen.

Toepasbaarheid De commissie verwacht dat het stelsel in de meeste blootstellingssituaties toepasbaar is. Te denken valt aan het geluid van weg-, rail- en luchtverkeer, fabrieken, schietbanen en rangeerterreinen. Het is in dit verband belangrijk op te merken dat het stelsel is ontworpen voor het schatten van mogelijk optredende schadelijke gezondheidseffecten op de lange termijn. Het stelsel is derhalve niet geschikt voor het schatten van veranderingen in de mate van hinder of slaapverstoring die teweeg worden gebracht door plotselinge wijzigingen, bijvoorbeeld de invoering van geluidwerende maatregelen of het in gebruik nemen van een nieuwe spoorlijn.

Evenmin is het stelsel geschikt voor de kwantificering van blootstelling aan geluid dat zich betrekkelijk weinig voordoet, zoals dat van overvliegende helicopters (voor reddingsdoeleinden), 'ultra-light'- en reclamevliegtuigjes, popconcerten en sportmanifestaties. De commissie beveelt verder onderzoek op dit gebied aan.

De commissie beseft dat burengerucht en het geluid van incidentele gebeurtenissen in de directe omgeving van de eigen woning veel hinder kunnen veroorzaken. Omdat echter een grote diversiteit van niet-akoestische factoren een rol speelt in de menselijke perceptie van dit soort geluiden, is het onwaarschijnlijk dat, zelfs na eventuele verdere aanpassingen, het beschreven stelsel de schatting van hinder in die situaties mogelijk

kan maken. Wellicht kan nader psycho-akoestisch onderzoek licht werpen op de in het geding zijnde akoestische, psychologische en sociale variabelen.

Gebleken is dat mensen relatief heftig kunnen reageren als ze zich bewust worden van laagfrequent geluid in hun leefomgeving. De reactie kan dermate sterk zijn dat een geschikte aanpassing al snel in de grootteorde van 40 dB(A) zou liggen. Voor een dusdanige aanpassing van het stelsel is volgens de commissie meer onderzoek nodig.

Aanbevelingen inzake de kwantificering en de effecten van blootstelling aan hoog-energetisch impulsgeluid (bijvoorbeeld dat van het doorbreken van de geluidsbarrière door een vliegtuig) gaan, zo meent de commissie, de reikwijdte van dit advies te buiten.

In haar beraad over de toepasbaarheid van het stelsel, heeft de commissie eveneens de mogelijkheid besproken om het geschikt te maken voor het schatten van het gecombineerde effect van twee of meer gelijktijdig optredende geluidbronnen, die elk ongeveer een gelijke mate van hinder en slaapverstoring veroorzaken. Zij heeft, mede gezien de haar toegemeten tijd, geen kans gezien om op basis van de beschikbare onderzoekgegevens over dit gecompliceerde onderwerp thans een voorstel te doen. Daardoor is het in feite nog niet mogelijk om *EEL*-waarden en *ENEL*-waarden van verschillende bronnen te aggregeren tot één gecombineerde blootstellingsmaat.

Omgevingsgeluid, een volksgezondheidsvraagstuk

1.1 Inleiding

Nederland kent, evenals andere landen, wettelijke voorschriften om de blootstelling van de bevolking aan omgevingsgeluid te beperken. De Gezondheidsraad heeft de Nederlandse regering verscheidene malen geadviseerd over de stand van wetenschap met betrekking tot de invloed van geluid op de gezondheid (GR71, GR91, GR94). Het voorliggende rapport bevat een voorstel voor een uniform stelsel van blootstellingsmaten voor omgevingsgeluid.

Het verzoek aan de Gezondheidsraad om dit advies op te stellen is gedaan in het kader van het project Modernisering Instrumentarium Geluidbeheer (MIG-project), waarin een aantal ministeries samenwerken. Het beoogde stelsel van blootstellingsmaten voor omgevingsgeluid moet een rol gaan spelen in het herziene beleid ter bestrijding van geluidhinder in Nederland. Deze beleidsherziening, die op dit moment wordt voorbereid, is er op gericht de voorschriften van de Wet geluidhinder uit 1979 te vereenvoudigen, onder meer door meer flexibiliteit te bieden in het bereiken van beleidsdoelen en door bevoegdheden te delegeren aan provinciale en gemeentelijke overheden. De huidige Nederlandse regelgeving met betrekking tot de beoordeling van omgevingsgeluid is nogal complex, mede omdat deze is gebaseerd op verschillende maten voor blootstelling aan geluid.

Het advies kan ook van belang zijn voor de ontwikkeling van beleid op Europees niveau (EU96). De Conference on EU Future Noise Policy, die op 21 en 22 maart 1997 in Den Haag werd gehouden, beval aan met beleidsbeslissingen omtrent een stelsel van

geluidmaten te wachten tot de publicatie van de aanbevelingen van de Gezondheidsraad over dit onderwerp (VROM97).

1.2 Adviesaanvraag, commissie en werkwijze

In een brief van 3 februari 1997 verzochten de Minister van Volksgezondheid, Welzijn en Sport en de Minister van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieu de Voorzitter van de Gezondheidsraad een advies op te stellen omtrent een uniform stelsel van blootstellingsmaten voor omgevingsgeluid. Om het gevraagde advies op te stellen nodigde de Vice-voorzitter van de Gezondheidsraad deskundigen uit binnen- en buitenland uit om zitting te nemen in de Commissie 'Uniforme geluidmaat', de hierna te noemen de commissie.

In februari 1997 interviewden de beide secretarissen van de commissie de leden. Deze interviews hadden ten doel vast te stellen welke onderwerpen prioriteit dienden te krijgen in het werk van de commissie en volgens welke criteria literatuur diende te worden verzameld en de beschikbare informatie geanalyseerd. Concepten van het commissierapport werden besproken tijdens bijeenkomsten in Oegstgeest op 18 en 19 april 1997 en op 6 september 1997. Vervolgens heeft de commissie de definitieve tekst van het advies schriftelijk vastgesteld.

1.3 Opzet van het advies

De opzet van het advies is als volgt: In hoofdstuk 3 wordt het aanbevolen stelsel van geluidmaten beschreven. Dit hoofdstuk wordt voorafgegaan door een overzicht van de effecten van blootstelling aan omgevingsgeluid op de bevolking. Daarnaast beschrijft hoofdstuk 2 maten voor omgevingsgeluid die in Nederlandse en buitenlandse regelgeving met betrekking tot omgevingsgeluid worden gehanteerd.

In hoofdstuk 4 wordt het stelsel van geluidmaten nader besproken. Achtergrondinformatie en een beschrijving van de uitgevoerde analyses zijn opgenomen in de bijlagen, die een integraal onderdeel vormen van dit rapport. Bijlage A bevat de tekst van de adviesaanvraag. In bijlage B is de samenstelling van de commissie gegeven. Bijlage C bevat definities van begrippen en technische termen en bijlage D verstrekt informatie over het activiteitenpatroon van de Nederlandse bevolking. De bijlagen E tot en met G bevatten aanvullende informatie, terwijl in bijlage H het bepalen van de aanbevolen geluidmaten stap-voor-stap wordt besproken.

Blootstellingsmaten en gezondheidseffecten

2.1 Karakterisering van blootstelling aan geluid in de huidige regelgeving

Basisgrootheden

In veel gevallen wordt blootstelling aan geluid gedurende een deel van de dag uitgedrukt in het *equivalente geluidniveau* gedurende dat deel van de dag (Ger96, Lam94, Got95, ISO87, Val96)*. De formele definitie van het equivalente geluidniveau over een periode T ($L_{Aeq,T}$) staat in bijlage C (definitie 1). Blootstelling aan omgevingsgeluid kan worden veroorzaakt door als afzonderlijk te onderscheiden gebeurtenissen, zoals overvliegende vliegtuigen of passerende treinen. Zo'n geluidgebeurtenis wordt gekenmerkt door de *SEL*-waarde** (zie bijlage C, definitie 7). Het equivalente geluidniveau van een serie afzonderlijke geluidgebeurtenissen gedurende een bepaalde periode is gelijk aan de exponentiële som van de *SEL*-waarden van die gebeurtenissen.***

* Het equivalente geluidniveau voor een periode T is het exponentiële gemiddelde van de geluidniveaus tijdens die periode. Door deze exponentiële wijze van middeling krijgen de hogere geluidniveaus meer gewicht dan de lagere.

** 'sound exposure level'; *SEL* is het equivalente geluidniveau van een geluidgebeurtenis, volgens een bepaald voorschrift genormaliseerd op een referentietijd van één seconde. De *SEL*-waarde van een geluidgebeurtenis van 60 s met een equivalent geluidniveau gedurende deze tijd van 80 dB(A) is $80 + 10 \lg 60 = 80 + 17,8 = 97,8$ dB(A).

*** Bij deze exponentiële optelling van *SEL*-waarden wordt rekening gehouden met de normalisatie van *SEL*-waarden op een referentietijd van 1 s, door $10 \lg (1/T)$ op te tellen bij het resultaat van de exponentiële som van de *SEL*-waarden. Hebben, bijvoorbeeld, 10 geluidgebeurtenissen elk een *SEL*-waarde van 97,8 dB(A), dan bedraagt de exponentiële som van de *SEL*-waarden 107,8 dB(A). Doen deze 10 geluidgebeurtenissen zich voor in een periode van 600 s, dan is het equivalente geluidniveau voor deze periode gelijk aan $107,8 + 10 \lg (1/600) = 107,8 - 27,8 = 80$ dB(A).

Huidige regelgeving

Sommige buitenlandse wettelijke voorschriften zijn gebaseerd op het equivalente geluidniveau gedurende een etmaal, $L_{Aeq,24h}$ (definitie 2 in bijlage C; Got95). In andere voorschriften wordt het equivalente geluidniveau tijdens de nacht aangepast alvorens de exponentiële middeling over 24 uur uit te voeren (ANSI96). Een voorbeeld is de geluidmaat L_{dn} (definitie 3 in bijlage C). Ook zijn er voorschriften die uitgaan van L_{den} , een grootte verkregen door middeling van de equivalente geluidniveaus over een etmaal na aanpassing van de equivalente geluidniveau gedurende de avond en de nacht (definitie 4 in bijlage C; DEL95b, Kra95a, Kra95b).^{*} De meeste blootstellingsmaten voor geluid in de Nederlandse wetgeving (Wet geluidhinder, Luchtvaartwet, Wet Milieubeheer), zoals L_{etmaal} (zie definitie 5 in bijlage C), zijn gebaseerd op equivalente geluidniveaus^{**}.

2.2 Invloed van blootstelling aan omgevingsgeluid op de bevolking

2.2.1 Het Gezondheidsraadadvies 'Geluid en gezondheid' van 1994

In 1994 heeft de internationale Commissie 'Noise and Health' van de Gezondheidsraad de gegevens over de schadelijke gevolgen van langdurige blootstelling aan geluid voor gezondheid en welzijn beoordeeld (GR94). De commissie concludeerde in haar rapport dat er voldoende bewijs is om aan te nemen dat blootstelling aan geluid de volgende effecten veroorzaakt:

- gehoorverlies
- algemene hinder

* 'dn' is de afkorting van dag-nacht en 'den' staat voor dag-avond-nacht ('day-evening-night'). Zowel in L_{dn} als L_{den} is een aanpassingsfactor van 10 dB(A) verwerkt voor het nachtgeluid (waarbij de nacht in diverse wettelijke voorschriften is gedefinieerd als de periode van 22.00 tot 07.00 uur). In L_{den} is verder een aanpassingsfactor van 5 dB(A) verwerkt voor het avondgeluid (waarbij de avond doorgaans is gedefinieerd als de periode van 19.00 tot 22.00 uur).

** In de Wet geluidhinder wordt blootstelling aan weg- en railverkeersgeluid en aan industriegeluid uitgedrukt in L_{etmaal} . L_{etmaal} is niet een gewogen gemiddelde van de equivalente geluidniveaus, maar in geval van railverkeers- en industriegeluid de hoogste van de volgende drie waarden: $L_{Aeq,07-19h}$, $L_{Aeq,19-23h} + 5$ en $L_{Aeq,23-07h} + 10$, en in geval van wegverkeersgeluid de hoogste waarde van $L_{Aeq,07-19h}$ en $L_{Aeq,23-07h} + 10$. Vliegtuiggeluid in de nabijheid van 'grotere' Nederlandse luchthavens wordt uitgedrukt in de grootte B in Kosteneenheden (Ke) (zie definitie 6 in bijlage C). B wordt bepaald uit de maximale geluidniveaus van overvluchten, het aantal overvluchten en diverse aanpassingsfactoren voor avond- en nachtvluchten. De maximale aanpassingsfactor voor de periode van 24.00 tot 06.00 uur is gelijk aan 10 dB(A). De grootte B is dus geen equivalent geluidniveau, want ze is alleen gebaseerd op de maximale geluidniveaus van overvluchten, waardoor de lagere niveaus tijdens overvluchten geen invloed hebben op B . Blootstelling aan geluid van kleinere vliegtuigen wordt in Nederland uitgedrukt in BKL -waarden. BKL is de afkorting van 'Belasting Kleine Luchtvaart'. Met het oog op slaapverstoring wordt nachtelijke blootstelling aan vliegtuiggeluid in Nederland uitgedrukt in het equivalente geluidniveau binnenshuis gedurende 7 nachtelijke uren, doorgaans de periode van 23.00 tot 06.00 uur. Nagenoeg alle geluidmaten worden bepaald op jaarbasis.

- hypertensie en ischemische hartziekten (aan stress gerelateerde somatische gezondheidseffecten)
- slaapverstoring
- beïnvloeding van het prestatievermogen.

Aangezien het huidige advies zich beperkt tot blootstelling aan omgevingsgeluid, wordt hier verder geen aandacht besteed aan gehoorverlies als gevolg van lawaai: zeer waarschijnlijk draagt blootstelling aan omgevingsgeluid niet bij tot gehoorverlies (GR94).

Algemene geluidhinder

Algemene geluidhinder kan worden omschreven als een gevoel van afkeer, boosheid, onbehagen, onvoldaanheid of gekwetstheid dat optreedt als geluid gedachten, gevoelens of activiteiten beïnvloedt (GR94, Sch94a, Sch94b). De mate waarin mensen hinder ondervinden van een bepaalde geluidbron wordt onderzocht met behulp van enquêtes, waarin vragen over geluidhinder worden voorgelegd aan geselecteerde personen. Vaak moeten de antwoorden worden gegeven op een schaal die, bijvoorbeeld, loopt van ‘geheel niet hinderlijk’ tot ‘zeer hinderlijk’. Na kwantificering wordt de verdeling van de antwoorden over de desbetreffende bevolkingsgroep bepaald. Tot de karakteristieke kenmerken van zo’n verdeling behoren het gemiddelde en het percentage antwoorden boven een bepaalde waarde. De theoretische basis van deze analyse en voorstellen voor harmonisering zijn beschreven in een artikel van De Jong en Miedema (Jon95). In veel onderzoek worden de resultaten weergegeven als het percentage antwoorden boven 72 op een schaal van 0 (‘geheel niet hinderlijk’) tot 100 (‘zeer hinderlijk’). Dit percentage wordt aangeduid als het ‘percentage ernstig gehinderden’, %HA* (Mie92, Mie96, Sch78, Sch83a, Sha96, Vos85a, Vos85b, ANSI96). De Commissie ‘Noise and Health’ verwees in haar rapport naar de blootstelling-responsrelaties voor algemene hinder die zijn afgeleid door Miedema (Mie92). De blootstelling was uitgedrukt in maten die in de regelgeving met betrekking tot geluidhinder worden gehanteerd. De toenmalige commissie sprak geen voorkeur voor één van deze maten uit.

Hypertensie en ischemische hartziekten

Over het verband tussen hypertensie en ischemische hartziekten en blootstelling aan geluid is erg weinig bekend. Alleen voor blootstelling aan wegverkeers- en luchtverkeersgeluid konden verbanden worden afgeleid.

* HA: ‘highly annoyed’

Slaapverstoring

De Commissie 'Noise and Health' besprak diverse aspecten van slaapverstoring: ontwaken, verandering van slaapstadium, hinder door slaapverstoring, invloed op de hartslag en op het humeur de volgende dag. Voor ontwaken en verandering van slaapstadium, achtte zij een verband met blootstelling aan geluid alleen aangetoond voor afzonderlijke nachtelijke geluidgebeurtenissen; daarbij verwees zij naar het werk van Paschier-Vermeer (Pas94a). Ook hinder ten gevolge van slaapverstoring wordt beoordeeld met behulp van vragenlijsten, die doorgaans deel uitmaken van onderzoek naar algemene hinder of van verstoring van bepaalde activiteiten. Voor blootstelling-responsrelaties voor hinder door slaapverstoring verwees de Commissie 'Noise and Health' naar de voorlopige resultaten van analyses van Miedema (Mie93). Voor invloed op de hartslag en op het humeur de volgende dag gaf zij geen blootstelling-responsrelaties.

Beïnvloeding van het prestatievermogen

Bij kinderen die op school aan een hoog geluidniveau van vliegtuigen of wegverkeer worden blootgesteld, neemt het prestatievermogen bij de uitvoering van cognitieve taken af: ze zijn sneller afgeleid en ze maken meer fouten. In geval van volwassenen zijn er slechts beperkt aanwijzingen voor een oorzakelijk verband tussen blootstelling aan geluid in de woonomgeving en een verminderd prestatievermogen bij het uitvoeren van cognitieve taken. In laboratoriumonderzoek met proefpersonen zijn significante effecten aangetoond.

2.2.2 Overige informatie

Gedurende de afgelopen zeven jaar heeft de Sector Milieu van TNO Preventie en Gezondheid in Leiden originele gegevens van onderzoek naar algemene hinder en specifieke verstoringen als gevolg van blootstelling aan omgevingsgeluid verzameld en in een computerbestand opgeslagen (de 'TNO-database'; Fie94)*. Het betreft gegevens uit onderzoek naar de effecten van geluid van weg-, rail- en vliegverkeer en van plaatsgebonden bronnen (industriële vestigingen, rangeerterreinen, schietbanen) in Europa, Noord-Amerika en Australië in de jaren '70 '80 en '90 (tot en met 1996). Bij het selecteren en coderen van de gegevens is bijzondere aandacht besteed aan de karakteristieken van het geluid, de geluidblootstelling en de blootgestelde personen ten einde de verschillende onderzoeken zo goed mogelijk met elkaar te kunnen vergelijken (Fid91,

* Dit project is mogelijk gemaakt met financiële steun van het Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer.

Fie82, Fie94, Kry82, Kry83, Sch78). Op dit moment (september 1997) bevat het computerbestand gegevens van meer dan 60 000 waarnemingen over algemene hinder en meer dan 35 000 waarnemingen over slaapverstoring. De opzet van het gegevensbestand is beschreven tijdens het vijfde Congress on Noise as a Public Health Problem in Nice in 1993 (Mie93). Miedema en Vos hebben de resultaten gepubliceerd van een eerste analyse van de gegevens over algemene hinder (Mie96); een publicatie over blootstelling-responsrelaties voor algemene hinder ten gevolge van verkeersgeluid is inmiddels afgerond (Mie97). De commissie heeft van deze resultaten gebruik gemaakt; bijlage E bevat meer gedetailleerde informatie over de genoemde analyses. Op verzoek van de commissie zijn aanvullende analyses uitgevoerd met betrekking tot geluidhinder 's avonds en 's nachts. De resultaten zijn eveneens opgenomen in bijlage E.*

Kenmerkende voorbeelden van plaatsgebonden, niet aan verkeer gerelateerde geluidbronnen zijn industriële vestigingen, transformatoren, ventilatoren, koeltorens, schietbanen voor kleine vuurwapens, rangeerterreinen, testcentra voor vliegtuigen, (grote) smederijen, en pneumatische hamers, die bijvoorbeeld voor onderhoudswerkzaamheden in havens worden gebruikt. Over sommige van deze geluidbronnen bevat de TNO-database informatie die echter nog niet volledig is geanalyseerd. De commissie heeft gegevens over het verband tussen algemene hinder en blootstelling aan geluid van deze plaatsgebonden bronnen dan ook op andere wijze verzameld en beoordeeld (Fin80, Kür89, Tay87). In bijlage E worden ook blootstelling-responsrelaties besproken voor algemene hinder als gevolg van blootstelling aan industrieel geluid met en zonder impulscomponenten. Onderzoek naar algemene hinder als gevolg van impulsgeluid van kleine vuurwapens (pistolen, geweren) is onderzocht door Vos (Vos95a). Bijlage E bevat een samenvatting van zijn bevindingen.

Eveneens op verzoek van de commissie zijn met behulp van de TNO-database relaties afgeleid tussen blootstelling aan geluid 's nachts en hinder door slaapverstoring. Deze relaties bespreekt de commissie in bijlage G.1. In bijlage G.2 wordt een schatting gegevens van het aantal ontwakingen door nachtelijke geluidgebeurtenissen op basis van Engels en Amerikaans onderzoek (Fid95a, Fid95b, Pea89, Pea96, Oll92).

* Deze analyses zijn uitgevoerd met financiële steun van het Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer.

Een stelsel van blootstellingsmaten voor omgevingsgeluid

3.1 Toepassing van het stelsel

De aard van blootstellingsmaten voor omgevingsgeluid wordt in belangrijke mate bepaald door het gebruiksdoel van de maten en de beoogde gebruikersgroep. In Nederland zal het gevraagd stelsel van blootstellingsmaten naar verwachting worden gebruikt voor:

- de herziening van de huidige regelgeving om het gebied van geluidhinder in de woonomgeving
- beslissingen door lokale overheden over de situering van activiteiten die blootstelling aan geluid met zich meebrengen
- beoordeling van de effectiviteit en doelmatigheid van maatregelen ter beperking van geluidhinder
- nationale discussies en beslissingen over grootschalige projecten die van grote invloed zijn op de blootstelling van de Nederlandse bevolking aan geluid
- het in kaart brengen van geluidhinder voor internationale (EU), nationale en lokale doeleinden
- informatieverstrekking aan het publiek door lokale en nationale overheden over de huidige en toekomstige blootstelling aan geluid en de gevolgen daarvan voor de gezondheid.

Het beoogde stelsel moet in elk geval bruikbaar zijn voor de beoordeling van gezondheidseffecten van blootstelling aan geluid. Lokale overheden moeten de voorgestelde

maten kunnen toepassen en het stelsel als geheel moet inzichtelijk zijn voor beleidsmakers en politici.

3.2 Eisen

In de adviesaanvraag werd de Gezondheidsraad gevraagd een zo eenvoudig mogelijk stelsel van blootstelling voor omgevingsgeluid aan te bevelen. De aanvraag vermeldt de volgende eisen:

- inzichtelijkheid met betrekking tot de relatie tussen de geluidmaten voor blootstelling aan geluid en (ernstige) hinder en slaapverstoring; waar mogelijk dient het stelsel rekening te houden met andere effecten op de blootgestelde bevolking
- naleving van internationale overeenkomsten voorzover deze bindend zijn
- de voor te stellen geluidmaten moeten betrekkelijk eenvoudig te bepalen of te meten zijn
- het stelsel moet van toepassing zijn voor alle geluidbronnen buitenshuis.

De commissie komt in hoofdstuk 4 op deze eisen terug. Als voornaamste criterium heeft zij gekozen voor de mogelijkheid uit de geluidmaten de mate van hinder en slaapverstoring bij blootgestelde bevolkingsgroepen te kunnen voorspellen. Conform de adviesaanvraag heeft de commissie zich beperkt tot de effecten van geluid in de woonomgeving. Gezondheidseffecten van recreatiegeluid of van blootstelling aan geluid op de werkplek heeft zij buiten beschouwing gelaten. Burengeluid en ander buurtgeluid (bv. schreeuwen, dichtslaande autoportieren, toeteren en lawaai van grasmaaiers) hebben ook invloed op mensen. Deze geluiden zijn zeer divers en hun effect wordt voor een veel groter deel door niet akoestische factoren bepaald dan bij ander omgevingsgeluid (Job88, Jon94, Kür89). De commissie heeft daarom gemeend burenen en buurtgeluid buiten het toepassingsgebied van het voorgestelde stelsel te moeten laten vallen.

3.3 Aanpak

Het stelsel dat de commissie voor ogen staat, bestaat uit twee blootstellingsmaten, één voor het beoordelen van hinder door langdurige blootstelling aan omgevingsgeluid in de woonomgeving, en één voor slaapverstoring door een dergelijke blootstelling. De commissie duidt deze twee geluidmaten aan als, respectievelijk *EEL* ('environmental exposure level') en *ENEL* ('environmental night-time exposure level'). De *EEL* is zo gedefinieerd dat, onafhankelijk van het type geluidbron, verschillende blootstellingssituaties in de woonomgeving met dezelfde *EEL* bij benadering resulteren in hetzelfde niveau van hinder bij de blootgestelde bevolkingsgroep. Op overeenkomstige wijze re-

sulteren blootstellingssituaties met dezelfde *ENEL* bij benadering in dezelfde mate van slaapverstoring door nachtelijk geluid.

De commissie kan de *EEL* en de *ENEL* niet volledig specificeren. Hieronder geeft zij aan hoe deze geluidmaten kunnen worden gedefinieerd en wat moet worden ondernomen om te komen tot een volledige specificatie. Eerst beschrijft de commissie hoe in het algemeen een blootstellingsmaat voor omgevingsgeluid kan worden afgeleid. Vervolgens past zij dit model toe om de *EEL* en de *ENEL* te omschrijven.

Bij de afleiding van blootstellingsmaten voor omgevingsgeluid maakt de commissie gebruik van aanpassingsfactoren (in Nederland vaak straffactoren genoemd). Het concept van aanpassingsfactoren kan als volgt worden toegelicht. Neem in gedachten een situatie die wordt gekenmerkt door blootstelling aan wegverkeersgeluid gedurende een deel van de dag (referentiesituatie) en een andere situatie met blootstelling aan geluid van een schietbaan voor kleine vuurwapens gedurende hetzelfde deel van de dag. Als het schietbaangeluid hinderlijker is dan dat van het wegverkeer zullen de curven die de hinder geven als functie van het equivalente geluidniveau gedurende het beschouwde deel van de dag voor de twee geluidbronnen verschillen. Uit onderzoek blijkt dat de hinder door het schietbaangeluid overeenkomt met de hinder van wegverkeersgeluid met een equivalente geluidniveau dat 12 dB(A) hoger is. Indien men nu een aangepast equivalent geluidniveau definieert, dat in het geval van wegverkeersgeluid overeenkomt met het (niet aangepaste) equivalente geluidniveau over de beschouwde periode en in het geval van de schietbaan voor kleine vuurwapens met het equivalente geluidniveau plus 12 dB(A), dan zijn de twee curven die de hinder beschrijven als functie van het *aangepaste* equivalente geluidniveau gelijk. In meer ingewikkelde situaties kan de aanpassingsfactor afhangen van het blootstellingsniveau.

3.4 Model voor het afleiden van een blootstellingsmaat voor omgevingsgeluid

Het door de commissie gehanteerde model voor het afleiden van een blootstellingsmaat voor omgevingsgeluid bestaat uit vijf stappen, te weten een ‘frequentie’-stap, drie ‘tijd’-stappen en een ‘bron’-stap.

In de eerste stap worden de momentane geluiddruk niveaus bij de verschillende frequenties, die het gevolg zijn van de aanwezigheid van een bepaalde geluidbron op een bepaald moment en op een bepaalde plaats, gecombineerd tot één momentane waarde.

Vervolgens (stap 2) worden de momentane waarden gedurende een deel van een etmaal gecombineerd tot een waarde die representatief is voor dat dagdeel. De commissie gaat daarbij uit — zoals zij verderop nog zal toelichten — van de volgende dagdelen: dag (07.00 - 19.00 uur), avond (19.00 - 23.00 uur) en nacht (23.00 - 07.00 uur). Voor

elk dagdeel moet worden beoordeeld of het geluid (op bepaalde tijdstippen) bijzondere kenmerken heeft die de mate van hinder en slaapverstoring beïnvloeden.

In de derde stap worden de dagdeel-waarden gecombineerd tot een waarde die representatief is voor een etmaal.

Vervolgens (stap 4) vindt een combinatie plaats van de etmaalwaarden tot een waarde die representatief is voor een langere periode; in dit rapport een jaar.

Ten slotte wordt in de vijfde stap de jaarwaarde voor een bepaalde geluidbron aangepast om verschillen in blootstelling-responsrelaties voor verschillende geluidbronnen in rekening te brengen.

Men zou zich kunnen voorstellen dat daarna de waarden voor de verschillende geluidbronnen worden gecombineerd. In dit advies wordt deze stap niet gezet; de commissie komt hier op terug in hoofdstuk 4.

3.5 Afleiding van de EEL

In deze paragraaf bespreekt de commissie de afleiding van de *EEL*.

3.5.1 Stap 1: Frequentieweging van momentane geluiddruk niveaus

De commissie acht het gerechtvaardigd om de momentane geluiddruk niveaus volgens de A-curve te wegen. Deze A-weging is gestandaardiseerd en wordt wereldwijd — ook in Nederland — gehanteerd in regelgeving met betrekking tot omgevingsgeluid. Verder is akoestische meetapparatuur voorzien van een A-wegingsfunctie, zijn rekenmodellen voor de emissie en immissie van omgevingsgeluid op de A-weging gebaseerd, en wordt in de meeste onderzoeken blootstelling aan geluid uitgedrukt in op de A-weging gebaseerde geluidmaten. Het momentane A-gewogen geluiddruk niveau wordt aangeduid als het geluidniveau (ISO87).

3.5.2 Stap 2: Combinatie van momentane waarden en aanpassing voor bijzondere kenmerken

Combinatie van momentane geluidniveaus

Mensen brengen hun tijd door volgens herkenbare patronen. Uit Nederlandse gegevens (bijlage D) leidt de commissie af dat de onderverdeling in ‘dag’ als de periode van 07.00 tot 19.00 uur, ‘avond’ als de periode van 19.00 tot 23.00 uur en ‘nacht’ als de resterende periode van 23.00 tot 07.00 een goede afspiegeling vormt van het activiteitenpatroon van de Nederlandse bevolking.

Voor elke dagdeel worden de momentane geluidniveaus bepaald. De commissie acht het gerechtvaardigd om de blootstelling aan geluid van een specifieke bron uit te drukken in het *A-gewogen equivalente geluidniveau* gedurende een bepaald dagdeel. Deze benadering is in overeenstemming met gezaghebbende internationale publicaties (zie bv. ISO87 en EU96) en met de geluidmaten die in de huidige Nederlandse wetgeving worden gehanteerd (Wet geluidhinder, voorschriften voor nachtvluchten in de Luchtvaartwet, Wet Milieubeheer).

Aanpassing voor bijzondere kenmerken

De commissie meent dat blootstelling aan geluid van thans gangbare vormen van wegverkeer kan dienen als referentieblootstelling. Wegverkeersgeluid wordt immers in binnen- en buitenland het meest genoemd als oorzaak van hinder (Jon94, Lam94).

Indien mensen gedurende een dagdeel worden blootgesteld aan geluid met bepaalde kenmerken die gewoonlijk niet met wegverkeersgeluid verbonden zijn, is een groter percentage van de blootgestelde groep ernstig gehinderd dan op grond van de blootstelling-responsrelaties voor wegverkeersgeluid zou worden verwacht (Ber83, Bis89, Buc90, Buc93, Bul91, CHA96, Fli89, Hal81, Hal84, Job95, Mie92, Moh83, Por93a, Por93b, Ric83, Ric89, Sch83a, Sch94c, Sch95a, Vos85a, Vos85b, Vos87, Vos92a). Bij het afleiden van de *EEL* houdt de commissie rekening met de volgende geluidssituaties met dergelijke bijzondere kenmerken:

- blootstelling aan industrieel geluid van laag niveau zonder impulscomponenten
- situaties waarin hoorbare tonen deel uitmaken van het geluid
- situaties waarin het geluid (sterke) impulscomponenten bevat.

Bijlage G bevat de gegevens die nodig zijn om de aanpassingsfactoren voor deze situaties vast te stellen, terwijl in bijlage F de waarden voor de aanpassingsfactoren zijn vermeld. Aangezien de informatie over industrieel geluid van laag niveau zonder impulscomponenten en over geluid met hoorbare tonen beperkt is, geeft de commissie de in deze gevallen toe te passen aanpassingsfactoren met enig voorbehoud.

In verreweg de meeste situaties met blootstelling aan geluid van gangbare vormen van wegverkeer acht de commissie aanpassing voor tonen en impulscomponenten niet noodzakelijk. Zij meent dat de noodzaak voor een dergelijke aanpassing bij nieuwe vormen van transport van geval tot geval dient te worden bezien. Daarnaast kan in uitzonderlijke gevallen ook thans een aanpassing op zijn plaats zijn. Een voorbeeld is het piepende geluid van treinen of trams in bochten.

Er zijn meer bijzondere kenmerken van geluid die van invloed zijn of kunnen zijn op hinder en slaapverstoring, maar die de commissie buiten beschouwing laat. Zo is het aanbevolen geluidmatenstelsel niet van toepassing op situaties met hoog-energetische

impulsgeluiden en laagfrequente geluiden. Voorbeelden van hoog-energetische impuls-geluiden zijn explosies in mijnen of bij afgravingen, supersone knallen, industriële processen met explosies en artillerievuur (ISO97). Hoewel in de VS de procedures om deze vormen van geluid te beoordelen onlangs zijn herzien (ANSI96; CHA96), terwijl ook elders veelbelovende alternatieven zijn voorgesteld (Buc96, Vos96; zie ook Vos97), bestaat er over de beoordeling van deze vormen van geluid geen overeenstemming. Daarom meende de commissie hoog-energetisch impulsgeluid buiten het bestek van het huidige rapport te moeten laten vallen. Dat geldt ook voor blootstelling aan laagfrequent geluid*. Laagfrequent geluid veroorzaakt veel last zodra mensen het in hun woonomgeving hebben opgemerkt. Er zijn aanwijzingen dat de benodigde aanpassingsfactor voor laagfrequent geluid in de orde van grootte van 40 dB(A) ligt. De commissie adviseert dit onderwerp nader te onderzoeken.

Als blootstelling aan omgevingsgeluid samenhangt met afzonderlijke geluidgebeurtenissen, zoals passerende treinen en overvliegende vliegtuigen, kunnen de *SEL*-waarden van deze gebeurtenissen worden gebruikt voor de combinatie van momentane geluidniveaus, zo nodig na aanpassing voor bijzondere geluidkenmerken. Een alternatieve maat die soms wordt gebruikt om een geluidgebeurtenis te karakteriseren, is het maximale geluidniveau tijdens de gebeurtenis ($L_{A,max}$).** De commissie heeft de beperkte wetenschappelijke publicaties over dit onderwerp bestudeerd en is tot de conclusie gekomen dat het gebruik van de *SEL* om een afzonderlijke geluidgebeurtenis te beschrijven te verkiezen is boven de beschrijving van die gebeurtenis met behulp van de maximumwaarde. Zij heeft daarvoor de volgende argumenten:

- het is niet waarschijnlijk dat de duur van een geluidgebeurtenis geen invloed op hinder heeft. In het geval van helikoptergeluid is bijvoorbeeld aangetoond dat de hinder niet alleen wordt bepaald door het maximumniveau gedurende de overvlucht, maar ook door de totale tijdsduur waarin de helikopter te horen is (Atk83, Fie85, Fie87, Oll82, Pas94b, Sch79, Sch81a, Sch81b)
- uit veldonderzoek blijkt dat de correlatie tussen de *SEL* en het aantal ontwakingen hoger is dan die tussen $L_{A,max}$ en het aantal ontwakingen (Fid94, Fid95a, Fid95b, Oll92, Pea89, Pea96)

* Laagfrequent geluid is geluid waarvan de frequentie binnen de tien derde-octaaftanden van 10 tot 80 Hz ligt. Laagfrequent geluid veroorzaakt vrijwel uitsluitend binnenshuis problemen. Dit is het geval, indien het verschil tussen het C-gewogen equivalente geluidniveau en het A-gewogen equivalente geluidniveau meer dan 20 dB bedraagt, binnenshuis gemeten.

** De grote van een dergelijk maximum is afhankelijk van de tijdconstante (S, F, I of piek) van het meetinstrument waarmee het wordt bepaald. ISO 3891 (ISO79) schrijft bijvoorbeeld voor dat de tijdconstante S (1 seconde) moet worden gebruikt om het maximale geluidniveau van een overvliegend vliegtuig te bepalen. Om het piekniveau van een geluidgebeurtenis van (zeer) korte duur, zoals impulsgeluid (van een vuurwapen), te bepalen ten behoeve van een goede beschrijving van de gebeurtenis, kan een veel kortere tijdconstante nodig zijn.

- de (beperkte) onderzoeksgegevens laten zien dat de correlatie tussen algemene hinder en (een combinatie van) *SEL*-waarden significant hoger is dan de correlatie tussen algemene hinder en (een combinatie van) $L_{A,max}$ -waarden (Bro85, Cri90, Oll82, Sch79, Sch81)
- de combinatie van *SEL*-waarden voor een serie geluidgebeurtenissen kan direct worden gemeten als het equivalente geluidniveau voor de periode waarin de gebeurtenissen zich voordoen; voor de combinatie van $L_{A,max}$ -waarden is geen directe meetmethode voorhanden
- het is onduidelijk hoe het concept van $L_{A,max}$ moet worden toegepast in situaties waarin het geluid min of meer constant is.

3.5.3 *Stap 3: Combinatie van (aangepaste) equivalente geluidniveaus voor dagdelen tot een waarde die representatief is voor een etmaal*

Op dit moment wordt veel gebruik gemaakt van geluidmaten waarin aanpassingsfactoren voor de avond of de nacht zijn verwerkt. Op deze wijze wordt rekening gehouden met de waarneming dat 's avonds en vooral 's nachts mensen meer hinder ondervinden dan overdag bij overigens gelijke geluidniveaus. In verscheidene onderzoeken is de invloed van het moment van de dag op de hinder van de blootstelling aan omgevingsgeluid bestudeerd (Bir80, Deu74a, Fie85b, Fie86a, Fie86b, Fin80, Hal84, Job88, Kür89, Mie93, Pas93, Pas95a, Por95, Sch83b, Sch95b, Sch96). De commissie kon gebruik maken van een analyse van de gegevens van deze onderzoeken, die zijn opgenomen in de TNO-database (Pas97, zie bijlage E). Helaas zijn de gegevens uit het veldonderzoek niet eenvoudig te interpreteren vanwege de sterke correlatie tussen equivalente geluidniveaus overdag, 's avonds en 's nachts die in de onderzoeken werd gevonden.

De commissie meent dat de gegevens enige aanleiding geven om te veronderstellen dat de ondervonden hinder afhangt van het moment van de dag waarop de blootstelling plaatsvindt, in elk geval voor wat betreft wegverkeersgeluid. De onderzoekgegevens ondersteunen de veronderstelling dat nachtelijk wegverkeersgeluid evenveel hinder veroorzaakt als wegverkeersgeluid overdag met een equivalent geluidniveau dat 10 dB(A) hoger is. Voor andere soorten geluid en voor geluid gedurende de avond spreken de onderzoekresultaten minder duidelijke taal. De commissie is echter van mening dat onderzoek dat tot een betere discriminatie tussen dag, avond en nacht in staat zou zijn, verschillen in hinder bij gelijke geluidniveaus zou opleveren. Zij acht het dan ook redelijk om de thans gangbare aanpassingsfactoren van 5 dB(A) voor de avond en 10 dB(A) voor de nacht aan te houden (Ger96, Got95). Zou van deze aanpassing worden afgezien, dan zou het stelsel van geluidmaten weliswaar eenvoudiger worden en niet in strijd zijn met de beschikbare wetenschappelijke gegevens, althans afgaande op een analyse van de gegevens in de TNO-database. Desondanks beveelt de commissie, zoals

gezegd, het toeassen van avond- en nacht-aanpassingsfactoren aan. Deze aanbeveling sluit in elk geval goed aan bij hetgeen mensen zeggen te ervaren.

Vervolgens is de combinatie van de aangepaste niveaus voor de drie dagdelen tot een waarde die representatief is voor een etmaal aan de orde. De commissie heeft twee mogelijkheden bestudeerd:

- exponentiële middeling van de drie waarden
- het kiezen voor de hoogste waarde van de drie, zoals in geval van de Nederlandse geluidmaat L_{etmaal} (zie voetnoot in paragraaf 2.1).

Uit de voorlopige resultaten uit een analyse van de gegevens in de TNO-database concludeert de commissie dat exponentiële middeling van de dagdeelniveaus een geluidmaat oplevert die in hogere mate correleert met algemene hinder dan het maximum van de drie waarden. Daarom kiest zij voor de eerstgenoemde methode, die dus een aangepast equivalent geluidniveau voor een etmaal oplevert, de zogeheten $L_{adjusted,den}$ ('adjusted' houdt in aangepast voor bijzondere geluidkenmerken; 'den' betekent aangepast voor dag-avond-nacht-verschillen in geluidhinder).

3.5.4 *Stap 4: Combinatie van waarden voor dagelijkse blootstelling tot een representatieve waarde voor een jaar*

De commissie is ervan uitgegaan dat de adviesaanvraag van de bewindslieden betrekking heeft op situaties met een langdurige, min of meer gelijkblijvende blootstelling aan geluid. Overeenkomstig de wettelijke voorschriften in veel landen heeft zij een jaar gekozen als representatieve waarde voor dergelijke situaties. Gegevens over effecten van plotselinge veranderingen van de blootstelling aan geluid en effecten van blootstelling aan infrequent optredende geluiden ontbreken. Met deze situaties kon de commissie bij het aanbevelen van het stelsel van geluidmaten dan ook geen rekening houden.

De mate van hinder zal worden beïnvloedt door de aard van de dag waarop de blootstelling plaatsvindt; het zal bijvoorbeeld uitmaken of men aan geluid tijdens werkdagen dan wel in het weekend wordt blootgesteld, 's zomers dan wel 's winters etc. (Bir80, Fie92, Fie93). In het weekend vertoeft men vaker thuis, wil men bijvoorbeeld uitslapen, en wordt de beoordeling van een geluidssituatie beïnvloed door recreatieve activiteiten of andersoortige activiteiten buitenshuis (Vos95b). Ook de seizoenen kunnen de mate van hinder beïnvloeden, bijvoorbeeld doordat in de zomer de ramen vaker open staan dan in de winter. Over deze aspecten zijn echter maar weinig gegevens beschikbaar. De commissie heeft er daarom voor gekozen voor het seizoen en voor de dag van de week geen aanpassingsfactoren voor te stellen; zij meent bovendien dat deze aspecten bij het beoordelen van langdurige situaties met een min of meer gelijkblijvende blootstelling aan geluid van secundair belang zijn. Voor het combineren van alle

etmaalwaarden tot een waarde voor een jaar, stelt de commissie voor de aangepaste equivalent geluidniveaus per etmaal exponentieel te middelen over een heel jaar.

3.5.5 *Stap 5: Aan de geluidbron gerelateerde aanpassingen*

Blootstelling-responsrelaties

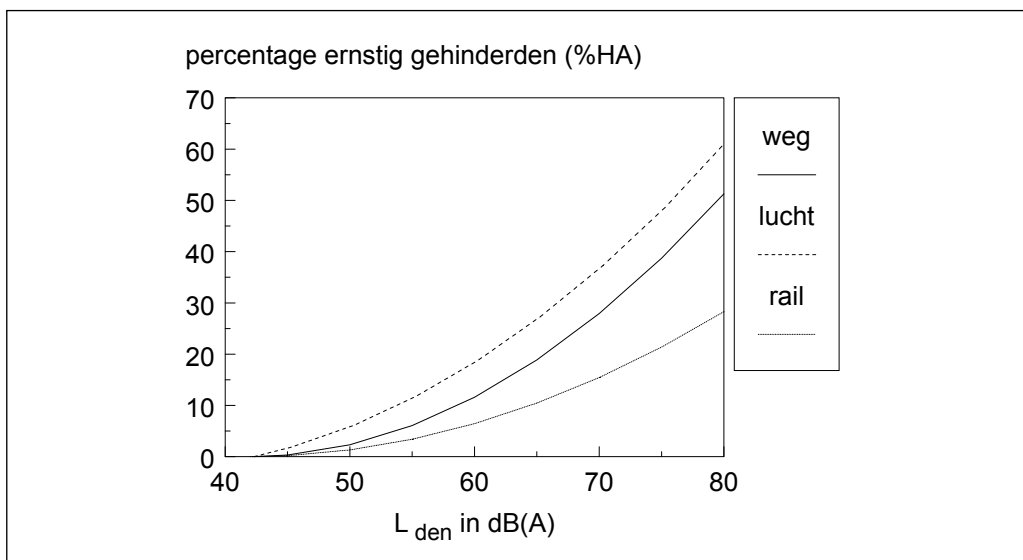
Omgevingsgeluid kan worden onderverdeeld in twee hoofdcategorieën: geluid van verkeersbronnen en geluid van plaatsgebonden bronnen. De commissie onderscheidt verder drie soorten verkeersbronnen: wegverkeer, railverkeer (treinen en trams) en luchtverkeer, aangezien de blootstelling-responsrelaties voor deze drie geluidbronnen verschillen indien de blootstelling wordt gekarakteriseerd met $L_{adjusted,den}$. Bijlage E bevat gedetailleerde informatie over blootstelling-responsrelaties voor hinder als gevolg van verkeersgeluid. Uit onderzoek blijkt dat blootstelling aan vliegtuiggeluid resulteert in een hoger percentage ernstig gehinderden dan blootstelling aan wegverkeersgeluid met dezelfde waarde van $L_{adjusted,den}$, terwijl blootstelling aan railverkeersgeluid resulteert in een lager percentage ernstig gehinderden. Bijzondere kenmerken van geluid van plaatsgebonden bronnen zijn, zoals hierboven aangegeven, op zodanige wijze verwerkt in $L_{adjusted,den}$ dat de relatie tussen $L_{adjusted,den}$ en %HA dezelfde als die voor wegverkeersgeluid.

Figuur 1 geeft het verband tussen hinder en blootstelling aan geluid voor de verschillende typen bronnen, waarbij $L_{adjusted,den}$ is gebruikt als blootstellingsmaat en het percentage ernstig gehinderden (%HA) als responsmaat. De curven zijn gebaseerd op analyses van de gegevens in de TNO-database (bijlage E). De commissie meent dat de weergegeven relaties het huidige kennisniveau betrouwbaar weerspiegelen. Gegeven de uitgebreidheid en de gevarieerdheid van de gegevens in de TNO-database verwacht zij dat de gevonden relaties niet in belangrijke mate zullen veranderen op grond van nieuwere gegevens.

Verbanden tussen blootstelling aan geluid en hinder verschillen soms aanzienlijk van onderzoek tot onderzoek. De beschikbare statistische methoden om, hetzij analytisch, hetzij door ‘herhaalde monsternamen’, betrouwbaarheidsintervallen voor de curven in figuur 1 te berekenen houden geen rekening met verschillen in de uitkomsten tussen verschillende onderzoeken. Het was daarom niet mogelijk om binnen het bestek van dit advies betrouwbaarheidsintervallen te berekenen voor de gepresenteerde curve*.

De finale stap in de constructie van een uniforme blootstellingsmaat voor omgevingsgeluid gerelateerd aan algemene hinder is een zodanige aanpassing van $L_{adjusted,den}$ dat de

* De commissie heeft vernomen dat thans wordt gewerkt aan de ontwikkeling van statistische methoden om beter inzicht te krijgen in de betrouwbaarheidsintervallen voor de diverse blootstelling-responsrelaties.



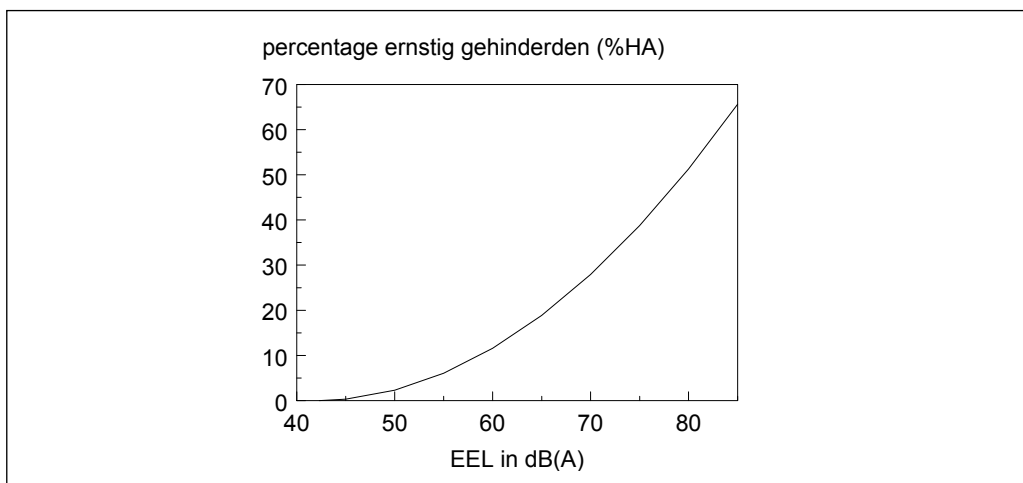
Figuur 1 Het percentage ernstig gehinderden (%HA) als functie van L_{den} voor weg-, rail- en luchtverkeer. Indien het niet nodig is aanpassingsfactoren voor bijzondere geluidkenmerken toe te passen komt L_{den} overeen met $L_{adjusted,den}$

blootstelling-responsrelaties voor de diverse geluidbronnen samenvallen met die voor wegverkeer. De commissie heeft deze stap echter niet uitgewerkt omdat er eerst overeenstemming moet worden bereikt over de geëigende responsmaat. Hoewel het gebruik van %HA wijd is verbreid, gaan sommige wettelijke voorschriften uit van andere maten. Een beslissing hierover is van beleidsmatige aard, en daarom geeft de commissie hierna de constructie van de *EEL* slechts als voorbeeld. De, in geval van toepassing van %HA als responsmaat, benodigde aanpassingsfactoren zijn gegeven in bijlage H (zie ook Fin80, Hal81, Kür89, Mie92, Moh83). Gebruik van die factoren resulteert dus in een blootstellingsmaat (*EEL*) die gelijk is aan $L_{adjusted,den}$ voor wegverkeersgeluid. Het verband tussen het percentage ernstig gehinderden (%HA) en deze *EEL* wordt gegeven door de volgende formule:

$$\%HA = 0,0353 (EEL - 42,3)^2 + 0,03 (EEL - 42,3).$$

De formule is grafisch weergegeven in figuur 2.

De commissie adviseert om de nodige stappen te nemen om overeenstemming te bereiken over de geëigende responsmaat voor blootstelling aan omgevingsgeluid, waarna een uniforme blootstellingsmaat voor omgevingsgeluid kan worden vastgesteld.



Figuur 2 Voorbeeld van een uniforme geluidmaat voor omgevingsgeluid: *EEL*. Het percentage ernstig gehinderden (%*HA*) als functie van de *EEL*.

3.6 Een geluidmaat voor de beoordeling van slaapverstoring (ENEL)

3.6.1 Stap 1: Frequentieweging van momentane waarden

De commissie kiest ook nu voor de A-weging van de momentane geluiddrukkniveaus. In 3.5.1 motiveerde zij deze keuze.

3.6.2 Stap 2: Combinatie van momentane waarden en aanpassing voor bijzondere kenmerken

De commissie definieerde reeds ‘de nacht’ als de periode tussen 23.00 en 7.00 uur. Om 23.00 uur blijkt ongeveer 50% van de Nederlandse bevolking naar bed te zijn gegaan, terwijl om 7.00 uur ongeveer de helft inmiddels is opgestaan. Voor bevolkingsgroepen met andere gewoonten, bijvoorbeeld bepaald door factoren als klimaat of werktijden, is een andere afbakening van de nacht misschien meer geëigend. De commissie kwantificeert blootstelling aan omgevingsgeluid van een bepaalde bron in relatie tot slaapverstoring met het *A-gewogen equivalent geluidniveau* gedurende de ‘nacht’.

De commissie heeft overwogen of ook met het oog op slaapverstoring aanpassingen nodig zijn zoals in 3.5.2 is aangegeven. Hoewel daar geen wetenschappelijk bewijs voor is, acht zij het waarschijnlijk dat nachtelijke blootstelling aan geluid met bijzondere kenmerken die extra hinder veroorzaken, ook leidt tot meer slaapverstoring. Het lijkt daarom verstandig de in 3.5.2 genoemde aanpassingsfactoren ook toe te passen bij de

constructie van de *ENEL*. Wel meent de commissie dat dit aspect nader onderzoek verdient. De aldus afgeleide geluidmaat wordt aangeduid als $L_{adjusted,23-07h}$.

3.6.3 *Stap 3: Combinatie van (aangepaste) equivalente geluidniveaus voor dagdelen tot een waarde die representatief is voor een etmaal*

Deze stap is hier niet van toepassing aangezien in het geval van de *ENEL* slechts één dagdeel van belang is.

3.6.4 *Stap 4: Combinatie van waarden voor dagelijkse blootstelling tot een representatieve waarde voor een jaar*

Evenals in 3.5.4 stelt de commissie voor om de waarden van $L_{adjusted,23-07h}$ exponentieel te middelen om te komen tot een representatieve waarde voor een jaar.

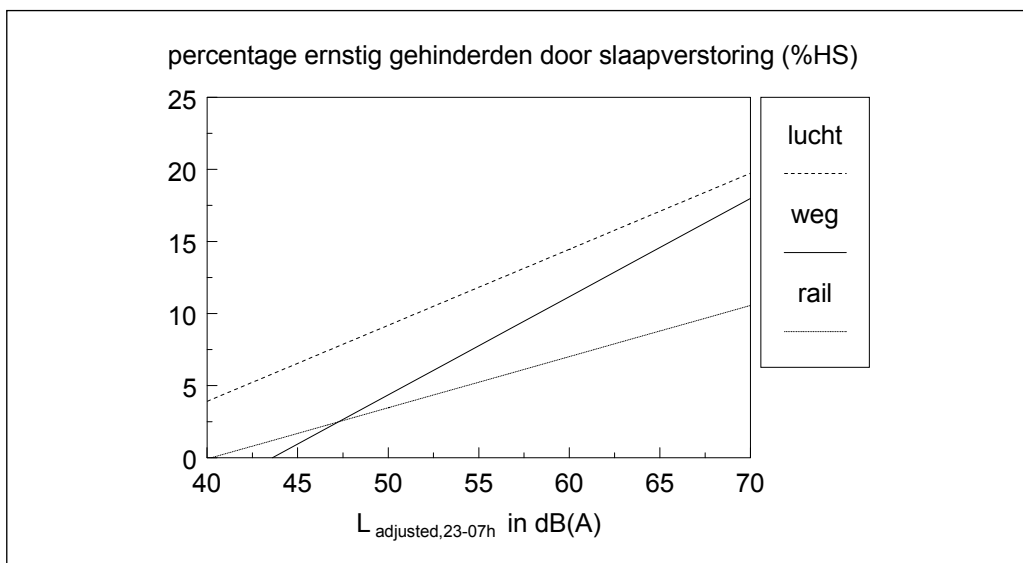
3.6.5 *Stap 5: Aan de geluidbron gerelateerde aanpassingen*

Responsmaten

De commissie beschouwt twee kenmerken van slaapverstoring ten gevolge van blootstelling aan nachtelijk omgevingsgeluid: het percentage personen dat ernstige hinder ondervindt als gevolg van slaapverstoring, en het aantal malen dat volwassenen wakker worden door het geluid.

Blootstelling-responsrelaties voor hinder als gevolg van slaapverstoring

Bijlage G.1 bevat gedetailleerde informatie over het verband tussen hinder als gevolg van slaapverstoring en blootstelling aan verkeersgeluid. Figuur 3 geeft de blootstelling-responsrelaties voor de verschillende typen geluidbronnen met $L_{adjusted,23-07h}$ als geluidmaat; de geluidniveaus zijn buitenshuis bepaald. De responsmaat is het percentage ernstig gehinderden door slaapverstoring (%HS). De curven zijn het product van analyses van gegevens in de TNO-database. De commissie meent dat de gevonden relaties het huidige kennisniveau betrouwbaar weerspiegelen; toch acht zij nadere analyse op zijn plaats, voordat de gepresenteerde curven kunnen dienen om een uniforme blootstellingsmaat voor omgevingsgeluid met betrekking tot hinder door slaapverstoring te specificeren.

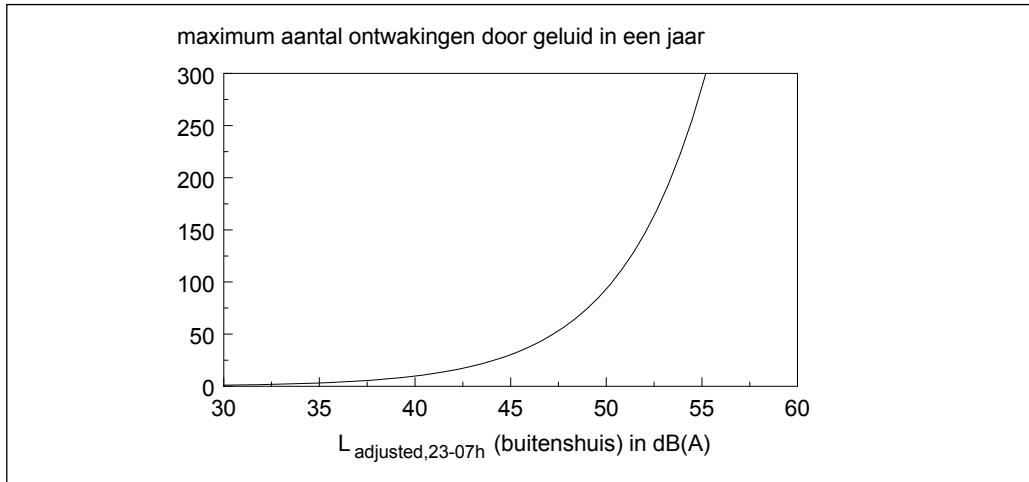


Figuur 3 Het percentage gehinderden als gevolg van slaapverstoring (%HS) als functie van $L_{adj,23-07h}$ voor weg-, rail- en luchtverkeer.

Blootstelling-responsrelaties voor ontwaken

In bijlage G.2 wordt het verband besproken tussen blootstelling aan nachtelijk geluid van bepaalde typen geluidbronnen en het aantal ontwaken van volwassenen, zoals dat volgt uit de gegevens verkregen in veldonderzoek (Fid94, Fid95a, Fid95b, Oll92, Pea89, Pea96). Aangegeven wordt wat in het ongunstigste geval het maximale aantal ontwaken is (Pas95). Dit aantal neemt toe naarmate het nachtelijke equivalente geluidniveau toeneemt. Het gaat om geluiden van gebeurtenissen buitenshuis die als ‘normaal’ te beschouwen zijn. Indien y het aantal door EEG-opnamen geregistreerde ontwaken is en z het aantal slapende volwassenen dat wordt blootgesteld aan afzonderlijke geluidgebeurtenissen gedurende de nacht, is het totale aantal ontwaken van deze z personen gelijk aan y maal z . Het maximale aantal ontwaken per jaar is 365 maal deze waarde. Figuur 4 geeft deze schatting als functie van $L_{adj,23-07h}$ grafisch weer.

De finale stap in de constructie van een uniforme blootstellingsmaat voor omgevingsgeluid gerelateerd aan slaapverstoring (*ENEL*) is een zodanige aanpassing van $L_{adj,23-07h}$ dat de blootstelling-responsrelaties van de diverse geluidbronnen samenvallen met die voor wegverkeersgeluid. Deze stap kan op dit moment nog niet worden gezet. Naast de verificatie van thans afgeleide blootstelling-responsrelaties, moet, evenals in het geval van de *EEL*, een geëigende responsmaat worden gekozen.



Figuur 4 Schatting van het aantal ontwakenen per jaar als gevolg van blootstelling aan geluid, bepaald uit EEG-opnamen, als functie van $L_{adjusted,23-07h}$ buitenshuis gemeten. (Waarden die binnenshuis worden gemeten zijn ongeveer 20 dB(A) lager, indien de ramen zijn gesloten.) De schatting geldt voor situaties waarin sprake is van afzonderlijke geluidgebeurtenissen, en voor volwassenen die voor langere tijd aan deze nachtelijke gebeurtenissen worden blootgesteld.

Kanttekeningen bij het voorgestelde stelsel

4.1 Eisen uit de adviesaanvraag

De Gezondheidsraad werd gevraagd een eenvoudig stelsel van blootstellingsmaten voor omgevingsgeluid aan te bevelen. In deze paragraaf bespreekt de commissie in hoeverre het aanbevolen stelsel voldoet aan de gestelde eisen (zie ook 3.2).

Inzichtelijkheid van het stelsel en gezondheidseffecten

De commissie is van mening dat het stelsel ruim voldoet aan de eis van inzichtelijkheid. Hinder en slaapverstoring kan nu immers voor elke bron van omgevingsgeluid worden beoordeeld met behulp van dezelfde geluidmaat. Om het percentage ernstig gehinderden in een situatie te kunnen schatten volstaat het toepassen van een eenvoudige formule, nadat de waarde van de *EEL* (of $L_{adjusted,den}$) van een geluidbron is bepaald. Hetzelfde geldt voor de schatting van het percentage ernstig gehinderden als gevolg van slaapverstoring en het aantal ontwakings in een blootgestelde bevolkingsgroep, zij het nu met behulp van de geluidmaat *ENEL* (of $L_{adjusted,23-07h}$).

Aangezien de *EEL* (of $L_{adjusted,den}$) betrekking heeft op een etmaal, terwijl kinderen alleen overdag enige uren op school zijn, is de *EEL* niet de meest geschikte geluidmaat voor de beoordeling van het prestatievermogen van schoolkinderen. Ook valt geen sterke correlatie te verwachten tussen deze geluidmaat en specifieke verstoringen, zoals verminderde verstaanbaarheid van spraak in bepaalde situaties gedurende bepaalde perioden. De commissie vermoedt dat het (niet aangepaste) equivalente geluidniveau, dan

wel een meer specifieke geluidmaat, meer geëigend is om een relatie met deze effecten te leggen dan *de EEL* (of $L_{adjusted,den}$).

Internationale afspraken

Het voorgestelde stelsel voldoet in hoge mate aan de ISO-richtlijn 1996-2 (ISO87) voor de beschrijving en meting van omgevingsgeluid in verband met ruimtelijke ordening, en aan Addendum 1 van die richtlijn. De commissie heeft gemeend van ISO 1996-2 te moeten afwijken in het toepassen van aanpassingsfactoren van 5 en 10 dB(A) voor geluidblootstelling gedurende respectievelijk de avond en de nacht. Haar voorstellen sporen met de conclusies van de Conference on EU Future Noise Policy, die in mei 1997 in Den Haag werd gehouden (VROM97).

Eenvoud van beoordeling en meting

De equivalente geluidniveaus waarop de door de commissie aanbevolen geluidmaten zijn gebaseerd, moeten representatief zijn voor de totale blootstelling aan geluid over een heel jaar. Het is gebruikelijk om die blootstelling hetzij te berekenen, hetzij te bepalen door de resultaten van (representatieve) steekproefsgewijze metingen te extrapoleren. In beide gevallen is hiervoor expertise vereist die de deskundigheid van de gebruikers van het stelsel wellicht te boven gaat. Het toepassen van elk ander betrouwbaar stelsel van maten voor de beoordeling van nadelige gezondheidseffecten als gevolg van geluid vereist echter ook de nodige deskundigheid. De equivalente geluidniveaus gedurende bepaalde dagdelen kunnen tegenwoordig in principe worden gemeten met eenvoudige, relatief goedkope geluidmeetapparatuur. De commissie erkent echter dat het meten van omgevingsgeluid in de praktijk vaak gecompliceerd is, door, bijvoorbeeld de storende invloed van activiteiten van derden, variatie in geluidssituaties van dag tot dag en vereisten voor het meten van specifieke geluidbronnen. Soms is geavanceerde geluidmeetapparatuur nodig om bijzondere geluidkenmerken vast te leggen. Zulke specialistische metingen zullen echter slechts in enkele gevallen noodzakelijk zijn, aangezien die bijzondere kenmerken in de meeste situaties met omgevingsgeluid afwezig zijn.

Toepasbaarheid voor alle bronnen van omgevingsgeluid

Hoewel het niet mogelijk bleek alle geluidbronnen en alle situaties bij het aanbevolen stelsel te betrekken, wordt de overgrote meerderheid van situaties in woonomgevingen er door gedekt. De voornaamste beperkingen van het stelsel zijn de volgende.

Bij de manier waarop mensen reageren op burenen- en buurtgeluid spelen, naast de hoogte van het geluidniveau, de herkomst van het geluid en verscheidene andere niet-akoestische factoren een rol. De commissie acht het dan ook onwaarschijnlijk dat de voorgestelde geluidmaten, die in eerste instantie zijn afgeleid om gezondheidseffecten op bevolkingsniveau te beoordelen, geschikt zijn om de mate van hinder en slaapverstoring in individuele gevallen te voorspellen. Nader psycho-akoestisch onderzoek kan mogelijk voor die individuele beoordeling belangrijke akoestische, psychologische en sociale variabelen aan het licht brengen.

Een speciale vorm van blootstelling aan omgevingsgeluid zijn incidentele activiteiten of gebeurtenissen zoals openbare bijeenkomsten of het gebruik van ultralichte vliegtuigen en kleine vliegtuigen (voor reclamedoeleinden). Enerzijds hebben de met deze voorvallen samenhangende geluiden op jaarbasis meestal een lage waarde van L_{ad} ,^{justed.den} maar anderzijds worden ze wel als zeer hinderlijk ervaren. Afgezien van de invloed van niet-akoestische factoren, is in deze situaties een geluidmaat voor een kortere periode dan een jaar misschien meer geëigend om algemene hinder en slaapverstoring door geluid van dergelijke bronnen te voorspellen. De commissie beveelt nader onderzoek hiernaar aan.

Het aanbevolen stelsel leent zich niet voor het voorspellen van het effect van veranderingen van de geluidblootstelling op korte termijn op de mate van algemene hinder en slaapverstoring. Voorbeelden van dergelijke veranderingen zijn de introductie van geluidwerende maatregelen zoals geluidwallen, of het introduceren van een nieuwe geluidbron in de omgeving. Het effect op lange termijn van dergelijke veranderingen kan wel worden geschat met behulp van de *EEL* en de *ENEL*. De commissie meent dat de aanbevolen geluidmaten niet moeten worden gebruikt om de effecten van veranderingen in geluidssituaties binnen een jaar te voorspellen.

4.2 Verdere overwegingen

Kenmerken van woningen

De beschreven blootstelling-responsrelaties zijn bepaald met behulp van geluidniveaus buitenshuis, die zijn gemeten volgens een bepaald voorschrift ('incident sound') op een bepaalde afstand van de meest blootgestelde gevel van de woning. Verder hadden de onderliggende onderzoeken betrekking op respondenten die voor het merendeel woonden in een huis zonder speciale geluidwerende voorzieningen (zoals dubbele beglazing). De commissie kon niet nagaan wat het gunstige effect zou zijn van de aanwezigheid van een veel minder blootgestelde gevel in de woning of van extra geluidwerende voorzieningen. Op dit moment zijn er onvoldoende gegevens beschikbaar om de gevol-

gen voor algemene hinder en hinder als gevolg van slaapverstoring betrouwbaar te kunnen schatten (Mie93).

Invloed van de aanwezigheid van andere geluidbronnen op algemene hinder van een bepaalde geluidbron

In een uitgebreide meta-analyse heeft Fields trachten na te gaan hoe andere geluidbronnen de algemene hinder veroorzaakt door een bepaalde geluidbron beïnvloeden (Fie96). Hij kon een gering effect aantonen dat de commissie voor de praktijk echter te verwaarlozen acht. Vermoedelijk zal in concrete situaties het omgevingsgeluid van een bepaalde bron niet (volledig) worden gemaskeerd door andere bronnen, vanwege de verschillen in het tijdstip waarop de diverse geluiden zich voordoen en vanwege de verschillen in geluidspectra. Ook gewinning aan de kenmerken van een geluid en de richting van het geluid kunnen van invloed zijn op het vermogen een bepaalde geluidbron te onderscheiden, terwijl deze gedeeltelijk door een andere wordt gemaskeerd.

Combinatie van geluidbronnen

Soms wordt men blootgesteld aan omgevingsgeluid van meer dan één bron. Overheerst het geluid van een bepaalde bron, dan is de mate van algemene hinder en slaapverstoring voornamelijk terug te voeren op die bron. De effecten van het geluid kunnen dan worden voorspeld met behulp van met de aanbevolen geluidmaten bepaalde blootstelling aan het geluid van de dominante bron. De commissie heeft van gedachten gewisseld over algemene methoden om geluidniveaus van verschillende bronnen samen te voegen, teneinde een geluidmaat te verkrijgen om het effect van de totale blootstelling aan geluid te kunnen voorspellen (DEL95a, Gus97, Kra97, Mie87, Ron97, Sch97, Sch78, Sch96, Tay82, Vos92a). Op dit moment is geen algemeen aanvaarde methode voor zo'n combinatie gepubliceerd. Ook vanwege de beperkte tijd die de commissie ter beschikking stond, was zij niet in staat om voor dit complexe probleem een oplossing te vinden. Zij raadt aan om eerst overeenstemming te bereiken over de voor geluid van afzonderlijke bronnen te hanteren maten (specificatie van de *EEL* en de *ENEL*) en met deze maten ervaring op te doen, alvorens over te gaan tot samenvoeging van geluidniveaus die samenhangen met verscheidene bronnen.

4.3 Vergelijking met de huidige Nederlandse regelgeving

Voor geluid van weg- en railverkeer en van industriële vestigingen komt de specificatie van het aanbevolen geluidmaat voor de beoordeling van algemene hinder op verscheidene punten overeen met voorschriften van de Wet geluidhinder. Dit geldt onder ande-

re voor de aanpassingsfactoren voor de avond en de nacht, voor de afbakening van de avond- en de nachtperiode en voor het gebruik van het equivalente geluidniveau voor de drie dagdelen waarin een etmaal is onderverdeeld. De manier waarop de equivalente niveaus voor de drie dagdelen worden gecombineerd verschilt echter: de *EEL* wordt berekend door exponentiële middeling van de drie waarden, terwijl in de huidige Nederlandse regelgeving de hoogste van de drie wordt gebruikt.

Voor wat betreft de beoordeling van vliegtuiggeluid in de nabijheid van grotere luchthavens zijn de verschillen tussen de voorgestelde geluidmaat *EEL* (of $L_{adjusted,den}$) en de op dit moment gebruikte grootheid *B* (in Kosteneenheden) aanzienlijk. *B* wordt bepaald uit de $L_{A,max}$ -waarden van het geluid van overvliegende vliegtuigen, terwijl de commissie voorstelt om *SEL*-waarden te gebruiken. Ook wordt bij de bepaling van *B* het aantal geluidgebeurtenissen gedurende een etmaal anders gewaardeerd dan in het hier aanbevolen stelsel, en zijn er kleine verschillen in de aanpassingsfactoren voor de avond en de nacht. Een ander belangrijk verschil is dat bij de berekening van *B* alleen het geluid van overvluchten met een $L_{A,max}$ van 65 dB(A) of meer wordt meegenomen, terwijl $L_{adjusted,den}$ betrekking heeft op alle overvluchten. Voor blootstelling aan geluid van kleine vliegtuigen verschillen *BKL* en de *EEL* voornamelijk van elkaar in aspecten die verband houden met de weken en maanden van het jaar waarin het meeste geluid wordt geproduceerd.

De voorgestelde geluidmaat voor de nachtelijke periode (*ENEL* of $L_{adjusted,23-07h}$) komt in grote mate overeen met de maat die in de huidige Nederlandse regels voor nachtvluchten wordt gebruikt. In beide gevallen wordt het equivalente geluidniveau gedurende de nacht als geluidmaat gehanteerd. Er zijn verschillen in de definitie van de nachtperiode: de commissie gaat uit van de periode van 23.00 tot 7.00 uur, terwijl de huidige Nederlandse regelgeving de nacht omschrijft als 7 opeenvolgende uren tussen 23.00 en 7.00 uur. Verder is het toepassen van aanpassingsfactoren, zoals de commissie voorstelt, in de huidige Nederlandse regels voor nachtvluchten afwezig.

Rijswijk, 20 oktober 1997,

namens de commissie

(w.g.)

W Passchier-Vermeer,
secretaris

HGM Bouman,
secretaris

T ten Wolde,
voorzitter

Literatuur

-
- ANSI96 Quantities and procedures for description and measurement of environmental sound - Part 4: Noise assessment and prediction of long-term community response. Draft 6b ANSI S12.9-1996-Part 4
- Atk83 Atkins CLR, Brooker P, Critchley JB. 1982 Helicopter Disturbance Study: Main Report. London: Civil Aviation Authority 1983: DR Report 8304.
- Ber79 Berry BF. The rating of helicopter noise: development of a proposed impulse correction. Teddington 1979: NPL Reprt Ac 93.
- Ber83 Berry BF. LAeq and Subjective Reaction to Different Noise Sources: A Review of Research. Proc Inter-noise 1983: 993-6.
- Ber85 Berry BF. Evaluation of impulsive environmental noise: laboratory studies of annoyance reactions. Proc Inter-noise 1985; 2: 921-4.
- Ber87 Berry BF. The evaluation of impulsive noise. Teddington 1987: NPL Rpt. Ac 111.
- Ber88 Berry BF, Bisping R. CEC Joint project on impulse noise: physical quantification methods. Proceedings 5th International Congress on noise as a public health problem. Stockholm 1988: 153-8.
- Ber89 Berry BF. Recent advances in the measurement and rating of impulsive noise. Proceedings 13th ICA. Belgrade 1989; 3: 147-50.
- Ber94 Berry BF, Porter ND. The evaluation of acoustic features in industrial noise. Proc Inter-noise. Yokohama 1994: 803-8.
- Bir80 Birnie SE, Hall FL, Taylor SM. The contribution of indoor and outdoor effects to annoyance at noise in residential areas. Proc Inter-noise 1980: 975-8.
- Bis89 Bisping R. Steady versus impulsive noises: spectral parameters and subjective ratings. Proceedings 13th ICA. Belgrade 1989; 3: 143-6.
-

- Bra90 Brambilla G, Carretti MR. Evaluation of annoyance due to impulse noise. *NoiseCon 1990*: 279-84.
- Bro85 Brooker GR, *et al.* United Kingdom Aircraft. Noise Index Study: main report. London: Civil Aviation Authority 1985: DR Report 8402.
- Bro97 Broek A van den. Calculation on sleeping time Dutch population 1995. Sociaal Cultureel Planbureau, Rijswijk, 1997.
- Buc83 Buchta E, Buchta C, Koslowsky L, Rohland P. (1983). Lästigkeit von Schiesslärm (Umwelt Bundesamt: Berlin, Germany). Report no. 82-10501314.
- Buc90 Buchta E, *et al.* A field survey on annoyance caused by sounds from small firearms. *J Acoust Soc Am* 1990; 88(3): 1459-67.
- Buc93 Buchta E. A review of the penalty for impulse noise. In: Vallet M (ed.). *Noise as a public health problem*. Arcueil Cedex France: INRETS 1993; 3: 420-7.
- Buc96 Buchta E. Annoyance caused by shooting noise - determination of the penalty for various weapon calibers. *Proc Inter-noise 1996*; (5): 2495-2500.
- Bul91 Bullen RB, *et al.* Community reaction to noise from an artillery range. *Noise Control Eng J* 1991; 37(3): 115-28.
- Bul96 Bullen R, Hede A, Williams T. Sleep disturbance due to environmental noise: a proposed assessment index. *Acoustics Australia* 1996; 24: (3) 91-97.
- CHA96 Community response to high-energy impulsive sounds: An assessment of the field since 1981. Committee on Hearing, Bioacoustics and Biomechanics (CHABA), National Research Council, National Academy of Science, Washington, DC, 1996.
- Cri90 Critchley JB, Ollerhead JB. The use of Leq as an aircraft noise index. London, Directorate of Operational Research and Analysis 1990: DORA Report 9023.
- DEL95a DELTA Acoustics & Vibration. Assessment of annoyance from combined noise sources. DELTA Acoustics & Vibration 1995: report no. AV 1213/95a.
- DEL95b DELTA Acoustics & Vibration. Metrics for environmental noise in Europe. Danish comments on INRETS Report LEN 9420. DELTA Acoustics & Vibration 1995: Report no. AV 837/95.
- DEL97 DELTA Acoustics & Vibration. Objective measurements of audible tones in noise. Detection and assessment of tones. Copenhagen, 1997.
- Deu74 Deutsche Forschungsgemeinschaft 1974. Fluglärmwirkungen: Eine interdisziplinäre Untersuchung über die Auswirkungen des Fluglärms auf den Menschen. Boppart: Bolt, 1974.
- Dym77 Dym DL. Sources of industrial impact noise. *Noise Control Eng J* 1977; 8: 81-7.
- Ebe87 Eberhardt JL, Akselsson KR. The disturbance by road traffic noise on the sleep of young male adults as recorded in the home. *J Sound & Vibr* 1987; 114: 417-34.
- EU96 European Union. DG XI. Draft proposal for a Council directive on the assessment and reduction of environmental noise exposure. EU, Brussels, February 1996.
- FIC92 Federal Interagency Committee on Noise (FICON) (1992). Final report: airport noise assessment methodologies and metrics. Washington, DC 1992.

- Fid91 Fidell S, Barber D, Schultz TJ. Updating a dosage-effect relationship for the prevalence of annoyance due to general transportation noise. *J Acoust Soc Am* 1991; 89(1): 221-33.
- Fid94 Fidell S, Pearsons K, Howe B *et al.* Noise-induced sleep disturbance in residential settings. Canogan Park: BNN Systems and Technologies Corporation 1994: BNN Report 7932.
- Fid95a Fidell S, Pearsons K, Tabachnick B *et al.* Field study of noise-induced sleep disturbance. *J acoust Soc Am* 1995; 98: (2:1) 1025-33.
- Fid95b Fidell S, Howe R, Tabachnick B *et al.* Noise-induced sleep disturbance in residences near two civil airports. NASA Contractor Report 198252. Hampton VA: NASA Langley Research Center 1995.
- Fie82 Fields JM. Effects of errors in specifying noise environments on results from community response surveys. *Proc Inter-noise* 1982: 609-12.
- Fie85a Fields JM, Powell CA. A Community Survey of Helicopter Noise Annoyance Conducted Under Controlled Noise Exposure Conditions. Washington DC: NASA 1985: Publ NASA TM-86400.
- Fie85b Fields JM. The timing of noise-sensitive activities in residential areas. Washington DC: NASA 1985: Publ NASA CR-177937.
- Fie86a Fields JM. The relative effect of noise at different times of day. Hampton, USA: National Aeronautics and Space Administration, Langley Research Center, Washington DC: NASA 1986: Publ NASA CR-3965.
- Fie86b Fields JM. Cumulative airport noise metrics: an assessment of evidence for time-of-day weightings. DOT/FAA/EE-86/10. US Department of Transportation, Federal Aviation Administration, Washington DC, 1986 (1989 revised printing).
- Fie87 Fields JM, Powell CA. Community Reactions to Helicopter Noise: Results from an experimental study. *J Acoust Soc Am* 1987; 82: 479-92.
- Fie92 Fields JM. Effect of personal and situational variables on noise annoyance: with special reference to implications for en route noise. Washington DC: 1992: Publ NASA CR-189676, FAA Report number FAA-EE-92-03. Federal Aviation Administration.
- Fie93 Fields JM. Effect of personal and situational variables on noise annoyance in residential areas. *J Acoust Soc Am* 1993; 93: 2753-63.
- Fie94 Fields JM. Review of an updated synthesis of noise / annoyance relationships. Atlanta GA: Gergia Institute of Technology, Washington DC: 1994: Publ NASA CR 194950.
- Fie96 Fields JM. An analysis of residents' reactions to environmental noise sources within an ambient noise context. DOT/FAA/EE-96/08. US Department of Transportation, Federal Aviation Administration, Washington DC: 1996.
- Fin80 Finke HO, Guski R, Rohrman B. Betroffenheit einer Stadt durch Lärm. Umweltforschungsplan des bundesministers des Innern 1980, Forschungsbericht 80-10501301.
- Fin94 Finegold LS, Harris CS, von Gierke HE. Community annoyance and sleep disturbance: updated criteria for assessing the impacts of general transportation noise on people. *Noise Control Eng J* 1994; 42(1): 25-30.
- Fli86 Flindell IH, Rice, CG. ISVR-Rep. No. 86/22 (ISVR: Southampton, England). 1984-1985 Joint CEC project on annoyance due to impulse noises: laboratory studies, 1986.
-

- Fli89 Flindell IH, *et al.* Human response to impulse noise - impulsivity and annoyance. Proceedings 13th ICA. Belgrade 1989; 3: 155-8.
- Fre97 Freijer JI, Loos S de. Analyse van tijdbestedingspatronen van de Nederlandse bevolking tbv een uniforme geluidsdosismaat. RIVM Bilthoven 1997, Report no. 715120 002.
- Ger96 Gerretsen E. Environmental noise descriptors in Europe - Comparison of definitions and prediction methods. Delft, TNO-TPD 1996: Report TPD-HAG-RPT-960059.
- Got95 Gottlob D. Regulations for Community Noise. Noise/News International 1995: 223-36.
- GR71 Gezondheidsraad: Geluidhinder. Rapport Gezondheidsraad Commissie Geluidhinder en Lawaaibestrijding. Den Haag: Gezondheidsraad 1971; publikatie nr 1971/24.
- GR91 Gezondheidsraad: Commissie Vliegtuiglawaai en slaap. Vliegtuiglawaai en slaap. Den Haag: Gezondheidsraad 1991; publikatie nr 1991/05.
- GR94 Gezondheidsraad. Noise and health. Den Haag: Gezondheidsraad, 1994; Report 1994/15E
- Gro81 Groeneveld Y, Verboom WC. Karakterisering en beoordeling van industrielawaai. Delft: IMG-TNO Rep. D54 1981.
- Gus97 Guski R. Interference of activities and annoyance by noise from different sources: some new lessons from old data. Seventh Oldenburg Symposium on Psychological Acoustics. Ed Schick & Klatt. University of Oldenburg 1997: 239-58.
- Hal81 Hall FL, Birnie SE, Taylor SM, Palmer JE: 1981. Direct Comparison of Community Response to Road Traffic Noise and to Aircraft Noise. J Acoust Soc Am 1981; 70(6): 1690-8.
- Hal84 Hall FL. Community response to noise: is all noise the same? J Acoust Soc Am 1984; 76(4): 1161-8.
- Hei80 Heintz, P. (1980). Sozio-psychologische Schiesslärmuntersuchung Bundesamt für Umweltschutz: Bern, Switzerland.
- Ike93 Ikeda I, Flindell IH. Subjective tests of impulse noise annoyance and the listening environment. Proc Inter-noise 1993; II: 1133-6.
- Isi93 Ising H, Rebentisch E. Comparison of acute reactions and long-term extra-aural effects of occupational and environmental noise exposure. In M. Vallet (ed). Noise as a public health problem. Frame, INRETS, 1993; 3: 331-8.
- ISO78 International Organization for Standardization. ISO 3891-1978. Acoustics - Procedure for describing aircraft noise heard on the ground. Geneva: ISO, 1978.
- ISO87 International Organization for Standardization. ISO R 1996-2. Acoustics - Description and measurement of environmental noise. Part 2: Acquisition of data pertinent to land use. Geneva: ISO, 1987.
- ISO97 International Organization for Standardization. ISO R 1996-2. Acoustics - Description and measurement of environmental noise. Part 2: Acquisition of data pertinent to land use. (Draft) Addendum 1. ISO, 1997.
- Job88 Job RFS. Community response to noise: a review of factors influencing the relationship between noise exposure and reaction. J Acoust S Am 1988; 83: 991-1001.
- Job95 Job RFS, Peplow P, Cook R. Factors influencing reaction to individual impulsive events experienced in the home. Proceedings 15th International Congress on Acoustics 1995; 2: 295-8.
-

- Jon94 Jong de RG, Opmeer C, Miedema HME. Hinder door milieuverontreiniging in Nederland: effecten van geluid, geur, trillingen, stof, verlichting en onveiligheid.; peiling 1993. Leiden: TNO-PG, 1994: Rapport 94.056
- Jon95 Jong RG de, Miedema HME. Comparing results of community response surveys. In: Newman M, ed. Proceedings of the 15th International Congress on Acoustics. Trondheim, Norway 1995: 61-4
- Jur83 Jurriëns AA, Griefahn B, Kumar A, e.a. An essay on European research collaboration: Common results from the project on traffic noise and sleep in the home. In: Rossi G, ed. Proceedings IVth International Congress on Noise as a Public Health Problem. Milan: Centro Ricercha E Studi Amplifon 1983; 2: 929-37.
- Kra95a Kragh J. Technical note. Informal note on quantities used to describe some types of environmental noise in Scandinavia. AV 669/95, Copenhagen, DELTA Acoustics & Vibration 1995.
- Kra95b Kragh J. Technical note. Nordic comments on proposed EC noise policy. Copenhagen, DELTA Acoustics & Vibration 1995. AV 1214/95.
- Kra97 Kragh J. Assessment of various kinds of environmental noise occurring at the same time. A proposal for a practical method. Seventh Oldenburg Symposium on Psychological Acoustics. Ed Schick & Klatte. University of Oldenburg 1997: 221-38.
- Kry82 Kryter KD. Community annoyance and aircraft and ground vehicle noise J Acoust Soc Am 1982; 72: 1212-42.
- Kry83 Response of Kryter to modified comments by Schultz on KD Kryter's paper: 'Community annoyance and aircraft and ground vehicle noise'. J Acoust Soc Am 1983; 73: 1066-8.
- Kür89 Kürer R, *et al.* Umweltbundesamt. Lärmbekämpfung '88. Lärmwirkungen - Tendenzen - Probleme - Lösungen. Berlin: Erich Schmidt Verlag GmbH, 1989.
- Lam94 Lambert J, Vallet M. Study related to the preparation of a communication on a future EC Noise Policy. Final Report. INRETS Report LEN No. 9420, Lyon 1994.
- Lar76 Large JB, Ludlow JE. Community reaction to noise from a construction site. Noise Control Eng J 1976; 6(2): 59-65.
- Lee81 Leeuw R, Berg R van den. Impulse noise in the Netherlands industry. Delft: IMG-TNO Report B 472 August 1981.
- Mie87 Miedema HME. Beoordelingsmethode voor hinder in de woonomgeving door cumulatie van omgevingsgeluid. Leidschendam: VROM, 1987: Rapport nr GA-HR-08-03.
- Mie92 Miedema HME. Response functions for environmental noise in residential areas. Leiden: NIPG- TNO 1992: Publ.nr. 92.021.
- Mie93 Response functions for environmental noise. Vallet M, ed. In: Proceedings of the 6th International Congress on Noise as a Public Health Problem. Nice, France: Noise & Man 1993: 428-33.
- Mie96 Miedema HME, Vos H. Exposure response relationships for transportation noise. Leiden: TNO-PG, 1996: Report no. 96.070.
- Mie97 Miedema HME, Vos H. Exposure response relationships for transportation noise. Submitted for publication.
- MIG96 Projectplan Modernisering Instrumentarium geluidbeleid. Den Haag, VROM 1996.
-

- Moh83 Möhler U, Knall V. Correlation of Acoustic Indices and Disturbance Reaction Factors on Railway and Road Traffic Noise. Proc Inter-noise 1983: 989-92.
- Ohr93 Ohrström E. Research on noise and sleep since 1988. Present state. In M. Vallet (ed). Noise as a public health problem. Frame, INRETS 1993; 3: 331-8.
- Oll82 Ollerhead JB. Laboratory Studies of Scales for Measuring Helicopter Noise, Washington DC: 1982: Publ NASA CR 3610.
- Oll92 Ollerhead JB, Jones CJ, Cadoux RE, *et al.* Report of a field study of aircraft noise and sleep disturbance. London: Civil Aviation Authority 1992.
- Pas93 Passchier-Vermeer W. Noise and Health. Den Haag: Gezondheidsraad 1993; publikatie nr A93/02E.
- Pas94a Passchier-Vermeer W. Sleep disturbance due to nighttime aircraft noise. Leiden: TNO-PG 1994. Publ.nr. 94.077.
- Pas94b Passchier-Vermeer W. Rating of helikopter noise with respect to annoyance. Leiden: TNO-PG 1994. Publ.nr. 94.061.
- Pas95 Passchier-Vermeer W. Road traffic noise and annoyance. Leiden, 1995: TNO-PG 1995. Publ.nr. 95.078.
- Pas97 Passchier-Vermeer W, Vos H, Miedema HME. Adjustments for evening- and night-time. Leiden: TNO-PG 1997. Information presented to the Committee.
- Pea89 Pearsons K, Barber DS, Tabachnick BG. Analysis of the predictability of noise-induced sleep disturbance. Canogan Park: BNN Systems and Technologies Corporation 1989. Report AD-A220.
- Pea96 Pearsons K. Recent field studies in the United States involving the disturbance of sleep from aircraft noise. Proc Inter-noise 1996: 2271-6.
- Por93a Porter ND, Flindell IH, Berry BF. An acoustic feature model for the assessment of environmental noise. Acoustics Bulletin 1993: 40-8.
- Por93b Porter ND, *et al.* An acoustic feature model for the assessment of environmental noise. Proc Inst Acoust 1993; 15(4): 1015-24.
- Por95a Porter ND. The assessment of industrial noise - a review of various national practices. National Physical Laboratory, report no. RSA (EXT) 0057C, May 1995.
- Por95b Porter ND. The assessment of industrial noise - subjective listening tests and objective assessment procedures. National Physical Laboratory, Report RSA (EXT) 0057C, May 1995.
- Por95c Porter ND. The detection of complex tones in noise. Proc Inst Acoust 1995; 17(5): 19-26.
- Ric83 Rice CG. CEC Joint research on annoyance due to impulse noise. Proceedings 4th International Congress on noise as a public health problem 1983; 2: 1073-84.
- Ric89 Rice CG. Human response to impulse noise - CEC studies: Review of 1987/1989 research programme. Proceedings 13th ICA. Belgrade 1989; 3: 135-8.
- Ron97 Ronnenbaum T, Schulte-Fortkamp B, Weber R. Evaluation of combined noise sources. Seventh Oldenburg Symposium on Psychological Acoustics. Ed Schick & Klätte. University of Oldenburg, 1997: 171-90.
- Sch78 Schultz TJ. Synthesis of social surveys on noise annoyance. J Acoust Soc Am 1978; 64(2): 377-405.
-

- Sch79 Schomer PD. The Growth of Community Annoyance with Loudness of Events and with Frequency of Occurrence of Events. Champaign: U.S.Army Corps of Engineers, 1979. TM N-38.
- Sch81a Schomer PD. Community Reaction to Impulse Noise; Initial Army Survey. Champaign: Construction Engineering Research Library, 1981. TR N-100.
- Sch81b Schomer PD. The Growth of Community Annoyance with Loudness and Frequency of Occurrence of Events. *Noise Control Engineering* 1981; 17(1): 30-7.
- Sch83a Schümer-Kohrs A, Schümer R, Knall V, Kasubek W. Interdisziplinäre feldstudie über die besonderheiten des Schienenverkehrslärms gegenüber dem Strassenverkehrslärm, Planningsburo Obermeyer, München 1983.
- Sch83b Schomer PD. Time of day adjustments on "penalties". *J Acoust Soc Am* 1983; 73(2): 546-55.
- Sch94a Schulte-Fortkamp B. Loudness judgements on the background of subjective experience with environmental sounds. *Proceedings Internoise 94*. Yokohama, Japan 1994: 791-6.
- Sch94b Schulte-Fortkamp B. Geräusche beurteilen im Labor. Entwicklung interdisziplinärer Forschungsmethoden und ihre forschungssoziologische Analyse. Düsseldorf: VDI-Verlag, 1994.
- Sch94c Schomer PD, Wagner LR, Benson LJ *et al.* Human and community response to military sounds: Results from field-laboratory tests of small arms, tracked-vehicles and blast sounds. *Noise Contr Eng J* 1994; 42(2): 71-84.
- Sch95a Schomer PD, Wagner LR. Human and community response to military sounds - Part 2: Results from field-laboratory tests of small arms, 25 mm cannon, helicopters and blast sound. *Noise Contr Eng J* 1995; 43(1): 1-13.
- Sch95b Schulte-Fortkamp B. Loudness judgements of environmental sounds. Validation by a study in laboratory and field. *Proc Inter-noise*. Newport Beach, California, USA 1995: 889-92.
- Sch96 Schulte-Fortkamp B. Combined methods to investigate effects of noise exposure and subjective noise assessments. *Proc Inter-noise*. Liverpool 1996: 2351-6.
- Sch97 Schulte-Fortkamp B, Weber R, Ronnebaum Th, *et al.* Literaturstudie zur Gesamtgeräuschbewertung. Oldenburg; University of Oldenburg, 1997.
- Sha96 Shaw EAG. Noise environments outdoors and the effects of community noise exposure. *Noise Contr Eng J* 1996; 44(3): 109-19.
- Sör79 Sörensen S, Magnusson J. Annoyance caused by noise from shooting ranges. *J Sound Vib.* 1979; 62: 437-42.
- Tay82 Taylor SM. A comparison of models to predict annoyance reactions to noise from mixed sources. *J Sound Vib* 1982; 81(1): 123-38.
- Tay87 Taylor SM, Hall FL, Birnie SE. Transportation noise annoyance: testing of a probabilistic model. *J Sound Vib* 1987; 117(1): 95-113.
- Val78 Vallet M, Gagneux JM, Simonnet F. Effects of aircraft noise on sleep: an in situ experiment. ASHA reports 10. *Proceedings Third International Congress on Noise as a Public Health Problem* 1978: 391-6.
- Val83 Vallet M, Gagneux JM, Blanchet V, *et al.* Long term sleep disturbance due to traffic noise. *J Sound Vib* 1983; 90: 173-91.
-

- Val91 Vallet M, Vernet I. Night aircraft noise index and sleep research results. In: Lawrence A (ed.). Proc Inter-noise. The cost of noise. Poughkeepsie, NY 1991: Noise Control Foundation; 1: 207-10.
- Val96 Vallet M. Caractéristiques et indicateurs de la gêne due au bruit des avions. Synthèse INRETS no. 29, June 1996.
- Ver89 Vercammen MLS. Setting limits for low frequency noise. Proc. 5th Int.Conf. on low frequency noise and vibration. Oxford, 1989.
- Vos83 Vos J, Smoorenburg G.F. Annoyance ratings for impulse and traffic sounds presented in quiet. TNO-TM: Soesterberg 1983: IZF-Rep. 1983-23.
- Vos85a Vos J, Smoorenburg GF. Penalty for impulse noise, derived from annoyance ratings for impulse and road-traffic sounds. J Acoust Soc Am 1985; 77(1): 193-201.
- Vos85b Vos J. A review of field studies on annoyance due to impulse and road-traffic sounds. Proc Inter-noise 1985: 1029-32.
- Vos87 Vos J, Geurtsen FWM. L_{eq} as a measure of annoyance caused by gunfire consisting of impulses with various proportions of high and lower sound levels. Journal of the Acoustical Society of America 1987; 82(4): 1201-6.
- Vos90 Vos J. On the level-dependent penalty for impulse sound. J Acoust Soc Am 1990; 88(2): 883-93.
- Vos92a Vos J. Annoyance caused by simultaneous impulse, road traffic, and aircraft sounds: a quantitative model. J Acoust Soc Am 1992; 91(6): 3330-45.
- Vos92b Vos J. Noise annoyance around irregularly employed shooting ranges. Proceedings 6th International FASE-congress 1992. Zürich, 1992.
- Vos95a Vos J. A review of research on the annoyance caused by impulse sounds produced by small firearms. Proc Inter-noise 1995: 875-8.
- Vos95b Vos J. Technical note: On the comparability of community responses to noise from artillery and rifle ranges, as determined in two Australian studies. Noise Contr Eng J 1995; 43 (2): 39-41.
- Vos96 Vos J. Annoyance caused by impulse sounds produced by small, medium-large, and large firearms. Proc Inter-noise 1996; (5): 2231-6.
- Vos97 Vos J. A re-analysis of the relationship between the results obtained in laboratory and field studies on the annoyance caused by high-energy impulsive sounds. Noise Control Eng J 1997; 45 (3):123-31.
- VROM97 Conclusions of the Conference on EU-future policy on 21 and 22 May 1997. VROM, The Hague 1997.

-
- A De adviesaanvraag
-
- B De commissie
-
- C Begrippen en definities
-
- D Activity pattern of the Dutch population
-
- E Exposure-effect relationships for general annoyance
-
- F Adjustments for special characteristics
-
- G Exposure-effect relationships for sleep disturbance
-
- H Stepwise determination of noise metrics

Bijlagen

De adviesaanvraag

De Voorzitter van de Gezondheidsraad ontving onderstaande adviesaanvraag van de Minister van Volksgezondheid, Welzijn en Sport d.d. 3 februari 1997, nr BRO-97186.

Hierbij verzoek ik u, mede namens de Minister van VROM, mevrouw M de Boer, ons advies uit te brengen over een uniforme geluidsdosismaat. In het volgende schets ik enige achtergronden van deze materie en vervolgens de details van het gevraagde advies.

Advies

Het geluidnormstelsel in de Nederlandse wetgeving is in de loop der jaren behoorlijk ingewikkeld geworden. Geluidnormen zijn opgenomen in de Luchtvaartwet, de Wet geluidhinder en de Wet Milieubeheer. In ieder van deze wetten en de daarop gebaseerde uitvoeringsbesluiten zijn voor iedere geluidbron vaak afzonderlijke (en van elkaar verschillende) geluidnormen vastgelegd. Voor een overzicht verwijs ik naar bijgaande tabel. In veel gevallen is daarbij ook nog eens sprake van verschillende maten waarmee de geluidsdosis bepaald dient te worden. Dit komt de inzichtelijkheid van het systeem, en daarmee de uitvoerbaarheid en de handhaafbaarheid natuurlijk niet ten goede. De roep om vergaande vereenvoudiging is manifest geworden in het advies van de Werkgroep Marktwerking, Deregulering en Wetgevingskwaliteit over de Wet geluidhinder. In dit advies wordt aanbevolen om het hele stelsel van geluidwetgeving vergaand te vereenvoudigen.

In de reactie (TK, '95-'96, 24 036n nr 16) op het rapport van de MDW-werkgroep Wet geluidhinder van juni 1996 heeft het Kabinet het volgende gezegd over de uniforme dosismaat:

Het idee van één en dezelfde dosismaat voor alle geluidbronnen vindt het Kabinet op zich zelf aantrekkelijk. In het kader van het project MIG zal deze gedachte verder worden onderzocht en uitgewerkt. Tevens zal bezien worden in hoeverre de dosismaat voor luchtvaartgeluid, rekening houdend met Europese ontwikkelingen ten aanzien van rekenmethodieken en normstelling, bij de uniforme dosismaat kan worden betrokken.

De aantrekkelijkheid van een dergelijke geluiddosismaat is vooral gelegen in de vereenvoudiging die dan bereikt kan worden.

Relatie met andere projecten

In het kader van het MIG-project (Modernisering Instrumentarium Geluidbeleid) is een werkgroep "Uniformering dosismaten" in het leven geroepen, onder voorzitterschap van prof. dr. C. Gouwens, die zich over de aspecten van een uniforme dosismaat gaat buigen. Deze werkgroep zou september 1997 beleidsmatig advies over het uniformeren van het normstelsel aan de Regie groep MIG moeten uitbrengen, waarna de Tweede Kamer geïnformeerd wordt over de uitkomsten van het MIG-project als geheel. Over de relatie tussen deze werkgroep en de adviesaanvraag het volgende.

De MIG-werkgroep "Uniformering dosismaten" heeft tot taak een advies te geven over de mogelijkheden om te komen tot een sterke vereenvoudiging van het huidige normstelsel. Hierbij ligt sterk de nadruk op de praktische problemen. Uitgangspunt daarbij is dat de door de huidige normen geboden beschermingsniveaus niet veranderen. Idealiter zou dit beleidsmatig advies van de werkgroep volgen op het advies van de Gezondheidsraad over mogelijke dosismaten en de invloed van mogelijke vereenvoudigingen op gezondheidseffecten.

Gezien het feit echter dat de werkgroep september 1997 advies moet uitbrengen, betekent dat in aanzienlijke mate parallel gewerkt zal moeten worden. Dit maakt het noodzakelijk dat het advies-traject en het beleidsmatige traject zeer goed op elkaar afgestemd wordt en dat aan het begin van deze trajecten duidelijkheid wordt geschapen over de te onderzoeken mogelijkheden.

Adviesaanvraag

De raad wordt gevraagd om een zo eenvoudig mogelijk stelsel van geluiddosismaten te beschrijven en daarbij in ieder geval in te gaan op de relatie tussen het nieuwe stelsel en de gezondheidseffecten. Randvoorwaarden bij een dergelijk stelsel zijn:

- inzicht in de relatie met effecten van geluid op de gezondheid van dit stelsel, in ieder geval voor wat betreft (ernstige) hinder en effecten op de slaap;
- passend binnen internationale afspraken voor zover deze bindend zijn;
- de maten van dit stelsel moeten op (relatief) eenvoudige wijze bepaalbaar of meetbaar kunnen zijn;
- het maatstelsel moet bruikbaar zijn voor alle geluidbronnen buiten de woning.

Aspecten die mogelijk ook betrokken kunnen worden zijn effecten op (sociaal) gedrag, prestatie, hart- en vaatziekten en bloeddruk.

Planning

De verzending van de beleidsnota MIG aan de Tweede Kamer is voorzien begin 1998. Dit houdt in dat de deelprojecten (waarvan het project "uniforme dosismaat" er een is) ruim voor die tijd gereed dienen te zijn om een rol te kunnen spelen in de discussie. Mede met het oog daarop stel ik het op prijs om uw advies uiterlijk september 1997 te ontvangen.

Ten einde optimale afstemming met het MIG (deel)project te garanderen, stelt de Minister van VROM voor een medewerker van haar Ministerie als waarnemer te laten deelnemen in de commissie.

Hoogachtend,

(w.g.)

de Minister van Volksgezondheid, Welzijn en Sport,
dr. E. Borst-Eilers

Bijlage: overzicht huidig geluidnormstelsel

Tabel: Overzicht huidig geluidnormstelsel, enigszins vereenvoudigd.

Grenswaarden voor geluid van diverse bronnen in dB(A)

(+..) = tijdelijke correctie ivm stiller worden bron

bron	voordeur/ plannings- waarde	maximaal toelaatbaar in nieuwe si- tuaties	maximaal toelaatbaar in bestaande si- tuaties	criteria voor saneringssi- tuaties	binnen (nieuwe situaties)
<i>WGH: L_{Aeq,etmaal}waarde</i>					
wegverkeer lokaal: weg én woningen nieuw	50 (+5)	60 (+5)			35
wegverkeer lokaal: overige situaties	50 (+5)	65 (+5)	70 (+5)	65	35
wegverkeer: nieuwe autowegen	50 (+3)	60 (+3)			35
wegverkeer autowegen: overige situaties	50 (+3)	55 (+3)	70 (+3)	65	35
industrie	50	55	55 to 65	55	35
impuls / tonaal lawaai	50 (-5) *	55 (-5)		55	35
rail	57 (+3)	70 (+3)	70 (+3)	65	35/37
<i>Wet Milieubeheer</i>					
vergunningplichtige inrichtingen, L _{etmaal}	40* to 50* (afhankelijk referentien- veau)	50*	?	—	—
vergunningplichtige inrichtingen, L _{max}	70 dB(A), dag 65 dB(A), avond 60 dB(A), nacht	—	—	—	—
<i>Luchtvaartwet+art 108 WGH Kosten-eenheid</i>					
militaire en civiele luchtvaart	20 Ke	35 Ke	65 Ke	40 Ke	35 à 40 dB(A)
<i>Kleine luchtvaart</i>	47 (+3)	57 (+3)	—	—	—
nachtnorm	—	—	—	—	26

* Indien het geluid een duidelijk impuls- of tonaal (muziek)karakter heeft dient bij het rekenresultaat een straffactor van 5 dB(A) geteld te worden.

De commissie

-
- T ten Wolde, *voorzitter*
TNO Technisch Fysische Dienst, Divisie Geluid, Delft
 - M van den Berg, *adviseur*
Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer,
Den Haag
 - BF Berry
National Physical Laboratory, Teddington, Middlesex (Engeland)
 - JM Fields
Silver Spring, Maryland (VS)
 - D Gottlob
Federal Environmental Agency, Berlin (Duitsland)
 - J Kragh
DELTA Acoustics & Vibration, Lyngby (Denemarken)
 - HME Miedema
TNO Preventie en Gezondheid, Leiden
 - WF Passchier, *adviseur*
Gezondheidsraad, Rijswijk
 - B Schulte-Fortkamp
Carl von Ossietzky Universität, Oldenburg (Duitsland)
 - M Vallet, *corresponderend lid*
INRETS, Lyon (Frankrijk)
-

- J Vos
TNO Technische Menskunde, Soesterberg
- HGM Bouman, *secretaris*
Gezondheidsraad, Rijswijk
- W Passchier-Vermeer, *secretaris*
TNO Preventie en Gezondheid, Leiden

Administratieve ondersteuning: CA Fortman, M van Kan.

Begrippen en definities

1 Equivalent geluidniveau gedurende tijd T

Als het geluidniveau fluctueert in de tijd T , wordt voor een aantal akoestische toepassingen het equivalente geluidniveau over een zekere periode bepaald. Dit equivalente geluidniveau wordt in formule als volgt weergegeven:

$$L_{Aeq,T} = 10 \lg \frac{1}{T} \int_0^T 10^{L(t)/10} dt \text{ dB(A)}$$

waarin:

$L(t)$: de A-gewogen geluiddruk op tijdstip t

T : de duur van de beschouwde periode in seconden.

2 Equivalent geluidniveau over een etmaal ($L_{Aeq,24h} = L_{Aeq,24 \text{ uur}}$)

Het equivalente geluidniveau over een etmaal is het equivalente geluidniveau ten gevolge van blootstelling gedurende 24 aaneengesloten uren van 07.00 tot 07.00 uur de volgende dag.

3 Dag-nachtniveau (L_{dn})

$$L_{dn} = 10 \lg \left[\frac{15}{24} 10^{L_{Aeq,d}/10} + \frac{9}{24} 10^{(10+L_{Aeq,n})/10} \right] \text{ dB(A)}$$

waarin:

d (dag): de periode van 07.00 tot 22.00 uur

n (nacht): de periode van 22.00 tot 07.00 uur.

Deze definitie is conform de definitie zoals in ANSI96.

4 **Dag-avond-nachtniveau (L_{den})**

$$L_{den} = 10 \lg \left[\frac{12}{24} 10^{L_{Aeq,d}/10} + \frac{4}{24} 10^{(5+L_{Aeq,ev})/10} + \frac{8}{24} 10^{(10+L_{Aeq,n})/10} \right] \text{dB(A)}$$

waarin:

d (dag): de periode van 07.00 tot 19.00 uur

ev (avond; 'evening'): de periode van 19.00 tot 23.00 uur

n (nacht): de periode van 23.00 tot 07.00 uur.

Deze definitie is conform de definitie in voorschriften in Scandinavische landen (Kra95a).

5 **Etmaalwaarde (L_{etmaal})**

$$L_{etmaal} = \text{maximum of } L_{Aeq,d}, L_{Aeq,ev} + 5 \text{ and } L_{Aeq,n} + 10 \text{ dB(A)}$$

waarin:

d (dag): de periode van 07.00 tot 19.00 uur

ev (avond; 'evening'): de periode van 19.00 tot 23.00 uur

n (nacht) : de periode van 23.00 tot 07.00 uur.

De etmaalwaarde is de hoogste van de drie equivalente geluidniveaus gedurende zekere delen van het etmaal, waarbij de nachtelijke niveaus verhoogd worden met 10 dB(A) en de avondlijke met 5 dB(A).

Deze definitie is conform de definitie in de Nederlandse Wet Geluidhinder.

6 **Geluidmaat B voor vliegtuiglawaai**

$$B = 20 \lg \sum_{i=1}^N (n_{ti} \times 10^{L_i/15}) - 157 \text{ Ke (Kosten Units)}$$

waarin:

N : het aantal overvluchten per jaar waarvoor $L_{A,max}$ ten minste 65 dB(A) is

L_i : het maximale geluidniveau gedurende passage i

n_{ii} : een gewichtsfactor, afhankelijk van het beschouwde gedeelte van het etmaal (10 's nachts, 1 overdag).

Deze definitie is conform de definities in de Luchtvaartwet.

7 Geluidblootstellingsniveau van een geluidgebeurtenis (SEL)

$$SEL = \int_0^t 10^{L(t')/10} dt' \text{ dB(A)}$$

waarin:

t : de duur van de geluidgebeurtenis in seconden

Het equivalente geluidniveau gedurende een periode T waarin n afzonderlijke geluidgebeurtenissen optreden, kan worden uitgedrukt in de SEL -waarden van deze geluidgebeurtenissen door:

$$L_{Aeq,T} = 10 \lg \frac{1}{T} \sum_i 10^{SEL_i/10}$$

waarin:

SEL_i : de SEL -waarde van geluidgebeurtenis i

T : de duur in seconden van de periode in kwestie.

Activity pattern of the Dutch population

1 Introduction

In this Annex the Committee presents information on the day-, evening- and night-time activity patterns of the Dutch population in 1985 and 1995 and the activity patterns of a population in the United States in 1975 (Fie85). The Dutch data were gathered by the SCP: Dutch Office for Social and Cultural Planning (Bro97; GR91), and the RIVM: National Institute of Public Health and the Environment (Fre97). The Committee used these data to delineate day-, evening- and night-time periods.

2 The evaluated data

The SCP data

The SCP data originate from a 1985 study (GR91) and a 1995 study (Bro97). In these studies information on day-, evening- and night-time activities of Dutch citizens was collected by means of diaries. Participants in the studies kept a diary for one week, that spanned the last days of September and the first days of October. During the week people recorded their most marked activity every 15 minutes. One of these activities was 'night rest'. The 1985 data on this night rest activity take into account three different age categories: 12 to 17 (n = 295), 18 to 64 (n = 2 635) and 65 years and over (n = 333). The total number of people included in the study was 3 263. In the 1995 data report, 'in bed' is defined as 'night rest', 'sleeping during the day', 'resting' and

‘catnapping’. Age categories are 12 to 19 (n = 382), 20 to 34 (n = 961), 35 to 49 (n = 868), 50 to 64 (n = 557) and 65 years and over (n = 459). The total number of people included in the study was 3 227. The study recorded the number of people who were ‘in bed’ for one weekday (Tuesday), every hour on the hour.

In this Annex only SCP data on sleeping times are presented. Other data on day or night-time activity were not available in a form which allowed division of the 24-hour daily cycle into clearly recognizable time periods.

The RIVM data

The RIVM data are available in a format that enabled to distinguish activities like being ‘asleep’, being ‘at home’ or ‘elsewhere’ and participating in ‘social activities’ as a function of the time of the day (Fre97). The RIVM made use of data (the ‘Intomart SQL data base’) that resulted from a study designed to determine the indoor and outdoor exposure to air pollutants of the general population. For this purpose, activity patterns were determined during two different periods in the year:

- a sample survey of days during the winter (‘winter period’)
- a sample survey of days during the summer (‘summer period’).

4 216 people were asked to record during one day for every 15 minutes their presence in so-called ‘micro environments’ and their activity. In the data analysis the micro environments were defined as being ‘at home’ or ‘elsewhere’, ‘indoors’ or ‘outdoors’ and activities were defined as ‘sleeping’ (in bed and about to sleep) and being engaged in ‘passive recreation at home’. Data were grouped according to sex (men: n = 2 160, women: n = 2 056), day of week (working days: n = 2 975, or weekend days: n = 1 241), season (summer: n = 2 043, or winter: n = 2 173), and age (0 to 6: n = 496, 7 to 12: n = 434, 13 to 17: n = 331, 18 to 34: n = 1 076, 35 to 54: n = 1 347, and 55 years and over: n = 532).

Data from a US study

The US study was a longitudinal ‘Time Use Survey’ performed between October 1975 and September 1976. The sample of people interviewed was designed to represent the adult population. People were questioned about their activity patterns during four periods within the above mentioned time span; activities were recorded as being at home, sleeping (the time people are ‘preparing to go to sleep’, ‘in bed and about to fall asleep’, and ‘are asleep’) and participating in ‘noise-sensitive’ activities (e.g. talking, reading, watching TV, listening to the radio or other audio equipment, eating or caring for children). Data were grouped as a function of the hour of the day, according to age

(18 to 24, 25 to 44, 45 to 64 and 65 years and over), sex, season (November, March, May and September), day of week (Monday to Thursday, Friday, Saturday and Sunday), degree of urbanization and region.

3 Results

At home or elsewhere, indoors or outdoors

In Figure D.1 the fraction of the adult population 18 years and older being at home or elsewhere, indoors or outdoors during working days is presented. The data are taken from the RIVM study.

According to the data, people spend most of their time indoors, at home. Between about 17.30 and 08.00, more than 50% of

the people are at home, indoors. The place where people spend their time differs to a certain extent with season, day of week and age. In summer people spend more time outdoors than in winter (especially in the evening). During weekdays, the total time spend at home is less than during weekend days.

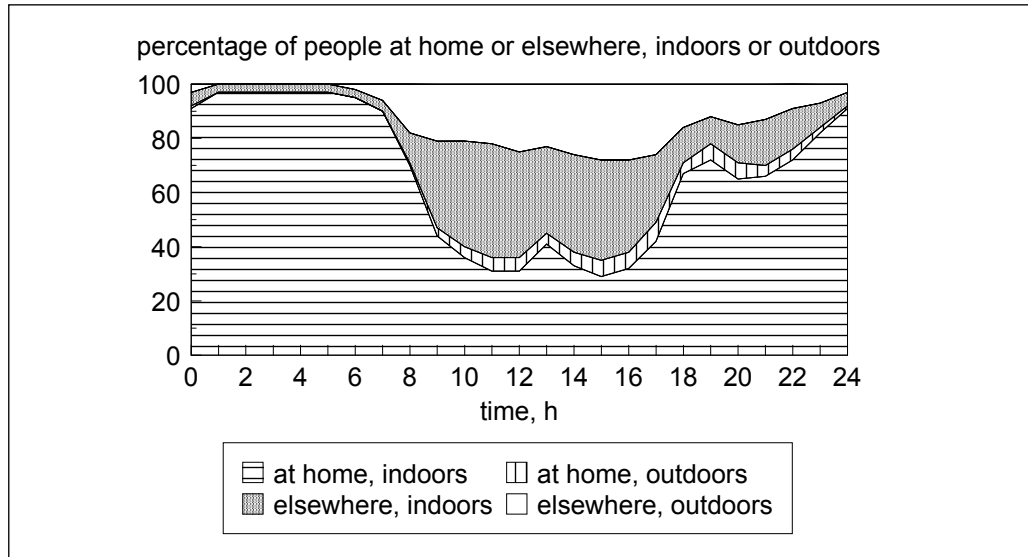


Figure D.1 Percentage of the adult Dutch population at home or elsewhere, indoors or outdoors during working days as a function of the time of the day (n = 2 096). RIVM data, 1994/1995 (Fre97).

Sleeping time

Table D.1 and Figure D.2 show the times at which certain percentages of the population are sleeping on weekdays, based on the RIVM data (Dutch population, 1994/1995; Fre97) on adults (18 years and older).

The SCP data resemble the RIVM data with respect to the fraction of the population that is 'in bed' as a function of the time of the day (Figure D.3; Dutch population, 1995; SCP97). A comparison between the SCP data from 1985 and 1995 reveals that not much has changed in the course of time with respect to the times that people are 'in bed'.

Table D.1 Percentage of the adult population (18 years and older) that is 'sleeping', as a function of the time of the day (n = 2 096). RIVM data, 1994/1995 (Fre97).

percentage of the adult population	sleeping at (h):	sleeping at (h):
25	23.00	08.00
50	23.30	07.15
60	23.30	07.00
70	00.00	07.00
80	00.00	06.30
90	00.45	06.00

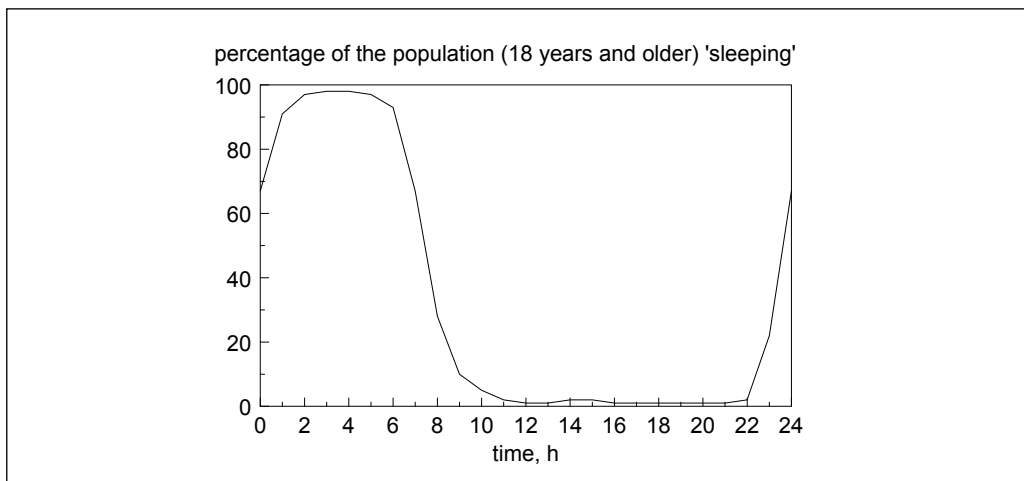


Figure D.2 Percentage of the adult population (18 years and older) 'sleeping' during working days as a function of the time of the day (n = 2 096). RIVM data, 1994/1995 (Fre97).

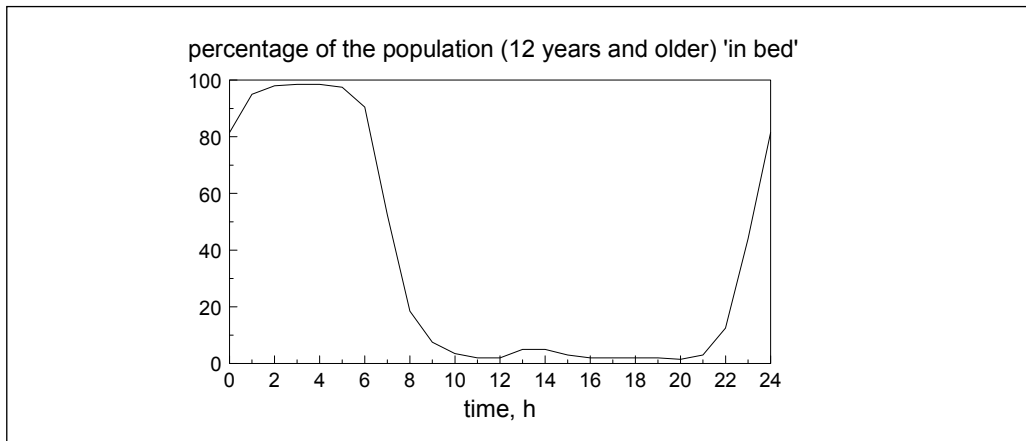


Figure D.3 Percentage of the population (12 years and older) 'in bed' during working days as a function of the time of the day (n = 3 227). SCP data, 1995 (SCP97).

Participating in social activities

According to the RIVM data participation in 'passive recreation at home' mainly takes place in the evening (for all ages). Around 22.00 the fraction of the adult population that is 'passive recreative' shows a maximum (approximately 50%). See Figure D.4.

During the weekends the fraction of the population engaged in passive recreation at home is higher than during weekdays.

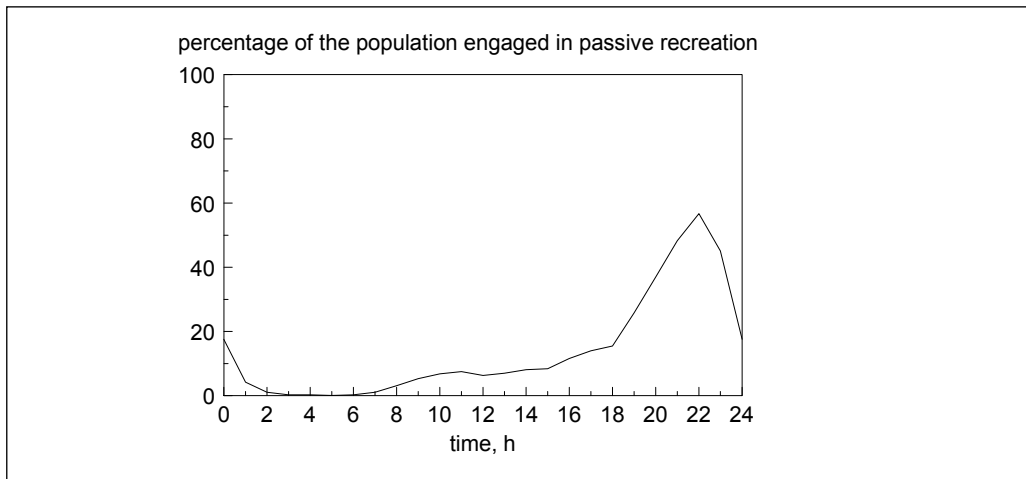


Figure D.4 Percentage of the (adult) population engaged in 'passive recreation at home' during working days (n = 2 096).

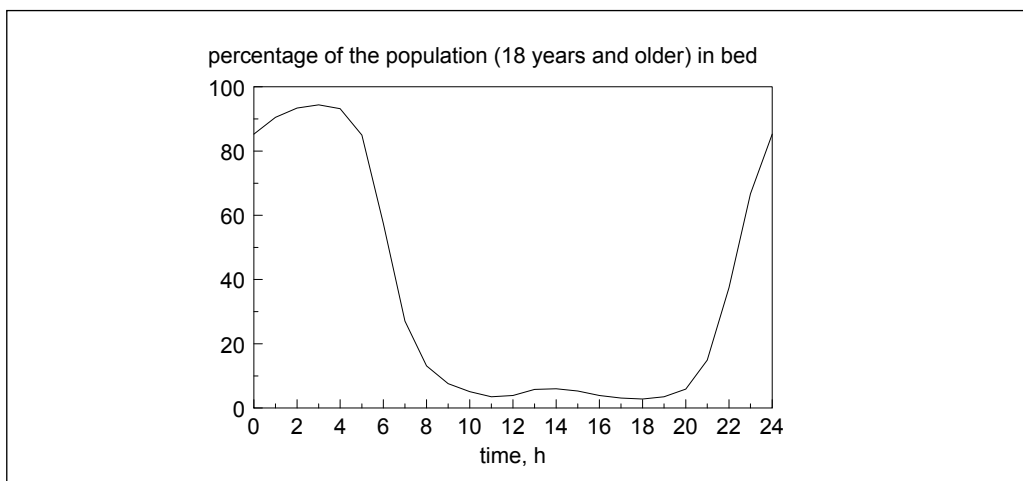


Figure D.5 Data on sleeping time of adults (18 years and older) during weekdays. USA, 1975/1976; Fie85).

Comparing Dutch data and data from the USA

The times at which certain fractions of the population are sleeping, are generally quite similar in the Dutch and the American studies. Main differences between the Dutch and American data seem to relate to the time of getting up and the maximum percentage of people at the same time in bed at night. See Figure D.5. Given the fact that the Dutch and American studies were performed almost twenty years apart (in 1994/1995 and in 1975/1976 respectively), the Committee considers these findings as indicative for the possibility that activity patterns in industrialized countries change only slightly in the course of the years.

The American pattern of ‘being at home’ or elsewhere in the mid-70s strongly resembles the Dutch pattern in the mid-80s or mid-90s. Both in the Dutch and American studies, aspects such as sex, age and day of week influence ‘being at home’ more markedly than aspects such as season, residential district or degree of urbanisation.

4 Day, evening, and night-time

The Committee has decided to divide the day into three time periods:

- the day-time from 07.00 to 19.00
 - the evening-time from 19.00 to 23.00
 - the night-time from 23.00 to 07.00.
-

From the data presented in this Annex it can be seen that this division reflects the periodicity in activity pattern of the Dutch population and probably that of other populations (in industrialized countries) as well. One might argue that younger children are also sleeping during the 'evening-time' (only the night-time sound level is used to estimate sleep disturbance). However, the Committee took into account the finding that children are less sensitive to noise during their sleeping period than adults. Children were shown to be as liable to disturbances during their night-time sleep as adults at equivalent sound levels of about 10 dB(A) higher (Ebe87).

Exposure-effect relationships for general annoyance

1 Transport noise sources

Introduction

From an analysis of the data in the TNO database, relationships between measures of general annoyance and several noise metrics have been derived (Mie93, Mie96, Mie97). The database contained more data based on L_{dn} than on other metrics. Therefore in this annex first the results of the analysis to determine the relationships between general annoyance (%HA) and L_{dn} are given. The Committee decided to develop the noise metric system by using the metric L_{den} with an adjustment of 5 dB(A) for evening-time and 10 dB(A) for night-time. Therefore the relationships between L_{dn} and %HA have been converted to relationships between L_{den} and %HA. This procedure is specified in Figure E.3, taking into account differences between L_{den} and L_{dn} .

Relationships between %HA and L_{dn}

From the data in the TNO database for general annoyance, the relationships between the percentage highly annoyed respondents (%HA) and L_{dn} (with night-time specified as 22.00 - 07.00) have been determined separately for the three transport noise sources (air, road and rail traffic). The relationships are based on the following numbers of respondents:

- aircraft noise: 34 214 (20 surveys)

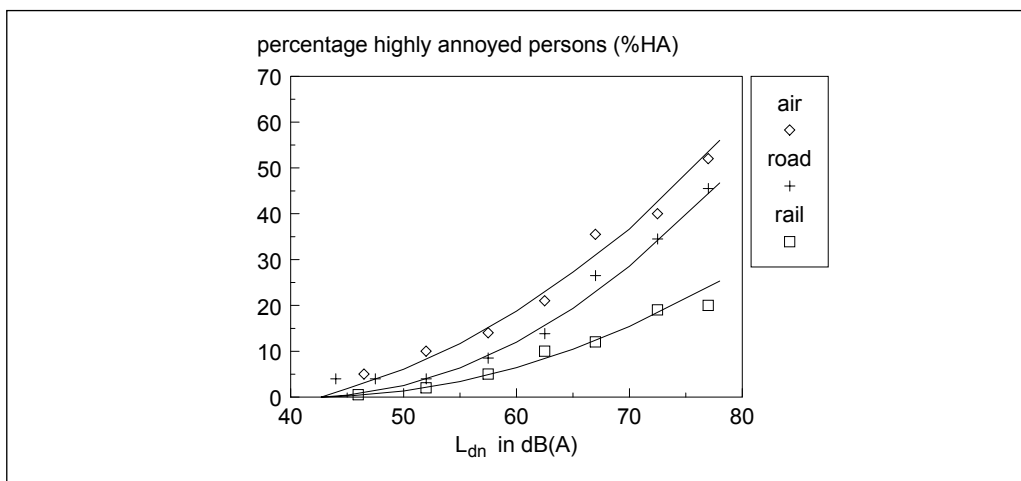


Figure E.1 The relationship between %HA and L_{dn} for aircraft, road and rail traffic noise in residential areas. L_{dn} was determined at 1.5 m distance from the most exposed facade of a dwelling.

- road traffic noise: 21 228 (26 surveys)
- rail traffic noise: 8 527 (9 surveys).

For each survey included in the analysis the L_{dn} values were divided into classes of 5 dB(A) width. For each source a quadratic regression was performed on all of the data points of each of the surveys included in the analysis. The following equations were obtained:

$$\text{aircraft traffic noise} \quad \%HA = 0.0285(L_{dn} - 42)^2 + 0.53(L_{dn} - 42)$$

$$\text{road traffic noise:} \quad \%HA = 0.0353(L_{dn} - 42)^2 + 0.03(L_{dn} - 42)$$

$$\text{rail traffic noise:} \quad \%HA = 0.0193(L_{dn} - 42)^2 + 0.01(L_{dn} - 42)$$

The results are plotted in Figure E.1. The data points in the figure have been determined by taking the data of all respondents with L_{dn} -values in a 5 dB(A) class together.

There is a considerable variation between curves derived from *different* studies. Due to this large variation between studies it was not possible to calculate confidence intervals for the curves presented in Figure E.1. The available methods to calculate confidence intervals analytically or by resampling methods do not take variation *between* studies into account, or do not produce intervals based on curves. At TNO work is in progress to adapt the available statistical resampling techniques to arrive at a method with which the desired confidence intervals based on curves can be obtained.

Relationships between %HA and L_{den}

To determine the relationship between %HA and L_{den} (with evening-time defined as 19.00 to 23.00 and night-time as 23.00 to 07.00) the relationships between L_{dn} (with night-time defined as 22.00 to 07.00) and %HA have been converted to relationships between L_{den} and %HA, taking into account differences between L_{dn} and L_{den} . To determine whether these differences are, in practice, a function of L_{dn} , a statistical analysis has been carried out on these differences in the exposure situations for which general annoyance data were available in the TNO database. The calculations have been carried out for each of the three noise sources separately. The average values of the differences between L_{dn} and L_{den} are given in Table E.1.

As can be seen, these average differences decrease only marginally as L_{dn} increases and are rather small. Therefore the value averaged over the five L_{dn} categories is used for each noise source in the conversion of the relationship between %HA and L_{dn} into the relationship between %HA and L_{den} . These relationships then become:

$$\text{aircraft traffic noise:} \quad \%HA = 0.0285(L_{den} - 42.3)^2 + 0.53(L_{den} - 42.3)$$

$$\text{road traffic noise:} \quad \%HA = 0.0353(L_{den} - 42.3)^2 + 0.03(L_{den} - 42.3)$$

$$\text{rail traffic noise:} \quad \%HA = 0.0193(L_{den} - 42.0)^2 + 0.01(L_{den} - 42.0)$$

2 Stationary noise sources

Introduction

Stationary noise sources present in the environment constitute a large variety of types, such as industries, transformers, fans, shooting ranges, and shunting yards. General annoyance from transport noise is much more widespread in the Netherlands and other countries (Jon94, Lam94) than general annoyance caused by noise from stationary sources. Surveys to determine exposure-response relationships for general annoyance due to noise from stationary sources is scarce. Moreover, the larger part of the surveys dealing with noise from stationary sources have been conducted to investigate the effect of special noise characteristics, such as impulsiveness. The results of those investigations have been used in the determination of adjustments for special characteristics. An example of this is the specification of an adjustment for (highly) impulsive noise in (draft) Annex 1 to ISO 1996-2 (ISO97), which has been based on such investigations. Below the Committee presents information on exposure-response

Table E.1 Differences between L_{den} and L_{dn} as a function of L_{dn} for air, road and rail traffic noise.

L_{dn} in dB(A)	$L_{den} - L_{dn}$ in dB(A)		
	air	road	rail
50 - 55	+0.40	+0.30	-0.01
55 - 60	+0.40	+0.31	-0.01
60 - 65	+0.31	+0.32	+0.02
65 - 70	+0.29	+0.31	-0.05
70 - 75	+0.27	+0.22	-0.08
average value	+0.33	+0.29	-0.03

relations for three types of stationary noise sources: non-impulsive industrial noise, industrial noise with impulse components and noise from small-arms firing ranges.

Non-impulsive industrial noise

Industrial noise sources constitute a far more heterogeneous group with respect to frequency content and time patterns than any type of transport noise sources. Furthermore, even for a single factory, different special noise characteristics may play a role at different times, due to different aspects of the manufacturing processes.

The Committee has considered the scarce data on relationships between non-impulsive industrial noise and general annoyance. Emphasis was on publications by Finke (Fin80) and on an analysis presented by Miedema (Mie92), containing information on industrial noise which has been categorized by acoustics experts as being noise in which no clearly observable impulse and tonal components are present. Such noise would therefore be perceived by the population as more or less constant with minor variations, comparable to road traffic noise. However, the Committee considers it indisputable that at low levels (L_{dn} values between 40 and 55 dB(A)) non-impulsive industrial noise is more annoying than transport noise. Comparing the exposure-response relations for road traffic noise with the results for low-level non-impulsive industrial noise, exposure to the latter noise at a L_{dn} value of 40 dB(A) results in a similar percentage of highly annoyed persons as road traffic noise at 50 dB(A). At L_{dn} values of over 60 dB(A), general annoyance scores for industrial noise are comparable to those for road traffic noise at the same L_{dn} value. Therefore, the Committee proposes, given the current level of knowledge, to apply the exposure-response relationships for road traffic noise to non-impulsive industrial noise at higher levels from 60 dB(A) upwards and to adjust this relationship tentatively by 10 dB(A) at 40 dB(A) and by 5 dB(A) at 50 dB(A). The Committee acknowledges that further research is necessary in order to arrive at more definite conclusions.

Impulsive noise produced by industrial sources

Many noises found in industrial situations are impulsive in nature, *i.e.* they consist of impacts of metal on metal, surges of compressed air, noise from diesel engines etc*. Extensive reviews of the kind of sources involved have been published (Dym77; Lee81). In this section a summary is given of the relevant text in ISO 1996, reference is made to a review of national practices in the rating of industrial noise, including the assessment of impulsive components (Por95a), a brief review of previous research on the assessment of impulsive industrial noise is presented and a selection of methods by which industrial impulse noise in the environment may be assessed is given.

International standardization and national practices The relevant International Standard, issued in 1987, is ISO 1996-2 (ISO87). The general principle of ISO 1996 is the use of a rating level based on $L_{Aeq,T}$ with the addition of adjustments, where tone or impulse characteristics are present. In the case of noise with impulse characteristics, the adjustment is set out as follows: "If impulse is an essential characteristic of sound within the specified time-interval, an adjustment may be applied, for this time interval, to the measured equivalent continuous A-weighted sound pressure level. The value of this adjustment shall be stated." A numerical value for the impulse adjustment is lacking in ISO 1996-2 as well as a method to assess impulse noise. Since the issuing of ISO 1996, several investigations have been undertaken and based on the results of these investigations a draft-amendment to ISO 1996-2 has been prepared (ISO97). The draft-amendment states in a note that "currently, no mathematical descriptor exists which unequivocally can define the presence of impulsive sound, or can separate impulsive sounds into the categories given below. Thus the sources of sound listed, are used to define the category." The following definitions are given in the amendment**:

Highly impulsive sound: A sound from one of the following enumerated categories of sound sources: small arms fire, metal hammering, wood hammering, drop-hammer, pile driver, drop forging, pneumatic hammering, pavement breaking, metal impacts of rail-yard shunting operations, or a sound with a comparable characteristic and degree of intrusiveness.

High-energy impulsive sound: A sound from one of the following enumerated categories of sound sources: quarry and mining explosions, sonic booms, demolition and industrial processes that use high explosives, explosive industrial circuit breakers, military ordnance (eg, armor, artillery and mortar fire, bombs,

* Impulsive sound is defined in ISO 1996 as sound characterized by brief excursions of sound pressure (acoustic impulses) that significantly exceed the ambient environmental sound pressure. The duration of a single impulsive sound is usually less than one second.

** The text has been reproduced from the latest version of the draft-amendment (August, 1997).

explosive ignition of rockets and missiles, any other explosive source where the equivalent mass of dynamite exceeds 25g), or a sound with a comparable characteristic and degree of intrusiveness.

Ordinary impulsive sound: An impulsive sound that is not a highly impulsive sound or a high-energy impulsive sound.' Examples of ordinary impulsive sound sources are in specific situations low-flying military aircrafts and near-by high speed trains.

For highly impulsive sounds, the impulse adjustment is specified in the draft-amendment by 12 dB(A), and for ordinary impulsive sounds by 5 dB(A). Thus, even after this revision, there is no standardised physical method of determining whether a noise is impulsive, and therefore requires an adjustment.

In 1995, a review was published of national practices in the rating and assessment of environmental noise (Por95a). This was designed to establish how ISO 1996 had been adopted by the 19 countries included in the review, and also to establish the treatment of noise with specific characteristics within the relevant national standards. Examination of the review report shows that 6 of the countries surveyed (Australia, France, Germany, Hong Kong, Italy, Japan) used an objective method of some sort to determine whether adjustments for impulse noise were required. Substantial differences between the various methods could be observed.

Research on the assessment of impulsive noise In 1987, the results were published of an extensive programme of research, designed to evaluate systematically a number of methods proposed to describe the impulsiveness of noise (Ber87, Ber88). Parts of the research had been published earlier (Ber83). A series of related experiments were conducted in which subjective general annoyance reactions to controlled noise environments were obtained under simulated domestic listening conditions. The noise environments, which included recorded real impulsive noise as well as synthesised noises, were then quantified by six objective methods and the results compared with the general annoyance ratings. The optimum method, for the noises used in the experiments, was one which had been developed in earlier work on the rating of helicopter noise (Ber79).

During the above programme of research, special techniques were developed to measure L_{Aeq} over very short time intervals, as short as 10 milliseconds ($L_{Aeq,10ms}$). Between 1987 and 1989 a major research project was conducted, with funding from the EC, in which studies were conducted in various countries to determine the subjective impulsivity and general annoyance of a range of noises, and in addition, physical measurement procedures were developed for the detection and quantification of impulse noise. The opportunity was taken to refine a range of objective descriptors based on the analysis of the time series of short term L_{Aeq} . The optimum results from

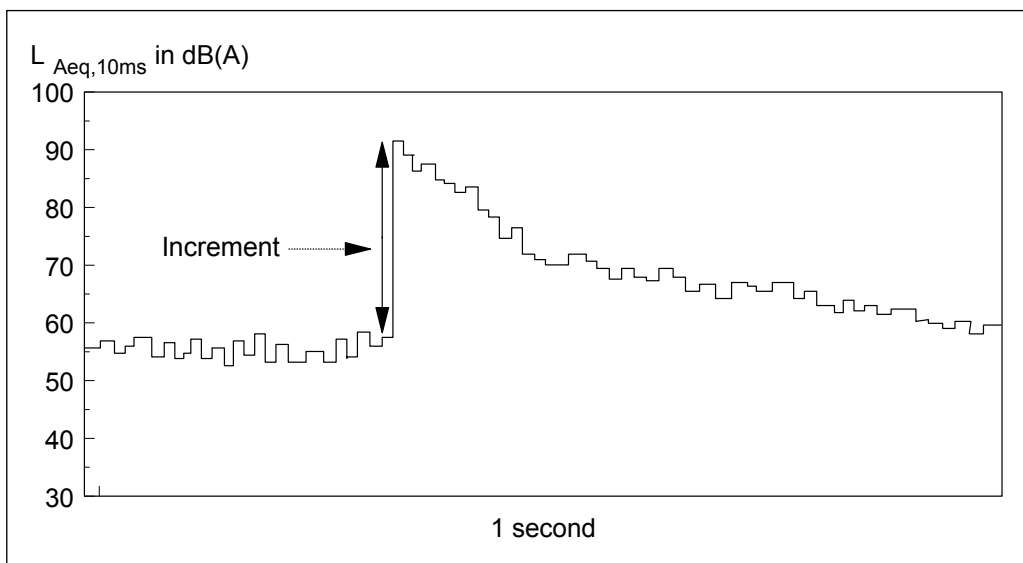


Figure E.2 The increment descriptor.

this work were obtained with a descriptor based on the maximum value of positive differences between consecutive values in the time series. This was termed the ‘Increment’ descriptor and is illustrated in Figure E.2. The result that noises can be sorted into ‘impulsive’ or ‘non-impulsive’ depending on whether or not the value of the increment descriptor exceeds 10 dB(A) was confirmed by Brambilla (Bra90). The overall results of the EC Joint Project are described by Rice in 1989 (Ric89).

In 1990, work started with the overall aim of refining methods of rating industrial noise (Ber89, Ber94, Por95b). Among various activities, a programme of subjective listening tests was conducted on the judged annoyance of specific types of industrial noise with the aims of exploring the effect of impulsiveness and tonality on annoyance, and of assessing objective assessment methods. The emphasis in present work is on developing the objective methods to deal with complex impulsive and tonal noises (Por95c, Ike93).

Possible methods to rate impulsive components in noise Since there is no internationally standardised objective method of determining whether a noise is impulsive, and since it is beyond the scope of the present report to arrive at such a method, only suggestions are made for the assessment of impulse noise. They concern:

- A note (which only has an informative status) in ISO 1996-2 states that: A method of describing the impulse characteristic of the sound within a specified time interval T is to measure the difference between the A-weighted sound pressure level, determined with time-weighting I, averaged over time interval T , and $L_{Aeq,T}$. The sound pressure levels should be determined simultaneously. The character of

the noise may be further illustrated by determining the peak level and the number of impulses during a specified time period. A difference thus obtained could be used in the determination of a value of the impulse adjustment, if appropriate assessment models would be available. The method was found to have serious shortcomings (Ber87, Ber89)

- A method in which the impulse Increment descriptor specified above is used
- The onset rate of impulsive sound. The onset rate of a sound can be described as the average rate of change of sound level during the onset of a noise event.* In ANSI96 the onset rate (R) is divided into three categories: $R < 15$ dB/s, $15 < R < 150$ dB/s and $R > 150$ dB/s. Adjustments specified in ANSI96 are 0, $11 \lg R/15$, and 11 dB(A) respectively. In ANSI96, however, onset rate is not used to characterize impulse noise, but it is a supplementary characterization of noise events providing a supplementary adjustment. Miedema (Mie92) also divides the onset rate into three categories, without explicitly presenting adjustment values. The values, presented in Mie92, that specify the three categories are about the same as those given in ANSI96
- A method of taking into account the impulse characteristic of a sound is to measure the sound with time weighting characteristic I, and use the measuring result in equations developed for F and S time weighting characteristics.

Impulse noise produced by small fire-arms (pistols, rifles)

In this section information on annoyance caused by impulse sounds produced by small fire-arms is summarized. For more details the reader is referred to a publication by Vos (Vos95a). Spectrally, these sounds are characterized by relatively high sound pressure levels in a broad frequency range between about 50 and 3,000 Hz. In contrast, the sounds produced by heavy fire-arms are characterized by a spectral peak between 20-80 Hz and a high frequency skirt of about -6 dB per octave. This summary considers the results from surveys and experimental studies. In all studies the general annoyance caused by the impulse sounds is compared to that caused by road traffic sounds. This comparison was made possible by expressing both the exposures to road traffic noise and the exposures to the impulse sounds in $L_{Aeq,T}$ with t the period during which both types of sounds are present. The extent to which general annoyance caused by the impulse sounds is different from that caused by road traffic sounds is expressed

* More accurate definitions exist: onset rate is the rate of change of the A-weighted event sound level between the time the event sound level first exceeds the ambient sound level by 10 dB, and the time the event sound level first exceeds a level that is 10 dB less than the event's maximum fast-time-weighted sound level. Onset rate is defined for those event sound levels for which the maximum A-frequency-weighted, fast-time-weighted sound level exceeds the ambient sound level by at least 30 dB (ANSI96).

in the summary by Vos (Vos95a) as an adjustment to be added to $L_{Aeq,t}$ for the impulse sounds to find the $L_{Aeq,t}$ for equally annoying road traffic sounds.

Surveys In a review paper (Vos85b), the yearly average sound level was computed solely on the basis of those time periods during which the sounds were produced. Recent research on the general annoyance in areas around irregularly employed shooting ranges (Vos92a, 92b) has shown that it might be more appropriate to average the yearly sound level over a time period which includes both the days during which shooting takes place and the quiet days which are free from shooting noise. This means that for a number of field studies the average sound levels for shooting noise would have to be reduced, resulting in a small increase in the adjustment given in the 1985 review (Vos85b). In both the latter review and the newer publication from 1995, the community response to the shooting and road traffic sounds was expressed as the percentage highly annoyed (%HA). The impulse noise adjustment in the review was derived from the difference between $L_{Aeq,t}$ for road traffic and $L_{Aeq,t}$ for shooting noise at which 33% of the respondents were highly annoyed. For lower percentages between 0% and, e.g., 15%, the estimation of the adjustment would be less reliable because of a much weaker relationship between the exposure and the response. In only one survey (Buc83; Buc90) exposure-response relationships were determined for both shooting and road traffic noise. In the other surveys the relationships for shooting noise are compared to a 'standard relationship' for road traffic noise which is based on seven surveys described in more detail (Sch78). That standard relationship predicts 33% of respondents being highly annoyed at an average sound level of 73 dB(A).

The adjustments estimated from Swedish (Sör79), Swiss (Hei80), German (Buc83), and Australian (Bul91) studies were 13, 14, 12, and 12 dB(A), respectively. The mean adjustment of 13 dB(A) for shooting noise can be compared with the adjustment estimates obtained for other types of impulse noise, *i.e.* from an English survey in the area of a construction site (Lar76) and a Dutch survey in the vicinity of an industrial area (Gro81). For comparable criteria of the community response, both the adjustment for the industrial impulses and that for the impulses produced at the construction site were equal to 11 dB(A). Overall, the adjustment was not related to sound level in a systematic way: in the Swedish and the Australian studies, the adjustment for shooting sounds decreased slightly and in the Swiss, Dutch, and English studies, the adjustment (shooting or industrial impact sounds) increased as the level increased. In the German study, the adjustment was independent of level for a wide range of community response.

Experimental studies In laboratory studies from a joint research project on the effects of impulse sounds on human beings (initiated by the Commission of the European

Communities), annoyance caused by pistol shots was related to that caused by free-flowing road traffic noise (Bra90, Fli86, Ric83, Vos83, Vos85, Vos90, Vos92b). The results consistently showed that, at relatively low values of $L_{Aeq,t}$, road traffic noise was rated as less annoying than the impulse sounds, whereas this difference decreased as the level of the noises increased. This indicated that the adjustment for impulse noise was level dependent. An overall adjustment of 12 dB(A) was obtained at an indoor value of 30 dB(A) for $L_{Aeq,t}$, decreasing to 1 dB(A) at an average level of 65 dB(A).

In field-laboratory studies in or in front of real houses close to un-used military training fields, hundreds of listeners were presented with sounds that were produced by small fire-arms, wheeled vehicles and other sources (Sch94c, Sch95a). The studies were designed as paired comparison tests where the listeners were presented with the impulse and vehicle sounds and were asked, for each pair, to indicate which sound was more annoying, the first or the second. The level as well as the spectral content of the impulse sounds were varied by the use of various distances between the firing position and the test location (100-400 m), while the level of the vehicle sounds was changed by the use of different vehicles such as a petroleum-engine van, a diesel Jeep, a cargo truck, a 4-wheel-drive pick-up truck and so on.

On the basis of the responses of the subjects, the average *SEL* value of the vehicle sound was determined at which this sound was as annoying as a specific kind of impulse sound. For each of these conditions, there were three listening conditions: indoors with windows closed, indoors with windows partially open and outdoors. The impulse noise adjustments ranged between 4 and 14 dB(A) and were not systematically related to either sound level or listening condition. On the basis of outdoor levels, which are normally used to measure and assess environmental noise exposure, essentially the same range of adjustments was found.

Conclusion In the surveys, the average impulse noise adjustment of 13 dB(A) was derived from the difference between $L_{Aeq,t}$ for road traffic and shooting noise at which 33% of the respondents reported being highly annoyed. In the pertinent surveys, this degree of community response was obtained for values of $L_{Aeq,t}$ for the impulse sounds between 50 and 60 dB(A). In the CEC laboratory studies, indoor noise levels between 30 and 40 dB(A), which were assumed to correspond with outdoor noise levels between 50 and 60 dB(A), yielded an overall mean adjustment of 10 dB(A) (s.d.=2.1 dB(A)). In the field-laboratory studies, the 12 conditions with outdoor levels between 50 and 61 dB(A) resulted in a mean adjustment of 9 dB(A) (s.d.=3.5 dB(A)). The results of the review therefore strongly suggest that, at least for shooting noise produced by small fire-arms, the 5-dB adjustment for impulse sounds recommended by ISO/R 1996 is too small (ISO87). For environmental assessment purposes, applying an adjustment of 12 dB(A) is considered to be most appropriate.

Adjustments for special characteristics

1 Noise with audible tonal components

Introduction

In ISO 1996 - part 2 (ISO87), the adjustment for the presence of an audible tone in noise is set at 5 dB(A). This adjustment is, although widely used in regulations, not based on results from epidemiological surveys. Due to the absence of an epidemiological basis, the method specified below is proposed tentatively.

There are several methods to assess whether a noise consists of one or more tones or whether there are tones audible in a more broad-band noise (Joint Nordic Method; DEL97, method specified in DIN 45 681, method specified in Draft ANSI S12.9-1996-Part 4; ANSI96). The Committee has considered the similarities and discrepancies in the methods and these considerations are reflected in the method specified below.

Method

In some cases an aural examination of the audibility of a tone present in a noise may be sufficient to decide whether a tone is present. If so, the adjustment is set at 5 dB(A), as specified in ISO 1996-part 2. In other cases, measurements are necessary to determine the value of the adjustment to be applied to the equivalent sound level during the time

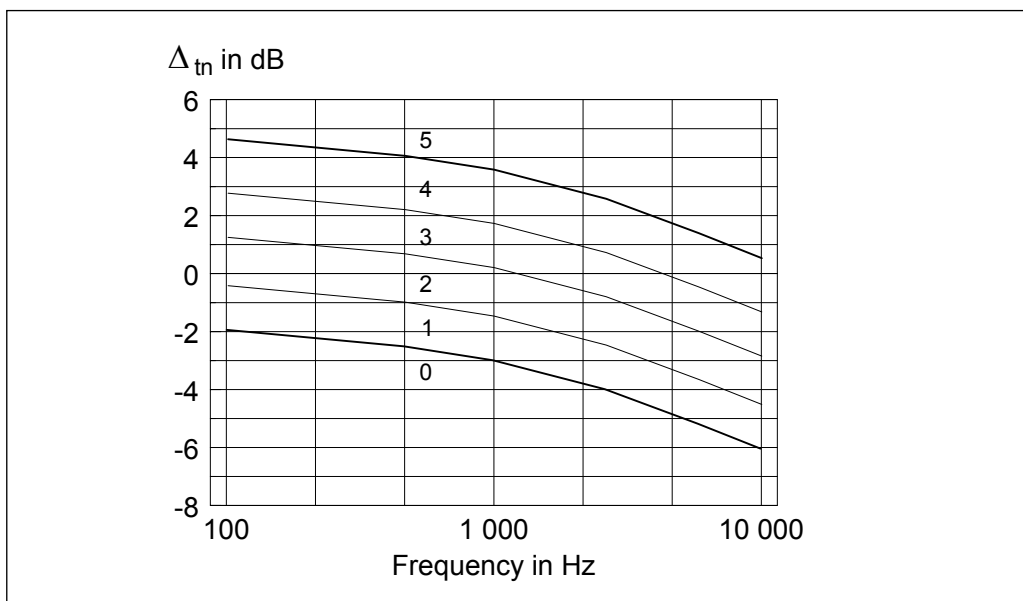


Figure F.1 Curves for the determination of tone adjustment values as a function of frequency of the tone and Δ_m .

the tone is present. This method is applicable in the frequency range from 100 to 12 500 Hz.

Measurements are taken indoors. The microphone is placed at a position where, from an aural judgement, the tone(s) is (are) most prominent. The sound pressure level L_t of the tone is determined and, disregarding the energy of the tone, the sound pressure level L_n of the noise in the critical band centered at the frequency of the tone, is also determined. The difference Δ_m between L_t and L_n determines the adjustment to be added to the outdoor equivalent sound level. To that end, Δ_m is compared with the curves given in Figure F.1. If Δ_m is below the curve indicated by 0, the adjustment is equal to 0 dB(A). If Δ_m is above the curve indicated by 5, the adjustment is equal to 5 dB(A), irrespective how much Δ_m lies above the curve. If Δ_m lies between two curves, the adjustment is equal to the lowest number of these two curves.

The bandwidth of a critical band is 100 Hz for tone frequencies below 500 Hz and 20% of the tone frequency above 500 Hz. If multiple tones are present in a single critical band, the tone level of these multiple tones is found by root mean square addition of all tone components within a critical band. The critical band is chosen in such a way that it includes the largest possible number of the most prominent tones. If tones in separate critical bands are present, then the largest value of Δ_m is the decisive value. In the case of non-stationary conditions: for amplitude-modulated tones L_t is based on the maximum values measured with time-weighting F. If the tone level and

the noise level change in the course of time, both the tone level and the noise level are measured as equivalent sound levels over 10 minutes.

2 Noise with (highly) impulsive components

The specifications from ISO 1996-2 (including (draft) Annex 1) are used. The adjustment for the enumerated categories of highly impulsive sounds is 12 dB(A) and is 5 dB(A) for impulsive sound.

3 Low-level industrial noise

The following adjustments are tentatively proposed for application to non-impulsive levels of industrial noise:

- equivalent sound level equal to 40 dB(A): 10 dB(A)
- equivalent sound level equal to 60 dB(A): 0 dB(A).

Provisional adjustments for other equivalent sound levels between 40 and 60 dB(A) are obtained by linear interpolation.

Exposure-effect relationships for sleep disturbance

1 Sleep-disturbance annoyance

Relationships

From analyses performed on the TNO database, relationships between sleep-disturbance annoyance and night-time equivalent sound level have been determined (Pas97, in preparation). Night-time has been defined as the period between 23.00 and 07.00. Surveys with questions regarding sleep disturbance, considered over the whole night-time period were selected from the database. From these surveys data on individual respondents were excluded if the $L_{Aeq,23-07h}$ value was either above 70 dB(A) or below 45 dB(A). These procedures considerably reduced the amount of data available for analysis. The remaining number of respondents was:

- 6,228 respondents exposed to aircraft noise (5 surveys)
- 4,684 respondents exposed to road traffic noise (4 surveys)
- 2,558 respondents exposed to rail noise (2 surveys).

The calculations performed pertain to aircraft, road and rail traffic noise separately. Results are given for the percentage of highly sleep-disturbance annoyed respondents (%HS). The label 'highly annoyed' is specified by a cut-off point at 72 on a scale from 0 ('not at all annoyed') to 100 ('very much annoyed'). The relationships between %HS and $L_{Aeq,23-07h}$ obtained are linear in form and described by:

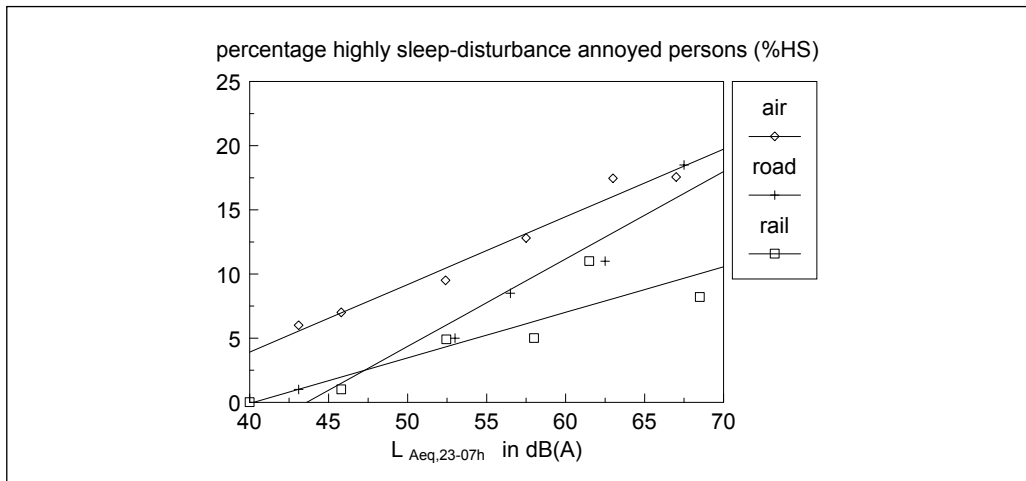


Figure G.1 Percentage of people that are highly sleep-disturbance annoyed (%HS) as a function of the equivalent sound level during the night.

aircraft traffic noise: $\%HS = 0.48 (L_{Aeq,23-07h} - 32.6)$

road traffic noise: $\%HS = 0.62 (L_{Aeq,23-07h} - 43.2)$

rail traffic noise: $\%HS = 0.32 (L_{Aeq,23-07h} - 40.0)$

The results are presented graphically in Figure G.1. Together with the first order regression lines specified above, the data points derived from the results of all selected respondents are also shown, divided up by their night-time noise exposure into classes of 5 dB(A). A comparison of the data points and the straight lines show that a linear relationships is appropriate and that there is no indication for using second order regression lines.

Considerations by the Committee

The relationships presented above are based on $L_{Aeq,23-07h}$, determined outdoors in a specific way (incident sound) at a specified distance from the *most exposed facade* of the dwellings. The Committee expects that in many of the situations with the higher night-time equivalent sound levels at this side of the dwelling, people do not have their bedrooms at that side. Therefore, the Committee expects that, if the equivalent sound levels measured at the facades of the bedrooms would have been taken as noise metric, the relationships at the higher equivalent sound levels would be different. The Committee is of the opinion that the analyses should be further evaluated.

2 **Awakening**

Awakening due to night-time noise is considered one of the most acute adverse effects of exposure to noise (Fin94, Jur83, Pas94a). It is hypothesized that sleep impaired for a long time in particular contributes to the development of stress-related noise-induced somatic effects (Isi93, Ohr93, Val83, Val91). In this Section it will be shown that, given a specific equivalent sound level over the night, it is possible to define *a worst case* noise exposure pattern and to estimate for that exposure pattern the maximum number of awakenings per night occurring on average in an adult person.

Relationship between noise-induced awakening and noise exposure in the case of an isolated noise event

Awakenings may be assessed by a number of methods, including:

- EEG recordings during the sleeping period
- subjects pressing a button after awakening during the sleeping period
- subjects reporting awakening the following morning
- recordings of physical activity by actimeters.

Each of these methods assesses awakening in a different way. Results of recordings by actimeters can be transformed into EEG awakenings by using a conversion rule (Oll92). Bullen *et al.* state that in situations without noise exposure, an EEG typically records 7 to 9 awakenings per night, whereas only one or two awakenings are remembered or are recorded by pushing a button (Bul96). However, other results indicate that the number of EEG awakenings due to noise is approximately equal to the number of remembered awakenings due to noise (Ebe87). In other words, although most EEG awakenings are not remembered the following morning, those which are caused by a noise event are generally remembered. This result allows data from various studies using different methodologies to be combined, giving greater confidence in the results.

Given a certain level of night-time noise exposure, Pearsons showed that there is a large discrepancy between the percentage of awakenings among subjects tested in laboratory situations and the percentage of awakenings among subjects in field investigations in which residents are exposed for a long time to the specific night-time noises in their bedroom (Pea89). Therefore the Committee only considered field studies in specifying the relationship between noise exposure metrics and noise-induced awakenings, as opposed to the approach in the report by FICON (Federal Interagency Committee on Noise) (FIC92).

The Committee bases its conclusions on several field studies on the relationships between awakening and night-time noise exposure in environmental situations (Fid94, Fid95a, Fid95b, Oll92, Pea89, Pea96). From this information it derived a preliminary relationship between a measure of awakening and a metric for night-time noise exposure consisting of single noise events (an aircraft flying over, the passing of a train or the passing of a truck in a street with a low traffic density). The noise exposure is specified by *SEL*, determined inside the bedroom.* This metric gives a higher correlation with measures of awakening than the alternative noise metric $L_{A,max}$ (Fid95a, Pea89). The effect is expressed in percentage of awakenings defined as follows: $x\%$ awakenings means that if sleeping adult persons are exposed during the night to the noise from one of the 'normal' noise events which is intruding in their bedroom, $x\%$ of them are awakened by the noise of the event, as determined by EEG recordings. This percentage is an average determined from field studies in which noise events occurred during various periods of the night and in which the exposed people constituted a sample which had not been selected with respect to a special vulnerability for noise-induced awakenings.

The relationship between the percentage of awakenings in an adult person and the *SEL* of an isolated noise event, as derived from the studies referred to above, is given by:

$$P_w = 0.18 (SEL_{ind} - 55) \text{ for } SEL_{ind} > 55 \text{ dB(A)}$$

in which:

- P_w : the percentage of awakenings, as specified above
- SEL_{ind} : the *SEL* value of a noise event determined in the bedroom.

The relationship is depicted in Figure G.2. The Committee concluded that this relationship represents the current level of knowledge, but that further information is necessary before more definitive relationships and conclusions can be presented.

* In research carried out to determine relationships between night-time noise exposure and awakenings, noise exposure is usually expressed by indoor values. In surveys in which annoyance is taken as effect measure, environmental noise exposure is usually expressed in outdoor values. Differences between outdoor and indoor values are dependent upon the sound insulation of the dwelling. Usually a difference of about 20 dB(A) between outdoor and indoor equivalent sound levels is used to estimate outdoor levels from indoor values.

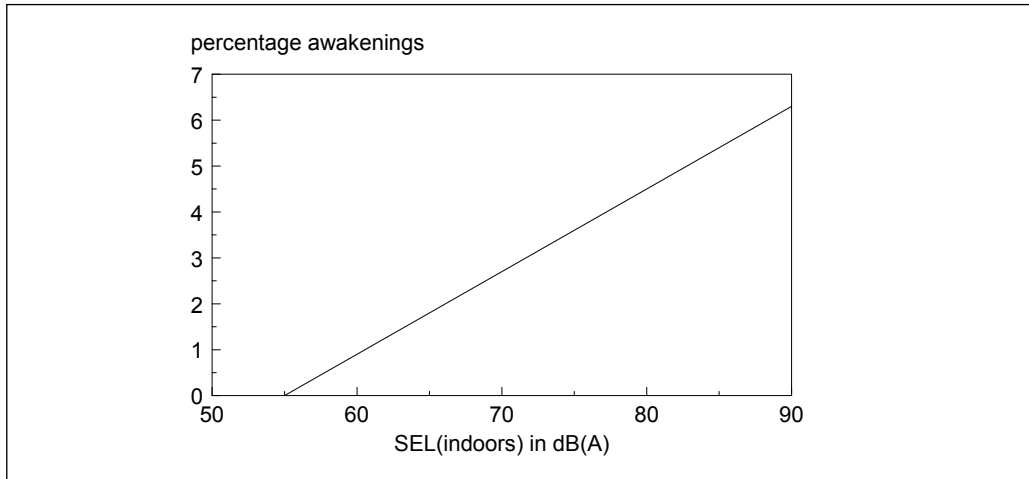


Figure G.2 Preliminary relationship between the percentage of awakenings (as determined from EEG recordings) in an adult person and *SEL* of an isolated night-time noise event measured indoors. The relation has been derived from results of field research in which residents participated who are usually exposed in their bedroom to these noise events.

Relationship between noise-induced awakenings and a noise exposure metric in the case of a series of noise events

If n events occur during the night the average percentage of awakenings in an adult person can be estimated from the formula:

$$P_{w,n} = 0.18 \sum_i (SEL_{ind,i} - 55), \text{ for } SEL_{ind,i} > 55 \text{ dB(A)}$$

in which:

- $P_{w,n}$: the average of the percentages of awakenings due to n noise events during a night
- $SEL_{ind,i}$: the *SEL* value determined in the bedroom for noise event i .

The definition of $P_{w,n}$ given above can be explained as follows. A percentage of $P_{w,n} = y$ awakenings means that if z sleeping adult persons are exposed during the night to the noise of n events which are 'normal' in their environment, the total number of awakenings in the z persons is $(y \times z)/100$, as determined by EEG recordings.

From this expression relating the percentage awakenings to the noise of isolated noise events during the night-time, the average number of noise-induced awakenings of an adult person during a night can be calculated for any series of events and *SEL* values of these events, provided that any interaction between the various awakenings due to each of the separate events is the same as in the surveys from which the relation between *SEL* and awakenings has been derived. From the various *SEL* values during

Table G.1 Maximum number of awakenings in an adult person as a function of the indoor equivalent sound level.

$L_{Aeq,8h}$ (indoors) in dB(A)	maximum number of awakenings per night for exposures to isolated noise events
15	0.008
20	0.03
25	0.08
30	0.26
35	0.77
40	2.62

the night-time, the equivalent sound level during the night can also be calculated (e.g. $L_{Aeq,23-07h}$). The average number of awakenings of an adult person is not uniquely related to $L_{Aeq,23-07h}$, but will vary from 0 (all noise events have SEL_{ind} values below 55 dB(A)) up to a maximum which represents the so-called *worst case* situation. This *worst case* situation can be shown to occur if the SEL values of the night-time noise events are each equal to $55 + 4.3 = 59.3$ dB(A). Any other situation will result in a smaller average number of awakenings in an adult person at the same night-time equivalent sound level.*

In Table G.1 the average of maximum number of noise-induced awakenings in an adult person per night is given as a function of the indoor equivalent sound level over 8 hours.

The last two rows in the table do not represent realistic values, since in the calculations it had to be assumed that the number of isolated night-time noise events would be equal to 107 and 338 events respectively and at the same time that there are no interactions between the various awakenings, which is highly improbable. For 30 dB(A) the number of isolated noise events had to be taken equal to 34.

To estimate the number of night-time awakenings on a yearly basis, the figures in the table should be multiplied by 365 and the maximum number of awakenings in an adult person during an exposure of one year would then become 3, 11, 29 and 95 at

* The following example is given to illustrate this statement. Suppose the equivalent sound level during the night (8 hours) is equal to an indoor value of 30 dB(A). Such an exposure may consist of 34 SEL values of 59.3 dB(A) each. The average number of noise-induced awakenings per night in an adult person is equal to 0.26: this is the maximum number of noise-induced awakenings in an adult person per night if the indoor equivalent sound level during the night is equal to 30 dB(A) and the exposure consists of isolated noise events. Suppose the night-time exposure consists of 5 events each with a value of SEL equal to 67.6 dB(A) (night-time equivalent sound level over 8 hours again equal to 30 dB(A)) then the average number of noise-induced awakenings in an adult person is equal to 0.11. Another possibility is a SEL value of 56 dB(A), which would need 72 events to give a equivalent sound level of 30 dB(A) during the night. The average number of noise-induced awakenings in an adult person would in this case be 0.13.

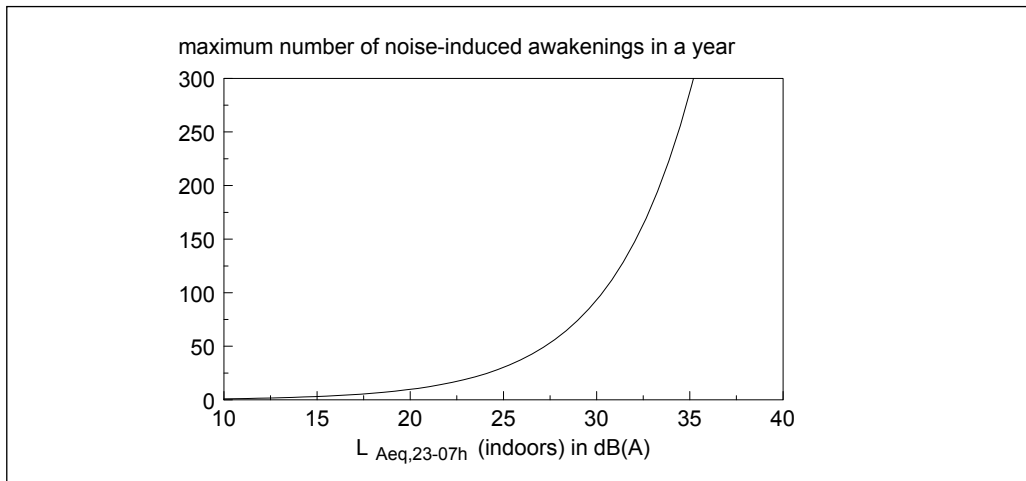


Figure G.3 Estimate of the number of noise-induced awakenings in a year as a function of $L_{Aeq,23-07h}$ measured indoors. (Outdoor values are approximately 20 dB(A) higher.) The estimate is applicable to situations involving isolated noise events and situations in which residents are usually exposed to the night-time noise source.

indoor equivalent sound levels of, respectively, 15, 20, 25 and 30 dB(A) (see Figure G.3). If the outdoor equivalent sound levels are estimated from the indoor values by adding 20 dB(A) to the indoor values, the calculations indicate that awakenings at an outdoor $L_{Aeq,8h}$ value of 35 dB(A) may occur for a maximum of 3 times a year in an adult person and increases up to a maximum of 29 times at an outdoor $L_{Aeq,8h}$ value of 45 dB(A). Figure G.1 shows that sleep-disturbance annoyance starts from outdoor $L_{Aeq,8h}$ values of about 33 to 40 dB(A) for transport noise sources consisting of isolated noise events (aircraft and rail traffic noise). Both results therefore indicate approximately the same outdoor level from which noise-induced night-time noise effects start to occur.

In the derivation of the relations between awakenings and night-time noise exposure, indoor equivalent sound levels have been used to characterize the noise exposure. Research on the sound insulation of dwellings in the Netherlands has shown that this sound insulation is on average about 20 dB(A) for dwellings with windows closed. This average value somewhat depends upon the type of dwelling (apartment, detached house), the quality of the building and on the type of noise source. The value is also only representative for dwellings for which no extra sound insulation measures have been taken. In the relationships presented in Chapter 3, to the relationships specified in this Annex an adjustment of 20 dB(A) has been applied to account for differences between indoors and outdoors equivalent sound levels.

3 Adjustments

In 3.6.2 the Committee considered the application of adjustments for special noise characteristics to specify a noise metric for sleep disturbance. It considers it prudent to provisionally apply these adjustments also in deriving the *ENEL* metric. Therefore, in Chapter 3 these adjustments have been taken into account in the presentation of the relationships as specified in this Annex.

Stepwise determination of noise metrics

1 Stepwise determination of *EEL*

In this section the steps to be taken to determine the *EEL* in a situation with environmental noise from a noise source are specified.

Step 1: Frequency-weighting of instantaneous values

Use the A-weighting.

Step 2: Combining instantaneous values and assessing the result for special characteristics

Determine whether it is appropriate to apply adjustments for the following special characteristics:

- low-level non-impulsive industrial noise
- audible tones in the noise
- (highly) impulsive noise components.

To arrive at the equivalent sound level adjusted for these special characteristics during a period i of the 24 hour period, first consider the time s during which a special noise characteristic prevails within a period i and then apply the following formula:

$$L_{Aeq,adj,s} = L_{Aeq,s} + c_j$$

with:

- $L_{Aeq,adj,s}$: the adjusted equivalent sound level during time s within period i
- $L_{Aeq,s}$: the equivalent sound level during time period s
- c_j : the adjustment for special characteristic j present during time s within period i .
The values of these adjustments and the methods to determine these values have been specified in F.

During the time (within period i) that more than one special characteristic is present, the equivalent sound level is to be adjusted with the highest adjustment value of any of the characteristics present during that time.

The 24-hour daily cycle is divided into three periods: 07.00 to 19.00, 19.00 to 23.00 and 23.00 to 07.00.

To determine the adjusted equivalent sound level for each of these three periods apply the following formula:

$$L_{Aeq,adj,i} = 10 \lg 1/t[(s10^{L(s,i)/10} + (t-s)10^{L(t-s,i)/10}]$$

with t the duration of period i , s the time during which the special characteristic is present, $L(s,i)$ the adjusted equivalent sound level during time s and $L(t-s,i)$ the equivalent sound level during time $t-s$. The formula implies that if a special characteristic is present during the total period i , the adjustment can be applied to $L_{Aeq,t}$ during that period. If, within period i , there is more than one period s during which a special characteristic is present in the noise, the formula should be applied with an exponential average of the adjusted equivalent sound levels during each of these times.

If for a period i no special noise characteristic is present, $L_{Aeq,adj,i}$ is equal to $L_{Aeq,i}$.

Step 3: Combining (adjusted) equivalent sound levels for parts of the 24-hour daily cycle into a value representative for the whole cycle

$L_{adjusted,den}$ is determined according to:

$$L_{adjusted,den} = 10 \lg 1/T(\sum_i t_i 10^{L(x,i)+a(i)/10})$$

with $L(x, i)$ equal to $L_{Aeq,adj,i}$ during period i , t_i the duration of period i in hours, $a(i)$ the adjustment factor for period i and T equal to 24 hours. The values of $a(i)$ and t_i are:

- $a(1) = 0$ for day-time and t_1 is equal to 12 hours
- $a(2) = 5$ for evening-time and t_2 is equal to 4 hours
- $a(3) = 10$ for night-time and t_3 is equal to 8 hours.

Step 4: Combining values for daily exposures into a value representative for a year

Determine the exponential average of all 365 $L_{adjusted,den}$ values of a year.

Step 5: Determination of *EEL*

The derivation of *EEL* from $L_{adjusted,den}$ is given as an example. *EEL* is determined by using the formula:

$$EEL = L_{adjusted,den}(x) + x_j(x, L_{adjusted,den}(x))$$

with adjustment x_j for source j . x_j is dependent upon the noise source and the value of $L_{adjusted,den}(x_j)$ exponentially averaged over a year. The value of x_j is 0 for road traffic noise and stationary noise sources, since for road traffic noise and noise from stationary noise sources *EEL* has been constructed in such a way that it is equal to $L_{adjusted,den}$. For aircraft noise and rail traffic noise *EEL* is given as a function of $L_{adjusted,den}$ in Table H.1.

Table H.1 Values of *EEL* for aircraft and rail traffic noise as a function of $L_{adjusted,den}$.

$L_{adjusted,den}(x)$ in dB(A)	<i>EEL</i> in dB(A)	
	air traffic noise	rail traffic noise
45	48	44
50	54	47
55	60	50
60	64	54
65	70	58.5
70	74	62
75	78.5	66.5

2 Stepwise determination of *ENEL*

This section specifies the steps to be taken to determine, as far as possible, the *ENEL* in a situation with environmental noise from a noise source.

Step 1: Frequency-weighting of instantaneous values

Use the A-weighting.

Step 2: Combining instantaneous values and assessing the result for special characteristics

Follow step 2, specified in H.1, for the period 23.00-07.00.

Step 4: Combining values for daily noise exposures into a value representative for a year

Determine the exponential average of all the 365 $L_{adjusted,23-07h}$ values of a year.

Step 5: Determination of *ENEL*

This step can not yet be taken.