

---

# Geluid en gezondheid



Aanbiedingsbrief



---

# Geluid en gezondheid

---

Advies van een commissie van de Gezondheidsraad

---

aan:

De Minister van Volksgezondheid, Welzijn en Sport

De Minister van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer

De Minister en Staatssecretaris van Sociale Zaken en Werkgelegenheid

De Minister van Verkeer en Waterstaat

---

Nr 1994/15, Den Haag, 15 september 1994

---

---

Deze publikatie kan worden aangehaald als: Gezondheidsraad: Commissie Geluid en gezondheid. Geluid en gezondheid. Den Haag: Gezondheidsraad, 1994; publikatie nr 1994/15.

Deze publikatie is een vertaling van een Engelstalig advies van de Gezondheidsraad (Health Council of the Netherlands: Committee on Noise and Health. Noise and Health. The Hague: Health Council, 1994; publication nr 1994/15E). De vertaling is van de hand van drs AB Leussink van het secretariaat van de Gezondheidsraad.

---

auteursrechten voorbehouden

---

ISBN: 90-5549-046-6

---

---

# Inhoud

---

---

Samenvatting, conclusies en aanbevelingen 11

---

- 1 Lawaai als een volksgezondheidsprobleem 23
    - 1.1 Inleiding 23
    - 1.2 Achtergrond 23
      - 1.2.1 Het advies van de Gezondheidsraad uit 1971 en de Wet geluidhinder 23
      - 1.2.2 Andere publikaties van de Gezondheidsraad 24
      - 1.2.3 Overige regelgeving in Nederland en in de Europese Unie 25
    - 1.3 Werkwijze van de commissie 26
      - 1.3.1 Achtergrondstudie 26
      - 1.3.2 De Commissie Geluid en gezondheid 26
      - 1.3.3 De adviesaanvraag 27
    - 1.4 Opzet van het advies 27
  - 2 Gezondheid en blootstelling aan geluid 29
    - 2.1 Gezondheid 29
    - 2.2 Karakterisering van blootstelling aan geluid 30
    - 2.3 De beoordeling van gezondheidseffecten van blootstelling aan geluid 33
  - 3 Gezondheidseffecten van geluid 37
    - 3.1 Gehoorverlies door lawaai 37
      - 3.1.1 Blootstelling aan lawaai op de werkplek 37
-

3.1.2	Niet-beroepsmatige blootstelling aan geluid	38
3.1.3	Gevoelige groepen	39
3.1.4	Sociale gevolgen van gehoorverlies	39
3.1.5	Classificatie van gezondheidseffecten	40
3.2	Aan stress gerelateerde gezondheidseffecten van lawaai	40
3.2.1	Stress	40
3.2.2	Hart- en vaatziekten door blootstelling aan geluid op de werkplek	42
3.2.3	Hart- en vaatziekten door blootstelling aan geluid in de woonomgeving	42
3.2.4	Biochemische effecten	43
3.2.5	Effecten op het immuunsysteem	44
3.2.6	Effecten op het ongeboren kind	44
3.2.7	Gevoelige groepen	44
3.2.8	Classificatie van gezondheidseffecten	45
3.3	Psychosociale effecten	45
3.3.1	Hinder in de woonomgeving	46
3.3.2	Psychosociaal welbevinden	48
3.3.3	Invloed op opname in psychiatrische ziekenhuizen	48
3.3.4	Hinder in de werkomgeving	49
3.3.5	Arbeidsverzuim	49
3.3.6	Gevoelige groepen	50
3.3.7	Classificatie van gezondheidseffecten	50
3.4	Slaapverstoring	50
3.4.1	Invloed van geluid op de slaap	50
3.4.2	Effecten op de slaapkwaliteit	51
3.4.3	Na-effecten	54
3.4.4	Gevoelige groepen	54
3.4.5	Classificatie van gezondheidseffecten	54
3.5	Invloed op het prestatievermogen	55
3.6	Combinaties van blootstellingen aan geluid	56
3.6.1	Gecumuleerde effecten van verschillende bronnen in dezelfde situatie	56
3.6.2	Gecumuleerde effecten van verschillende bronnen in verschillende situaties	57
3.7	Interactie van geluid met andere agentia	57
3.7.1	Effecten op het gehoor	57
3.7.2	Andere gezondheidseffecten	58
3.8	Samenvatting van effecten van lawaai	59

---

4	De blootstelling aan geluid in Nederland en de gevolgen ervan	61
4.1	Inleiding	61
4.2	Beroepsmatige blootstelling	62

---



4.2.1	Wettelijke grenswaarden	62
4.2.2	Geschatte beroepsmatige blootstelling aan lawaai	62
4.2.3	Schatting van de effecten van lawaai op de werkplek	63
4.3	Blootstelling aan geluid in de woonomgeving	66
4.3.1	Wettelijke grenswaarden	66
4.3.2	Blootstelling aan lawaai gedurende verkeersdeelname	66
4.3.3	Verkeers- en industrielawaai	66
4.3.4	Andere geluidbronnen in de woonomgeving	67
4.3.5	Schatting van door woonomgevingsgeluid veroorzaakte effecten	67
4.4	Blootstelling aan geluid in de vrije tijd	71
4.4.1	Wettelijke grenswaarden	71
4.4.2	Geschatte blootstelling aan geluid in de vrije tijd	71
4.4.3	Schatting van effecten door geluid in de vrije tijd	73
4.5	Trends in het optreden van gehoorverlies bij jongeren	74
4.6	Samenvatting	75

---

5	Beantwoording van de adviesaanvraag	77
---	-------------------------------------	----

---

	Literatuur	83
--	------------	----

---

	Bijlagen	91
--	----------	----

A	De adviesaanvraag	93
B	Samenstelling van de commissie	95
C	Begrippen en definities	97



---

## **Samenvatting, conclusies en aanbevelingen**

---

In dit advies geeft de Commissie ‘Geluid en gezondheid’ van de Gezondheidsraad een overzicht van de stand van de wetenschap met betrekking tot de invloed van geluid op de gezondheid. Het advies bevat een evaluatie van de aanwijzingen voor het bestaan van mogelijke oorzakelijke verbanden tussen blootstelling aan geluid en bepaalde gezondheidseffecten. Ook beschrijft de commissie trends in de mate van blootstelling aan geluid in Nederland en geeft zij schattingen van de gevolgen die deze blootstelling meebrengt voor de bevolking.

### **Adviesaanvraag en werkwijze van de commissie**

Mede namens de minister van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer en de minister van Sociale Zaken en Werkgelegenheid heeft de minister van Welzijn, Volksgezondheid en Cultuur de Gezondheidsraad gevraagd om een overzicht van de beschikbare wetenschappelijke gegevens over blootstelling aan geluid en de gevolgen daarvan. De minister heeft de Raad verzocht om bepaalde onderwerpen bijzondere aandacht te geven, zoals de invloed van blootstelling aan geluid in de woon- en werkomgeving op de gezondheid van de Nederlandse bevolking.

Ter voorbereiding van het gevraagde advies heeft, in opdracht van de voorzitter van de Gezondheidsraad, het Nederlands Instituut voor Preventieve Gezondheidszorg een achtergrondstudie verricht die afzonderlijk is gepubliceerd. De commissie, bestaande uit deskundigen uit binnen- en buitenland, heeft die achtergrondstudie gebruikt als basis voor haar advies. Een eerste ontwerp van het advies is bediscussieerd in een plenaire

---

vergadering van de commissie, gehouden in juni en juli 1993. De voorliggende definitieve tekst is vervolgens na een schriftelijke beoordelingsronde door de commissie vastgesteld.

## Gezondheid

Volgens de Wereldgezondheidsorganisatie is gezondheid niet alleen de afwezigheid van ziekten of gebreken, maar zijn ook andere fysieke, psychische en sociale aspecten in het geding. Deze opvatting vormt het vertrekpunt voor het overzicht van de gevolgen van blootstelling aan geluid op de gezondheid. In de keten tussen blootstelling en effect zijn drie fasen te onderscheiden: de blootstelling aan geluid, de verwerking door het organisme, het effect op de gezondheid. De blootstelling hangt mede af van zaken als dubbelglas (blootstelling binnenshuis) of - in het geval van vliegtuiglawaai - beperking van het aantal nachtvluchten. De verwerking door het organisme hangt van tal van factoren af, onder meer van de mate waarin het geluid persoonlijke bezigheden stoort en van de relatie tussen het individu of zijn omgeving en de geluidbron. De ernst van het effect op de gezondheid wordt beïnvloed door endogene factoren.

## Beoordeling van gezondheidseffecten van geluid

Op basis van de uitkomsten van epidemiologisch onderzoek heeft de commissie, voor elk afzonderlijk gezondheidseffect, de bewijskracht voor het bestaan van een oorzakelijk verband tussen blootstelling aan geluid en effect ingedeeld in één van vier categorieën: voldoende bewijs, beperkt bewijs, gebrekkig bewijs en evidentie die het ontbreken van een oorzakelijk verband suggereert. In de eerste categorie valt de nadruk op blootstelling-effectrelaties en op *waarnemingsniveaus*. Het waarnemingsniveau is de laagste waarde van de blootstelling waarvoor, gemiddeld gesproken, in epidemiologisch onderzoek een effect van blootstelling is waargenomen. Waar dat zinvol en mogelijk was, zijn gevoelige groepen aangegeven.

## Karakterisering van blootstelling aan geluid

Voor het beschrijven van blootstelling aan geluid is een groot aantal (kwantitatieve) maten ontwikkeld en toegepast. In de meeste blootstelling-effectrelaties en waarnemingsniveaus wordt tegenwoordig de blootstelling aan geluid gekarakteriseerd met behulp van het A-gewogen equivalente geluidniveau gedurende een bepaald deel van een etmaal. Het A-gewogen equivalente geluidniveau gedurende een periode van T uur wordt aangeduid met het symbool  $L_{Aeq,T}$ .

Voor blootstelling aan geluid gedurende het werk wordt het symbool  $L_{EX,occ}$  gebruikt, aangevende het equivalente geluidniveau tijdens een doorsneewerkdag van acht uur.

In veel buitenlandse publikaties en voorschriften wordt de grootheid  $L_{dn}$  (dag-nacht-niveau) gebruikt als maat voor blootstelling aan omgevingsgeluid.  $L_{dn}$  wordt berekend uit  $L_{Aeq}$  gedurende de dag (07-22 uur) en dat gedurende de nacht (22-07 uur), na verhoging van het laatste met 10 dB(A). In Nederland specificiert men, voor de meeste geluidbronnen, de blootstelling aan omgevingsgeluid met behulp van de 'etmaalwaarde'  $L_{etm}$ . Deze waarde is de grootste van de volgende drie:  $L_{Aeq,07-19h}$ ,  $L_{Aeq,19-23h}+5$  en  $L_{Aeq,23-7h}+10$ . Blootstelling aan vliegtuiglawaai wordt, voor allerlei doeleinden, uitgedrukt in de grootheid B in Kosteneenheden (Ke)\*.

Het geluidbelastingsniveau SEL ('sound exposure level') wordt gehanteerd voor het karakteriseren van een in meer of mindere mate geïsoleerde geluidgebeurtenis, zoals het passeren van een vrachtwagen of het overvliegen van een vliegtuig.

Begrippen en definities zijn in bijlage C opgenomen.

## Blootstelling aan geluid en de gevolgen daarvan in Nederland

Dit advies bevat schattingen van de blootstelling aan geluid in Nederland en van de aan die blootstelling toe te schrijven gezondheidseffecten. Naar gelang het aantal mensen bij wie een effect optreedt, worden zeven opeenvolgende klassen onderscheiden die qua omvang telkens één orde van grootte (factor 10) van elkaar verschillen: deze indeling berust uitsluitend op het optreden van het effect, niet op de ernst daarvan.

De klassen zijn als volgt gespecificeerd:

- 1 geen effect
- 2 1 tot 100 individuele gevallen
- 3 100 tot 1 000 individuele gevallen
- 4 1 000 tot 10 000 individuele gevallen
- 5 10 000 tot 100 000 individuele gevallen
- 6 100 000 tot 1 000 000 individuele gevallen
- 7 meer dan 1 000 000 individuele gevallen

De blootstelling wordt onderscheiden naar gelang de situatie waarin deze zich voordoet: de woonomgeving, de werkomgeving en blootstelling gedurende de vrije tijd. Met

---

\* Voor de relaties tussen Nederlandse maten voor blootstelling aan geluid en  $L_{dn}$  gelden als benaderingen:  
 $L_{etm} \approx L_{dn}+3$ , voor wegverkeerslawaai.  
 $B \approx 2(L_{dn}-42)$ , voor vliegtuiglawaai met B-waarden van tenminste 30 Ke; deze benadering geldt slechts in de omgeving van grote vliegvelden en mits 80% van de lawaai-gebeurtenissen zich overdag voordoet, 15% 's avonds en 5% 's nachts.

---

betrekking tot de woonomgeving zijn als geluidbronnen te onderscheiden: wegverkeer, railverkeer, luchtverkeer, industrie en andere bronnen in de buurt. Voor de blootstelling gedurende de vrije tijd zijn de onderscheiden bronnen: popmuziek, lawaaiige vormen van sport en spel, kinderspeelgoed.

### Gezondheidseffecten van geluid

De in dit advies onderscheiden gezondheidseffecten van blootstelling aan geluid zijn:

- P** permanent gehoorverlies
- P** verschijnselen die met stress samenhangen; hypertensie, hart- en vaatziekten, invloed op geboortegewicht
- P** psychologische effecten: hinder, invloed op het psychosociale welbevinden
- P** slaapverstoring
- P** beïnvloeding van het prestatievermogen.

Combinaties van verschillende vormen van blootstelling zullen ook worden gezien, evenals interacties tussen geluid en andere agentia.

De bevindingen voor de afzonderlijke gezondheidseffecten worden als volgt gepresenteerd. De tabellen S1, S2, S3 en S4 geven een overzicht van de beschikbare evidence voor het bestaan van een oorzakelijk verband tussen geluid en effect. Bij voldoende bewijs voor dat bestaan wordt, voor zover dat mogelijk is, een waarnemingsniveau gegeven en wordt het optreden van het effect in de Nederlandse bevolking geclassificeerd naar het aantal aldus beïnvloede personen.

### Gehoorverlies door lawaai

De internationale standaard ISO 1999 geeft blootstelling-effectrelaties voor de bepaling van blijvend gehoorverlies bij mensen die op de werkplek aan lawaai blootstaan. Drukt men de blootstelling uit in  $L_{EX,occ}$ , dan zijn de blootstelling-effectrelaties dezelfde voor alle geluidstypen (constant, intermitterend, impulsgeluid), uitgezonderd het geluid van vuurwapens bij equivalente geluidniveaus hoger dan 85 dB(A): laatstgenoemd geluid kan, bij eenzelfde equivalent geluidniveau, meer gehoorschade aanrichten dan andere soorten van geluid.

Gezien de blootstelling-effectrelaties van ISO 1999 en de omvang van de blootstelling aan geluid op de werkplek in Nederland, valt het aantal werkende mensen met een door geluid veroorzaakt blijvend gehoorverlies van tenminste 10 dB, gemiddeld over de beide frequenties van 2000 en 4000 Hz, in klasse 6.

Blootstelling van een zwangere vrouw aan geluid kan het gehoor van het ongeboren kind beïnvloeden: blootstelling tijdens het werk met  $L_{EX,occ}$ -waarden van minstens 85

---

Tabel S1 Gehoorverlies door geluid.

Classificatie van de bewijskracht voor het bestaan van een oorzakelijk verband tussen geluid en effect, alsmede gegevens over waarnemingsniveaus.

effect	bewijskracht	waarnemingsniveau			
		populatie	situatie	waarde in dB(A) <sup>1</sup>	
gehoorverlies	voldoende	volwassenen	woonomgeving	$L_{Aeq,24h} :70$	
		volwassenen	vrije tijd	$L_{Aeq,24h} :70$	
		beroepsbevolking	werkomgeving	$L_{EX,occ} :75$	
		foetus	werkomgeving <sup>b</sup>	$L_{EX,occ} :<85$	
Geschat aantal betrokken personen in Nederland in 1993.					
effect		populatie	situatie	klasse	
gehoorverlies	> 10 dB	volwassenen	woonomgeving	1	
		beroepsbevolking	werkomgeving	6	
		foetus	werkomgeving <sup>2</sup>	3	
	5 - 10 dB	jeugdigen		vrije tijd	
				popmuziek:	6
				spelen in een groep	6
				bijwonen popcon-	6
	2 - 3 dB			certen, bezoeken	
				disco's	
	10-15 dB			walkmans	6

<sup>a</sup> Waarden gemeten op een punt dichtbij het hoofd.

<sup>b</sup> Werkomgeving van zwangere vrouwen.

dB(A) blijkt schadelijk te zijn. De commissie pleit voor meer onderzoek ter bepaling van het waarnemingsniveau (dat lager zal zijn dan 85 dB(A)).

Volgens de commissie zijn de blootstelling-effectrelaties van ISO 1999 ook geldig voor blootstelling aan geluid in de woonomgeving en gedurende de vrije tijd. Dit houdt een waarnemingsniveau in dat neerkomt op een  $L_{Aeq,24h}$ -waarde van 70 dB(A).

### Gezondheidseffecten die aan stress zijn gerelateerd

Uit experimenteel en epidemiologisch onderzoek blijkt dat geluid te beschouwen is als een niet-specifieke stressor die het centrale zenuwstelsel en de hormonale activiteit stimuleert. Langdurige aan stress gerelateerde gezondheidseffecten van geluid zijn echter uitsluitend aangetoond voor relatief hoge geluidsniveaus in de woon- en de werkomgeving: vanaf een  $L_{Aeq,06-22h}$ -waarde van 70 dB(A) is er sprake van een

verhoogde kans op ischemische hartaandoeningen en hypertensie door blootstelling aan wegverkeerslawaai in de woonomgeving. Slechts mensen in zeer speciale blootstellings-situaties (bijvoorbeeld wonend dichtbij een vliegveld, onder een vliegroute, of dichtbij een erg drukke verkeersweg) lopen dit risico. Deze effecten zijn te voorkomen via strakke naleving van de beperkende bepalingen die zijn neergelegd in de Wet geluidhinder.

Een verhoogde kans op hypertensie door geluid is ook aangetoond voor werknemers in de industrie. Dit effect treedt op bij equivalente geluidniveaus van ten minste 85 dB(A) gedurende de werkdag. De beschikbare gegevens schieten tekort voor de accurate vaststelling van een waarnemingsniveau. Het is zeer goed denkbaar dat dat niveau lager is dan een equivalent geluidniveau van 85 dB(A) gedurende de werktijd. Er zijn geen gegevens over een verhoogde kans op hypertensie bij mensen die in kantoren werken.

Uit het beperkte aantal verrichte epidemiologische onderzoeken naar biochemische effecten komt in het algemeen naar voren dat zich bij mensen die in de woon- of werkomgeving blootstaan aan zeer hoge geluidniveaus, veranderingen voordoen in hormoon-concentraties in het bloed. Dergelijke veranderingen zijn te verwachten als geluid een stressor is. Ook in andere biochemische karakteristieken, zoals de concentratie van magnesium-ionen in het bloedplasma, treden veranderingen op door zeer hoge blootstelling aan geluid. Dit kan duiden op een verhoogde kans op ischemische hartziekten.

Er is slechts één epidemiologisch onderzoek gedaan naar de invloed van wegverkeerslawaai op het immuunsysteem. Dit heeft geleid tot de vaststelling van verhoogde leukocyten-concentraties in het bloed. Er zijn geen epidemiologische onderzoeksgegevens over de invloed van geluid op aandoeningen zoals infectieziekten of kanker, die uiteindelijk het gevolg zouden kunnen zijn van effecten op het immuunsysteem.

Onzeker is of blootstelling van zwangere vrouwen aan vliegtuiglawaai invloed heeft op het geboortegewicht van de baby. Bij blootstelling met een  $L_{dn}$ -waarde minder dan 62 dB(A) treedt dit effect in elk geval niet op. Zou het er wel zijn bij hogere blootstellingsniveaus, dan zou het aantal aldus negatief beïnvloede baby's in Nederland gering zijn: 25 per jaar is de beste schatting.

De beschikbare gegevens sluiten in feite uit dat blootstelling van zwangere vrouwen aan geluid in de woon- of werkomgeving invloed heeft op de kans op aangeboren afwijkingen bij baby's. Maar blootstelling van zwangere vrouwen aan hoge geluidniveaus in de werkomgeving leidt wel tot een verhoogde kans op hypertensie bij deze vrouwen gedurende de zwangerschap.



Tabel S2 Aan stress gerelateerde gezondheidseffecten van geluid.

Classificatie van de bewijskracht van een oorzakelijk verband tussen geluid en effect, alsmede gegevens over waarnemingsniveaus.

effect	bewijskracht	waarnemingsniveau		
		populatie	situatie	waarde in dB(A) <sup>1</sup>
hypertensie	voldoende	volwassenen	werkomgeving	$L_{EX,occ} : <85$
		volwassenen	woonomgeving: weg-/luchtverkeer	$L_{Aeq,06-22h} : 70$
ischemische hartaandoeningen	voldoende	volwassenen	woonomgeving: weg-/luchtverkeer	$L_{Aeq,06-22h} : 70$
hormonale systeem	beperkt	volwassenen	werkomgeving	-
			woonomgeving	-
immuunsysteem	beperkt	volwassenen	werkomgeving	-
			woonomgeving	-
geboortegewicht	beperkt	baby's	werkomgeving	-
			woonomgeving	-
geboorte-afwijkingen	geen verband	baby's	werkomgeving	-
			woonomgeving	-
Geschat aantal betrokken personen in Nederland in 1993.				
effect		populatie	situatie	klasse
hypertensie		beroepsbevolking	werkomgeving	4
		zwangere vrouwen	werkomgeving	2
		volwassenen	woonomgeving	4
ischemische hartaandoeningen		volwassenen	woonomgeving	3

<sup>a</sup>  $L_{Aeq,06-22h}$  gemeten buitenshuis;  $L_{EX,occ}$  gemeten op de werkplek.

## Psychosociale effecten

Ongewenste psychosociale effecten van geluid in de woon- of de werkomgeving komen op grote schaal voor. Mensen raken geïrriteerd door tal van geluiden in de woonomgeving: weg-, rail- en luchtverkeer en industrie zijn bekende bronnen. Tegenwoordig dragen ook luidruchtige activiteiten van burens of van mensen buiten om het huis belangrijk bij aan hinder in de woonomgeving.

Onlangs zijn blootstelling-effectrelaties vastgesteld die hinder in verband brengen met uiteenlopende soorten verkeerslawaai (vliegtuigen, snelwegverkeer, ander wegverkeer, treinen) en industriellawaai in de woonomgeving. Ernstige hinder door verkeerslawaai begint op te treden bij  $L_{dn}$ -waarden van 42 dB(A), buitenshuis gemeten. Bij hogere blootstellingsniveaus is, bij een gegeven  $L_{dn}$ -waarde, het percentage mensen die hinder ondervinden van vliegtuiglawaai hoger dan het percentage gehinderden door lawaai van

Table S3 Psycho-sociale effecten.

Classificatie van de bewijskracht voor het bestaan van een oorzakelijk verband tussen geluid en effect, alsmede gegevens over waarnemingsniveaus.

effect	bewijskracht	waarnemingsniveau		
		populatie	situatie	waarde in dB(A) <sup>1</sup>
ernstige geluidhinder	voldoende	volwassenen	woonomgeving	$L_{dn}$ : <42 <sup>2</sup>
		beroepsbevolking	kantoor	$L_{EX,occ}$ : <55
			industrie	$L_{EX,occ}$ : <85
psychiatrische stoornissen	beperkt	volwassenen	woonomgeving: luchtverkeer	-
psychosociaal welbevinden	beperkt	volwassenen	woonomgeving: wegverkeer	-
arbeidsverzuim	beperkt	beroepsbevolking	kantoor	-
			industrie	-

Geschat aantal betrokken personen in Nederland in 1993.

effect	populatie	situatie	klasse
ernstige geluidhinder	volwassenen	woonomgeving: wegverkeer	7
		burgerluchtvaart	6
		militaire luchtvaart	7
		treinverkeer	6
		industrie	6
		andere bronnen in de omgeving	7

<sup>a</sup>  $L_{dn}$  waarden gemeten buitenshuis,  $L_{EX,occ}$  gemeten op de werkplek.

<sup>b</sup> Waarnemingsniveau voor verkeers- en industrielawaai; het waarnemingsniveau is lager voor impulsgeluid in de woonomgeving.

weg- en railverkeer. Lawaai afkomstig van stilstaande bronnen, zoals fabrieken, rangeer- en schietterreinen, kan hinderlijker zijn dan verkeerslawaai, vooral als het impuls-componenten bevat.

Onzeker is nog of mensen die in een zeer lawaaiige omgeving wonen, te kampen hebben met meer sociale desoriëntatie, minder sociale activiteit en meer depressie dan mensen in een rustige woonomgeving. Er bestaan eveneens slechts beperkte aanwijzingen dat een zeer lawaaiige woonomgeving, met  $L_{dn}$ -waarden groter dan 70 dB(A) ten gevolge van vliegtuiglawaai, leidt tot relatief meer opnamen in psychiatrische

ziekenhuizen dan een rustige. Zou dit effect zich voordoen, dan zou het in Nederland een gering aantal mensen betreffen: naar schatting vijf opnamen per jaar.

Er zijn geen gegevens beschikbaar over waarnemingsniveaus en er zijn geen substantiële blootstelling-effectrelaties voor geluidhinder op de werkplek. Het spreekt vanzelf dat een drempel voor geluidhinder op kantoor (veel) lager zal zijn dan die voor hinder in een fabriek. Van kantoor mensen die blootstonden aan een equivalent geluidniveau van 55 tot 60 dB(A) ondervond 35% tot 40% ernstige hinder. Voor werkers in de industrie zijn ongeveer dezelfde percentages gevonden bij equivalente geluidniveaus hoger dan 85 dB(A).

Tot dusver is nog niet voldoende aangetoond dat blootstelling aan geluid een rol speelt als oorzaak van arbeidsverzuim. Zowel in fabrieken als op kantoren is zo'n rol echter wel aannemelijk.

## Slaapverstoring

Geluid gedurende de slaap kan in diverse opzichten afbreuk doen aan de slaapkwaliteit. Steeds duidelijker blijkt de noodzaak om, bij de beoordeling van de resultaten van slaaponderzoek, onderscheid te maken tussen laboratorium-onderzoek bij proefpersonen en epidemiologisch onderzoek bij mensen in hun dagelijkse leefsituatie met de bijbehorende gebruikelijke geluiden gedurende de nacht. Uit vergelijking van de onderzoeksresultaten voor beide categorieën blijkt dat er sprake is van aanzienlijke gewenning aan nachtelijk geluid met betrekking tot ontwaak-reacties. Voor veranderingen van het slaapstadium en de hartslag doet gewenning zich echter niet of nauwelijks voor.

De subjectieve slaapkwaliteit vermindert, zelfs bij mensen die een bepaald geluid gewend zijn, bij equivalente niveaus - buitenshuis gemeten - vanaf 40 dB(A) tussen 23.00 en 07.00 uur. Blootstelling-effectrelaties zijn nog niet bepaald.

De invloed van nachtelijk geluid op het endocriene systeem en het immuunsysteem is tot dusver niet epidemiologisch onderzocht. Blootstelling aan geluid tijdens de slaap, zou, evenals blootstelling overdag, beide systemen kunnen beïnvloeden.

Aangetoond is dat hoge nachtelijke geluidniveaus een negatieve invloed kunnen hebben op het humeur en vermoedelijk ook op het functioneren de volgende dag. Uit de beschikbare gegevens laten zich echter geen waarnemingsniveaus bepalen.

Gegevens over slaapverstoring door geluid zijn grotendeels beperkt tot effecten van intermitterende bronnen, zoals vliegtuigen en zware voertuigen. Voor sommige onderzochte effecten, bijvoorbeeld de ontwaakreactie, die toe te schrijven zijn aan een enkele (intermitterende) lawaai-gebeurtenis, is het mogelijk gebleken een verband te leggen met een geluidmaat die uitsluitend op die gebeurtenis betrekking heeft, zoals de SEL-waarde. Dit betekent dat waarnemingsniveaus en blootstelling-effectrelaties voor deze effecten niet beschikbaar zijn in een vorm die geschikt is voor het schatten van de

---

Tabel S4 Slaapverstoring.

Classificatie van de bewijskracht van het bestaan van een oorzakelijk verband tussen geluid en effect, alsmede gegevens over waarnemingsniveaus.

effect	bewijskracht	waarnemingsdrempel		
		populatie	situatie	waarde in dB(A) <sup>1</sup>
verandering in:				
slaappatroon	voldoende	volwassenen	slaap	
ontwaken	voldoende	volwassenen	slaap	SEL: 60
slaapstadia	voldoende	volwassenen	slaap	SEL: 35
subjectieve slaapkwaliteit	voldoende	volwassenen	slaap: verkeer	L <sub>Aeq,nacht</sub> : 40
hartslag	voldoende	volwassenen	slaap	SEL: 40
hormonale systeem	beperkt	volwassenen	slaap	
immuunsysteem	gebrekkig	volwassenen	slaap	
humour volgende dag	voldoende	volwassenen	slaap	L <sub>Aeq,nacht</sub> : <60
prestaties volgende dag	beperkt	volwassenen	slaap	
Geschat aantal betrokken personen in Nederland in 1993.				
effect		populatie	situatie	klasse
verminderde slaapkwaliteit		volwassenen	slaap	7?
<sup>a</sup> SEL-waarden binnenhuis gemeten, L <sub>Aeq,nacht</sub> -waarden buitenshuis.				

omvang van die effecten in de Nederlandse bevolking. Dit geldt, behalve voor ontwaakreacties, ook voor veranderingen van slaapstadium en hartslag.

Slechts voor vliegtuiglawaai is een verband aangetoond tussen het equivalente geluidniveau gedurende de nacht en het aantal ontwaakreacties en veranderingen van slaapstadium. Mede op basis van gegevens over nachtelijke equivalente geluidniveaus in de omgeving van Schiphol kon, uitsluitend voor die situatie, de omvang worden geschat van de populatie die de kans loopt op ontwaakreacties en veranderingen van slaapstadium door geluid. Omdat het hier gaat om een vermoedelijk zeer beperkt deel van alle slaapverstoringen in de gehele Nederlandse bevolking, kunnen slechts zeer globale schattingen aangaande slaapverstoring worden gepresenteerd.

### Beïnvloeding van het prestatievermogen

Kinderen die op school blootstaan aan zeer hoge niveaus van vliegtuig- of wegverkeerslawaai zijn minder goed in staat om cognitieve taken te verrichten. Aangetoond is dat zij gemakkelijker worden afgeleid en meer fouten maken als ze op school blootstaan aan equivalente geluidniveaus hoger dan 70 dB(A), gemeten buiten het schoolgebouw. De

gegevens zijn ontoereikend voor het vaststellen van een waarnemingsniveau of van blootstelling-effectrelaties.

Geluid kan, als het maar sterk genoeg is, het spreken onverstaanbaar maken, de communicatie bemoeilijken, het sociale gedrag negatief beïnvloeden en het concentratievermogen aantasten. Als een taak auditieve opdrachten omvat, en als geluid die auditieve elementen stoort, dan zal dit laatste gevolgen hebben voor de vervulling van die taak.

Er zijn slechts beperkte aanwijzingen voor het bestaan van een oorzakelijk verband bij volwassenen tussen blootstelling aan geluid in het dagelijks leven en een verminderd vermogen om cognitieve opdrachten uit te voeren die niet gepaard gaan met auditieve signalen. Maar in laboratoriumonderzoek met proefpersonen zijn wel significante acute effecten op het prestatievermogen aangetoond.

### Combinaties van blootstellingen aan geluid

Een van de belangrijkste lacunes in het onderzoek naar de effecten van geluid op mensen is het ontbreken van een geïntegreerde benadering waarin alle blootstellingen gedurende het etmaal en hun gevolgen gezamenlijk worden beschouwd. Slechts voor gehoorverlies en hinder zijn gegevens beschikbaar die de vaststelling van het effect van een combinatie van blootstellingen mogelijk maken. Voor gehoorverlies door lawaai is gebleken dat het mogelijk is het effect van blootstelling aan geluid van verscheidene bronnen te schatten op basis van het equivalente geluidniveau over de hele blootstellingsperiode. Voor de hinder die veroorzaakt wordt door twee of meer gelijktijdig en in dezelfde situatie optredende bronnen van omgevingsgeluid bestaat een berekeningsmethode.

Aangetoond is dat blootstelling aan hoge geluidsniveaus op de werkplek de kans op ischemische hartziekten door blootstelling aan geluid van wegverkeer in de woonomgeving verhoogt. De beschikbare gegevens bieden echter geen mogelijkheden om conclusies te formuleren over het gecombineerde effect in andere situaties.

### Interactie van geluid met andere agentia

Er is slechts weinig epidemiologisch onderzoek gedaan naar de effecten van gecombineerde blootstelling aan geluid en andere fysieke of chemische agentia. Het meeste onderzoek op dit gebied is verricht in het laboratorium, met proefpersonen of proefdieren. De beschikbare epidemiologische gegevens hebben voornamelijk betrekking op effecten op het gehoor. Dergelijke effecten zijn onderzocht voor gecombineerde blootstelling aan industrie-lawaai op de werkplek en één van de volgende industriële agentia: koolmonoxyde, oplosmiddelen, zware metalen en trillingen in hetzij handen en armen,

---

hetzij het hele lichaam. Het aantal verrichte onderzoeken is, evenals de omvang van de onderzochte groepen personen, te gering om conclusies te kunnen trekken over effecten van interacties.

### Karakterisering van blootstelling aan geluid met één geluidmaat

Voor alle gezondheidseffecten van geluid, uitgezonderd sommige aspecten van slaapverstoring, zijn in dit advies de waarnemingsniveaus en de blootstelling-effectrelaties uitgedrukt in termen van equivalente geluidniveaus voor een bepaalde representatieve periode gedurende een etmaal. De keuze van die periode hangt echter af van het betreffende effect. Gezien het ontbreken van een algemeen geldige relatie tussen equivalente geluidniveaus voor verschillende periodes, is de commissie niet in staat om één enkele geluidmaat aan te geven die representatief is voor 24-uursblootstelling van populaties en waaruit zonder nadere specificaties alle gezondheidseffecten van geluid af te leiden zijn. De commissie is van oordeel dat kwantificering van het effect slaapverstoring moet berusten op een geluidmaat die uitsluitend betrekking heeft op nachtelijke blootstelling.

### Slotconclusie

De commissie concludeert dat thans in Nederland hinder door geluid in de woonomgeving en op de werkplek, gehoorverlies door geluid op de werkplek, en slaapverstoring door geluid in de woonomgeving de belangrijkste gevolgen zijn van blootstelling aan geluid.

Gehoorverlies door geluid op de werkplek is te voorkomen via naleving van bestaande wettelijke voorschriften ter zake. Voor blootstelling aan geluid in de vrije tijd ontbreken dergelijke voorschriften. Te verwachten is daarom dat die blootstelling in de toekomst van meer belang zal zijn voor de kwaliteit van het gehoor van mensen dan blootstelling aan geluid tijdens het werk.

De meeste andere gevolgen van blootstelling aan geluid, zoals ischemische hartaandoeningen, hypertensie en opname in psychiatrische ziekenhuizen, treden pas op bij betrekkelijk hoge geluidniveaus. Het lijkt mogelijk ze te voorkomen door het inachtnemen van bestaande wettelijke grenswaarden, in zowel de woon- als de werkomgeving.

# Lawaai als een volksgezondheidsprobleem

---

## 1.1 Inleiding

Geluid is in onze geïndustrialiseerde en gemotoriseerde wereld alom aanwezig. Het heeft een aantal unieke fysische eigenschappen en zowel onmiddellijke als op den duur optredende negatieve gevolgen voor de gezondheid van mensen, onder meer gehoorverlies, hart- en vaatziekten en hinder.

In Nederland zijn, evenals in andere landen, voorschriften uitgevaardigd en maatregelen genomen om de blootstelling van de bevolking aan geluid te beperken. De Gezondheidsraad heeft beleidsbijdragen geleverd door de Nederlandse regering te voorzien van de nodige wetenschappelijke gegevens (GR71). In het voorliggende advies geeft de Raad opnieuw een overzicht van de kennis aangaande de gezondheidseffecten van geluid, alsmede schattingen van de mate waarin die effecten zich in de Nederlandse bevolking voordoen. Het advies bevat antwoorden op vragen die gesteld zijn door de ministers van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer, van Sociale Zaken en Werkgelegenheid, en van Welzijn, Volksgezondheid en Cultuur.

---

## 1.2 Achtergrond

---

### 1.2.1 *Het advies van de Gezondheidsraad uit 1971 en de Wet geluidhinder*

In 1971 heeft de Gezondheidsraad de Nederlandse regering geadviseerd over maatregelen om geluidhinder tegen te gaan en de productie van geluid te beperken teneinde de

---

gezondheid te beschermen, alsmede over wetgeving met betrekking tot ongewenste gezondheidseffecten van geluid, zoals geluidhinder (GR71). In 1980 is de Wet geluidhinder in werking getreden. Deze wet heeft zowel betrekking op hinder als op gezondheidsschade en zij biedt een kader voor maatregelen in de sfeer van de volksgezondheid die betrekking hebben op blootstelling aan geluid in de woonomgeving. Maar noch de Wet geluidhinder noch daarop gebaseerde regelgeving bevat bepalingen ter zake van vliegtuiglawaai. Maatregelen ter bescherming van mensen tegen vliegtuiglawaai zijn neergelegd in het Besluit geluidbelasting grote luchtvaartterreinen. Dit besluit is gebaseerd op de Luchtvaartwet.

In het in 1971 door de Gezondheidsraad uitgebrachte advies zijn zes gezondheidseffecten van geluid geïdentificeerd: gehoorverlies, hinder, slaap- en rustverstoring, effecten op het centrale zenuwstelsel, communicatie-verstoring en beïnvloeding van het prestatievermogen. Het advies bevat slechts voor gehoorverlies door geluid op de werkplek informatie over blootstelling-effectrelaties: als veilige grens noemt het een geluidniveau van 80 dB(A).\*\*

Voor woonomgevingsgeluid zijn, volgens het advies, de maximaal aanvaardbare geluidniveaus\*\*\*:

- P** voor geluidgevoelige objecten: 35 dB(A)
- P** voor woonwijken: 40 dB(A)
- P** voor industrieterreinen: 55 dB(A)
- P** voor gebieden met snelwegverkeer: afhankelijk van de lokale situatie.

In 1973 heeft de commissie die het advies van 1971 opstelde de criteria voor blootstelling aan vliegtuiglawaai geëvalueerd. In reactie op de mening van de regeringscommissie Vliegtuiglawaai, die 40 Kosteneenheden (zie bijlage C) aanvaardbaar achtte als de maximale geluidbelasting in de woonomgeving, stelde bedoelde commissie dat ernstige hinder al vanaf 15 tot 20 Ke zou optreden. De commissie gaf echter toe dat het niet altijd mogelijk of gemakkelijk zou zijn de blootstelling aan lawaai te reduceren tot minder dan 20 of zelfs 15 Ke.

---

### 1.2.2 *Andere publikaties van de Gezondheidsraad*

In de afgelopen jaren heeft de Gezondheidsraad vier documenten gepubliceerd die met het onderwerp van het voorliggende advies verband houden:

- P** een achtergrondstudie over lawaai en het gehoor van jongeren (Pas89b)

---

\*\* De geluidmaat is niet gespecificeerd; vermoedelijk gaat het om het equivalente geluidniveau gedurende de werkdag. Zie, voor definities, bijlage C en, voor een omschrijving, paragraaf 2.2.

\*\*\* Ook deze geluidmaten zijn niet gespecificeerd.

---



- P een achtergrondstudie over vliegtuiglawaai, slaap en gezondheid (Hof91)
- P een advies over slaapverstoring door nachtelijk vliegtuiglawaai (GR91)
- P een achtergrondstudie over stress en gezondheid (GR92).

Met de in de genoemde publikaties gepresenteerde gegevens is in het voorliggende advies rekening gehouden.

---

### 1.2.3 *Overige regelgeving in Nederland en in de Europese Unie*

Sinds de verschijning van het in 1971 door de Gezondheidsraad uitgebrachte advies zijn, in aanvulling op de Wet geluidhinder en de daarop gebaseerde besluiten, diverse voorschriften uitgevaardigd ter bescherming van mensen tegen blootstelling aan lawaai. Lawaai op de werkplek kwam aan de orde in de Arbeidsomstandighedenwet en in specifieke bepalingen opgenomen in algemene maatregelen van bestuur. Hoewel de genoemde Arbo-wet betrekking heeft op alle ongewenste gevolgen van omstandigheden op de werkplek, bevatten de op die wet gebaseerde besluiten - voorzover het om geluid gaat - uitsluitend voorschriften ter preventie van gehoorverlies. Andere gezondheidseffecten van blootstelling aan geluid op de werkplek komen daarin niet aan de orde.

Op Europees niveau geeft Richtlijn 86/188/EEG voorschriften ter bescherming van het gehoor tegen lawaai op de werkplek, terwijl Richtlijn 89/392/EEG veiligheidsvoorschriften bevat ter zake van lawaai afkomstig van machines en andere technische installaties.

In december 1992 heeft de Europese Commissie aan de Europese Ministerraad een voorstel gedaan voor een richtlijn voor minimum-eisen inzake veiligheid en gezondheid in geval van blootstelling van werkers aan fysische agentia (lawaai inbegrepen). Voorzover het gaat om lawaai, hebben de voorgestelde bepalingen uitsluitend betrekking op gehoorverlies. In de ontwerp-richtlijn luidt het:

Met betrekking tot het probleem van niet-auditieve effecten van lawaai (variërend van fysiologische aandoeningen tot bemoeilijking van de correcte uitvoering van opdrachten die oplettendheid en concentratie vergen) meent de Commissie dat er onvoldoende kennis is om een kwantitatieve beperking van de blootstelling (die niveaus tot ver beneden 75 dB(A) zou inhouden) te rechtvaardigen; bovendien dient men, zonder de niet-auditieve effecten te willen bagatelliseren, te erkennen dat zij dikwijls in sociaal opzicht minder belangrijk zijn dan het uit gehoorverlies resulterende isolement en dat men al gauw een punt bereikt waarop de winstgevendheid van een beroepsactiviteit in aanmerking moet worden genomen.

Zoals gezegd, zijn voorschriften ter zake van woonomgevingsgeluid neergelegd in de Wet geluidhinder en in het op de Luchtvaartwet gebaseerde Besluit geluidbelasting grote luchtvaartterreinen. Genoemd besluit is geamendeerd met het oog op

---

nachtvluchten naar en vanaf het vliegveld Maastricht. Ten tijde van de verschijning van het voorliggend advies zijn wettelijke bepalingen inzake nachtvluchten naar en vanaf alle grote vliegvelden door het parlement aanvaard.

Gelijktijdig met de verscherping van regelgeving zijn belangrijke verbeteringen opgetreden in de elektronische apparatuur voor het meten van geluid en van blootstelling aan geluid. De Internationale Standaardisatie Organisatie (ISO) heeft internationaal aanvaarde standaarden gepubliceerd voor meetmethoden voor geluid afkomstig van uiteenlopende machine-types en installaties. Veel van deze documenten zullen overgenomen worden door de Europese Standaardisatie Commissie (CEN) en aansluitend Nederlandse Standaarden (NEN) worden.

---

### **1.3 Werkwijze van de commissie**

---

#### **1.3.1 *Achtergrondstudie***

Het onderwerp 'Geluid en gezondheid' is in het werkprogramma van de Gezondheidsraad opgenomen na overleg met de Ministeries van WVC, VROM en SZW. Er is met deze ministeries van gedachten gewisseld over de hoofdlijnen van een adviesaanvraag over geluid en gezondheid. Vervolgens heeft de voorzitter van de Gezondheidsraad, als eerste stap, een opdracht voor het verrichten van een achtergrondstudie verleend aan mevrouw W Passchier-Vermeer van het Nederlands Instituut voor Preventieve Gezondheidszorg TNO\*\*\*\*. Een concept-tekst van die achtergrondstudie kwam gereed in april 1993; de definitieve tekst in het Nederlands en het Engels volgde in december van hetzelfde jaar (Pas93a, Pas93b).

---

#### **1.3.2 *De Commissie Geluid en gezondheid***

De voorzitter van de Gezondheidsraad heeft deskundigen uit binnen- en buitenland gevraagd zitting te nemen in de door hem te installeren Commissie Geluid en gezondheid. Deze commissie is gevraagd de bevindingen van de achtergrondstudie te evalueren en de vragen van de ministers te beantwoorden.

In eerste instantie zijn de leden van de commissie geïnterviewd door de beide secretarissen. Een op die interviews gebaseerde concept-tekst voor het advies is besproken in een plenaire vergadering van de commissie, gehouden in Leiden op 30 juni en 1 juli 1993. Vervolgens is via correspondentie met de leden de definitieve adviestekst vastgesteld.

In bijlage B is de samenstelling van de commissie weergegeven.

---

\*\*\*\* thans: TNO Preventie en Gezondheid

---

---

### 1.3.3 De adviesaanvraag

Op 17 mei 1994 heeft de minister van WVC, mede namens de bewindslieden van VROM en SZW de adviesaanvraag schriftelijk aan de Gezondheidsraad voorgelegd.

De daarin vervatte vragen zijn:

- 1 Wat zijn de te verwachten gezondheidsaspecten bij blootstelling aan verschillende geluidsniveaus?
- 2 Wat is de omvang van de verwachten effecten in de Nederlandse bevolking?
- 3 Welke gezondheidskundige grenswaarden kunnen op basis van deze gegevens geformuleerd worden?
- 4 In welke mate bestaat er internationaal overeenstemming over deze aspecten en in hoeverre werkt dit door naar de normstelling?

Bijlage A bevat de volledige tekst van de adviesaanvraag.

---

## 1.4 Opzet van het advies

In hoofdstuk 3 beziet de commissie de beschikbare gegevens over de gezondheidseffecten van blootstelling aan geluid. Epidemiologisch onderzoek krijgt daarbij bijzondere aandacht. Waar mogelijk presenteert de commissie blootstelling-effectrelaties alsmede geluidsniveaus waarboven een effect begint op te treden in een doorsneepopulatie. Ook worden gevoelige groepen geïdentificeerd. De al genoemde achtergrondstudie (Pas93a, Pas93b) is als basis voor dit hoofdstuk gekozen. Expliciete verwijzingen naar die achtergrondstudie zijn in de tekst echter achterwege gelaten. Publikaties van cruciaal belang, zijn wel genoemd. Geïnteresseerden in andere verwante publikaties worden verwezen naar de literatuurlijst van de achtergrondstudie.

Aan hoofdstuk 3 gaat een discussie vooraf over het begrip 'gezondheid', alsmede een overzicht van geluidmaten die gangbaar zijn voor het leggen van verbanden tussen blootstelling aan en gezondheidseffecten van geluid.

In hoofdstuk 4 bespreekt de commissie trends in de omvang van de blootstelling aan geluid in Nederland. Dat hoofdstuk bevat ook schattingen van de mate waarin zich anno 1993 effecten hebben voorgedaan in de Nederlandse bevolking.

Hoofdstuk 5, ten slotte, bevat de expliciete antwoorden van de commissie op de vragen van de ministers.

Bijlage A bevat de tekst van de adviesaanvraag, bijlage B de ledenlijst van de commissie, bijlage C definities van begrippen en technische termen.



---

## **Gezondheid en blootstelling aan geluid**

---

### **2.1 Gezondheid**

#### Definitie

Volgens de Wereldgezondheidsorganisatie is gezondheid een toestand van volledig fysiek, mentaal en sociaal welbevinden en niet alleen maar de afwezigheid van ziekte of gebrek. Omdat deze definitie in deze vorm niet bruikbaar is om normen te stellen en maatregelen te ontwerpen met betrekking tot de individuele en de collectieve gezondheid, heeft de Commissie Luchtkwaliteit van de Gezondheidsraad gezondheid gedefinieerd als een dynamische toestand van het organisme dat zowel fysiek als mentaal goed functioneert naar eigen wens en ook naar de mening van artsen, in aanmerking genomen de leeftijd en het geslacht van het individu, de algemene toestand van de bevolking waartoe het individu behoort, alsmede het actuele niveau van wetenschap en technologie en de daarop gebaseerde doelen van de gezondheidszorg en het volksgezondheidsbeleid, evenals de opvattingen en de culturele patronen van de samenleving (GR77). Volgens deze definitie is gezondheid geen objectief begrip. Ook individuele en maatschappelijke opvattingen bepalen wat onder een goede of slechte gezondheid te verstaan is. De definitie houdt ook in dat niet alleen klinische verschijnselen indicaties zijn van een slechte staat van gezondheid, maar dat ook hinder van belang is.

## Factoren

Er zijn verscheidende modellen ontwikkeld voor het beschrijven van de staat van gezondheid. Figuur 2.1 geeft een voorbeeld (RIV93c). Volgens de Canadese minister Lalonde (Lal74) wordt de gezondheidstoestand van een individu of van een bevolking bepaald door exogene factoren, endogene factoren en het volksgezondheidsbeleid. Deze factoren zijn niet onafhankelijk van elkaar. De leefstijl bijvoorbeeld, zal invloed hebben op de blootstelling aan milieufactoren en afhangen van de sociale omgeving. De gezondheidsgevolgen van blootstelling aan fysische agentia hangen af van iemands gevoeligheid en dus van erfelijke of verworven eigenschappen.

Dit advies gaat over de invloed van blootstelling aan geluid op de gezondheid. In figuur 2.1 is blootstelling aan geluid één van de fysische factoren. Figuur 2.2 (in gewijzigde vorm ontleend aan Bie89a, Bie89b) beschrijft een model waarin gezondheid meer specifiek is gerelateerd aan blootstelling aan geluid. De oorzaak-gevolgketen is in drieën verdeeld: de blootstelling, de verwerking door het organisme, de gezondheidseffecten. De blootstelling van geluid hangt af van zogeheten determinanten. Voorbeelden zijn dubbele beglazing voor blootstelling binnenshuis, of het aantal nachtvluchten in geval van vliegtuiglawaai. Het organisme ervaart de blootstelling en zal trachten zich te verdedigen. De wijze van ervaring van de blootstelling wordt door verscheidene factoren bepaald, onder meer vertrouwdheid met het geluid, de relatie tussen het individu of zijn leefgemeenschap en de geluidbron, en de mate waarin het geluid persoonlijke bezigheden beïnvloedt. Het laatste deel van de keten is de invloed op de gezondheidstoestand. Endogene factoren zullen de waarschijnlijkheid en de ernst van het effect bepalen.

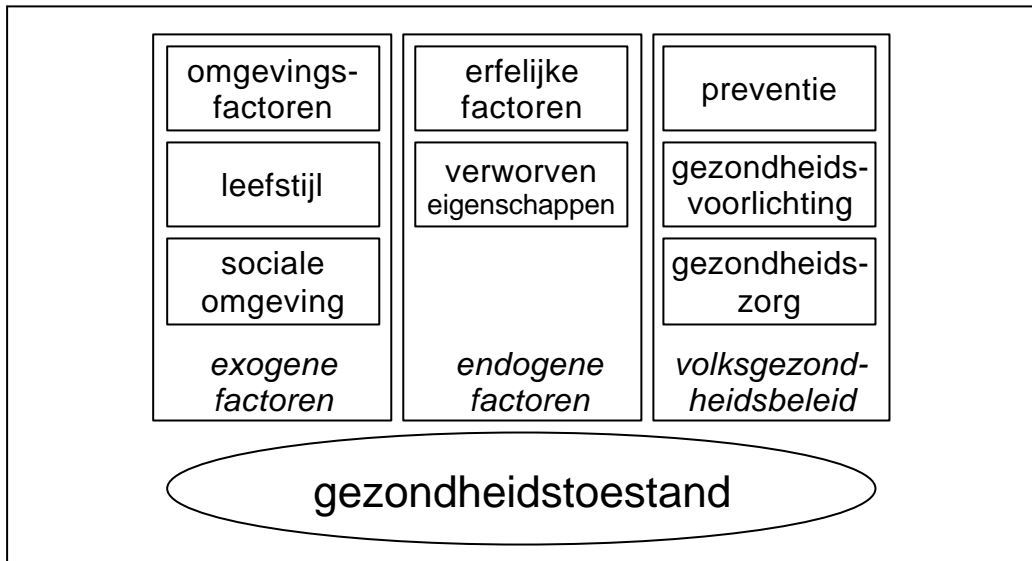
Het model suggereert dat blootstelling aan geluid op zichzelf een gezondheidsdeterminant is. Niettemin is, wanneer de blootstelling sterk gekoppeld is aan andere externe factoren, de combinatie van de blootstelling met stressoren die met die andere factoren samenhangen, relevant. Hinder van snelverkeer is een voorbeeld. Trillingen en lichtverschijnselen ('s nachts) kunnen naast geluid bijdragen aan die hinder leveren. Het is moeilijk om de effecten van deze drie factoren van elkaar te onderscheiden.

---

### 2.2 Karakterisering van blootstelling aan geluid

Zowel in nationale en internationale regelgeving en standaarden als in de wetenschappelijke literatuur vindt men een grote diversiteit van maten voor blootstelling aan geluid. In dit advies zullen de maten worden besproken die voor de gezondheidseffecten van geluid het meest relevant zijn, inbegrepen de maten die in de Nederlandse wetgeving een rol spelen (Wet geluidhinder en Luchtvaartwet). Definities vindt men in bijlage C.

---

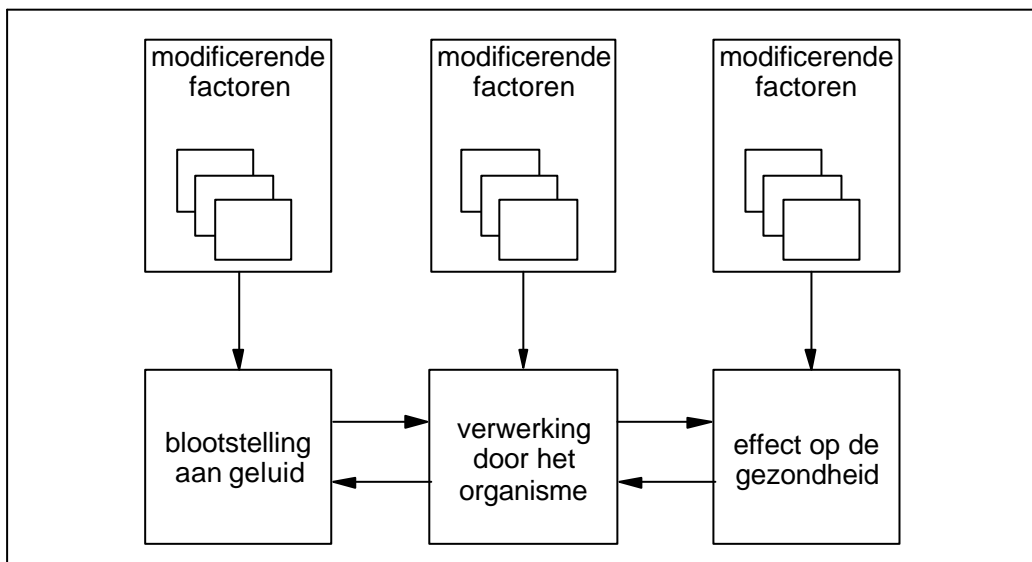


Figuur 2.1 Model van factoren die de gezondheidstoestand bepalen.

Geluid kan worden gekarakteriseerd met de frequentie en het niveau. De frequentie wordt uitgedrukt in hertz (Hz). Een aan de frequentie gerelateerd subjectief kenmerk van geluid is de toonhoogte.

Het geluiddrukkniveau van een geluid drukt men uit in decibel (dB). Gewoonlijk wordt hiervoor het symbool L gebruikt. Het subjectieve kenmerk is luidheid.

Het A-gewogen geluiddrukkniveau (uitgedrukt in dB(A)), meestal kortweg geluidniveau genoemd, speelt een rol in een aantal voorschriften. De letter A duidt aan dat de



Figuur 2.2 Model voor het verband tussen blootstelling aan geluid en effecten op de gezondheid.

gevoeligheid van het menselijke gehoor voor de frequentie in aanmerking is genomen. Het A-gewogen geluiddrukkniveau is rechtstreeks te meten met een geluidmeter met ingeschakeld A-filter.

Voor de karakterisering van geïsoleerde geluidgebeurtenissen worden maten gebruikt zoals het maximale geluidniveau ( $L_{A, \max}$ ), het piekniveau ( $L_{\text{peak}}$ ) en het geluidblootstellingsniveau (SEL: sound exposure level, of  $L_{Ax}$ ).

Voor de meeste doeleinden worden maten gebruikt die maatgevend zijn voor langere blootstellingstijden. Zo'n maat is het equivalente geluidniveau gedurende een periode  $T$ \*\*\*\*\*, symbool  $L_{Aeq,T}$ ; hierin zijn alle geluidniveaus gedurende die periode verdisconteerd.

Voor blootstelling aan lawaai op de werkplek en in de woonomgeving bepaalt men equivalente geluidniveaus gedurende dagdelen of etmalen. De grootheid  $L_{EX,occ}$  vindt toepassing voor blootstelling op de werkplek. Deze grootheid is afgeleid van het equivalente geluidniveau gedurende een doorsneewerkdag waarbij de duur van de werkdag op acht uur gesteld is.

Voor blootstelling in de woonomgeving kan men uit  $L_{Aeq}$ -waarden voor specifieke gedeelten van een etmaal een gewogen combinatie construeren met extra gewichten voor waarden die 's avonds en 's nachts optreden. De Wet geluidhinder specificeert blootstelling aan geluid in de woonomgeving met de  $L_{etm}$ - waarde\*\*\*\*\*.  $L_{etm}$  is de grootste van de volgende drie waarden:  $L_{Aeq,07-19h}$ ,  $L_{Aeq,19-23h} + 5$  en  $L_{Aeq,23-07h} + 10$ . In andere landen gebruikt men  $L_{dn}$ \*\*\*\*\* als maat voor blootstelling aan lawaai in de woonomgeving.

In Nederland wordt de blootstelling aan luchtverkeerslawaai gewoonlijk uitgedrukt in de grootheid B in Kosteneenheden (Ke). B wordt bepaald door de maximale geluidniveaus van overvliegende vliegtuigen, het aantal vluchten en uiteenlopende straffactoren voor avondlijke en nachtelijke vluchten. Blootstelling aan geluid van de kleine luchtvaart drukt men uit in de grootheid BKL in dB(A)\*\*\*\*\*. Voor nachtelijk luchtverkeerslawaai rond grote vliegvelden zijn in Nederland wettelijke voorschriften in voorbereiding. In die voorschriften wordt de blootstelling aan dat lawaai gedurende de nacht uitgedrukt in het equivalente geluidniveau gedurende zeven uur gelegen in de periode van 23.00 tot 07.00 uur, binnenshuis gemeten en op jaarbasis bepaald (WNN93).

---

\*\*\*\*\* Het equivalente geluidniveau is per definitie iets anders dan het gemiddelde van de geluidniveaus gedurende de periode T, omdat de hogere niveaus meer gewicht krijgen dan de lagere; zie bijlage C.

\*\*\*\*\* 'etm' is de afkorting van 'etmaal'. Volgens de Wet geluidhinder is de waarnemingsperiode voor de bepaling van de etmaalwaarde één jaar.

\*\*\*\*\* 'dn' is de afkorting van day/night (dag/nacht); respectievelijk 07-22 uur en 22-07 uur.

\*\*\*\*\* 'BKL' staat voor 'Belasting Kleine Luchtvaart'.

---



Gewoonlijk is er wel een zeker verband tussen de diverse geluidmaten. Het verband hangt echter van de omstandigheden af (Mie92). Bijvoorbeeld: voor wegverkeerslawaai is het verschil tussen  $L_{dn}$  en  $L_{etm}$  meestal ongeveer 3 dB(A) ( $L_{etm} \approx L_{dn} + 3$ ). Het verschil tussen het equivalente geluidniveau gedurende een etmaal en  $L_{etm}$  is voor wegverkeerslawaai doorgaans circa 5 dB(A) ( $L_{etm} \approx L_{Aeq, 24h} + 5$ ).

Rond vliegvelden voor de burgerluchtvaart hangt de relatie tussen B en  $L_{etm}$  in eerste instantie af van de verdeling van de geluidgebeurtenissen overdag, 's avonds en 's nachts. In geval van een verdeling\*\*\*\*\* 80% overdag, 15% 's avonds en 5% 's nachts is, voor B-waarden van ten minste ongeveer 30 Ke,  $L_{etm}$  (in dB(A)) ongeveer gelijk aan  $0,5B + 45$ .

---

## 2.3 De beoordeling van gezondheidseffecten van blootstelling aan geluid

Gegevens over de invloed van milieufactoren op de gezondheid worden verkregen via epidemiologisch onderzoek en uit experimenteel onderzoek bij mensen of dieren. Voor blootstelling aan geluid is het dierexperimenteel onderzoek schaars en de uitkomsten ervan zijn lastig te extrapoleren naar de mens. Op één uitzondering na, verband houdende met de gevoeligheid van kinderen voor gehoorverlies door lawaai, spelen resultaten van onderzoek met proefdieren geen rol in dit advies. De commissie is er zich wel van bewust dat dierproeven belangrijke aanwijzingen hebben gegeven met betrekking tot de achterliggende biologische mechanismen.

### Bewijskracht voor het bestaan van oorzakelijke verbanden

De International Agency for Research on Cancer hanteert vier categorieën voor de bewijskracht inzake kankerverwekkende eigenschappen van agentia (IARC87). Bij haar beoordeling van de wetenschappelijke gegevens over gezondheidseffecten van blootstelling aan geluid volgt de huidige commissie hetzelfde schema. De vier categorieën zijn:

- P** *Voldoende bewijs voor het bestaan van een oorzakelijk verband* betekent dat zo'n verband is aangetoond. Dit houdt in dat een verband tussen blootstelling aan geluid en bepaalde gezondheidseffecten is waargenomen in onderzoeken waarin, redelijkerwijs gesproken, de rol van het toeval alsmede systematische fouten en versturende variabelen waren geneutraliseerd.
- P** *Bepaalde bewijskracht voor het bestaan van een oorzakelijk verband* wil zeggen dat een samenhang tussen blootstelling aan geluid en een gezondheidseffect is gevonden waarvoor, naar de mening van de commissie een

---

\*\*\*\*\* Deze verdeling gold voor de Luchthaven Schiphol in 1992.

---

oorzakelijkheidsinterpretatie plausibel is hoewel de rol van het toeval of systematische fouten en versturende variabelen niet afdoende is uit te sluiten.

- P** *Gebrekkige bewijskracht voor het bestaan van een oorzakelijk verband* betekent dat het verrichte onderzoek kwalitatief tekortschiet, ook met betrekking tot de consistentie en het statistisch onderscheidingsvermogen, om er conclusies aan te verbinden over de aan- of afwezigheid van een oorzakelijk verband.
- P** *Bewijskracht voor het ontbreken van een oorzakelijk verband*: er zijn diverse adequate onderzoeken over het hele blootstellingsbereik gedaan die in onderlinge overeenstemming geen aanwijzingen hebben opgeleverd voor het bestaan van een positief verband tussen blootstelling en effect bij enig niveau van blootstelling.

In hoofdstuk 3 zal de commissie, afzonderlijk voor elk beschouwd effect, aangeven of zij de beschikbare bewijskracht voor het bestaan van een oorzakelijk verband beschouwt als voldoende, beperkt of gebrekkig, dan wel als een aanwijzing dat zo'n verband niet bestaat.

Hill (Hil65) en Doll (Dol85) hebben criteria opgesteld voor de beoordeling van de resultaten van epidemiologisch onderzoek en voor het taxeren van de bewijskracht voor oorzakelijke verbanden. De belangrijkste van die criteria zijn:

- P** *Consistentie van de samenhang*. De samenhang moet in alle of in de meeste onderzoeken zijn gebleken.
- P** *Kracht van het verband*. Hoe krachtiger het effect van een milieufactor zich voordoet, des te waarschijnlijker is het bestaan van een oorzakelijk verband.
- P** *Blootstelling-effectrelatie*. Wil er sprake zijn van causaliteit, dan moet een verandering in blootstelling haar weerspiegeling vinden in een verandering van de respons.
- P** *Ondersteunende biologische gegevens*. Het effect moet bevestigd zijn in experimenteel onderzoek.
- P** *Volgorde van blootstelling en respons*. In de tijd gezien moet de blootstelling aan de respons voorafgaan of tegelijk ermee plaatsvinden.
- P** *Plausibiliteit*. Er moet een biofysische en biochemische theoretische verklaring zijn voor het mechanisme.

De commissie heeft deze criteria in aanmerking genomen bij het taxeren van de bewijskracht voor het bestaan van een oorzakelijk verband tussen blootstelling aan geluid en gezondheidseffect. Specifieke verwijzingen naar die criteria heeft zij echter in dit advies achterwege gelaten.

## Blootstelling-effectrelatie

Zodra blijkt dat een bepaald gezondheidseffect causaal in verband te brengen is met blootstelling aan geluid, is de aard van de blootstelling-responsrelatie van belang. Die relatie zal van een aantal factoren afhangen, onder meer van het biologisch mechanisme, de individuele gevoeligheid en modificerende factoren (zie figuren 2.1 en 2.2). De commissie zal haar beoordeling van de gegevens over blootstelling-effectrelaties op de volgende wijze naar voren brengen:

- P** *Blootstelling-effectrelaties.* Bij beschikbaarheid van uitgebreide en betrouwbare informatie uit epidemiologisch onderzoek is het mogelijk de blootstelling-responsrelatie in kwantitatieve termen weer te geven. In die gevallen zal de commissie de ter zake dienende literatuurreferenties vermelden.
- P** *Waarnemingsniveau.* De commissie definieert het waarnemingsniveau als de laagste waarde van de blootstelling waarvoor, gemiddeld gesproken, in epidemiologisch onderzoek een gezondheidseffect van geluid is aangetoond. Als voor een bepaald effect een blootstelling-effectfunctie is afgeleid, bijvoorbeeld voor gehoorverlies door lawaai, dan zal het waarnemingsniveau aan die functie worden ontleend. Voor de bepaling van de waarnemingsniveaus voor de diverse gezondheidseffecten van geluid heeft de commissie gebruik gemaakt van de informatie die vervat is in de achtergrondstudie (Pas93a, Pas93b).
- P** *Gevoelige groepen.* Bepaalde (groepen van) individuen kunnen gevoeliger zijn voor blootstelling aan geluid dan ‘gemiddelde’ personen. De commissie zal aangeven in hoeverre gegevens over verhoogde gevoeligheid bestaan, voor welke personen die gegevens geldig zijn en, waar mogelijk, hoe groot die extra gevoeligheid is.

In dit advies worden waarnemingsniveaus gebruikt bij de beoordeling van gezondheidseffecten van geluid. Voor andere milieufactoren hanteert men gewoonlijk andere begrippen, zoals gezondheidkundige advieswaarden. In het slothoofdstuk van dit advies zal dit aspect nog nader aan de orde komen. Om duidelijk te maken hoe in dit advies waarnemingsniveaus zijn afgeleid, kan het volgende voorbeeld dienen. In tabel 4.7 van de achtergrondstudie (Pas93a, Pas93b) zijn de uitkomsten van epidemiologisch onderzoek naar de invloed van wegverkeerslawaai op de prevalentie van ischemische hartaandoeningen gepresenteerd in termen van het relatieve risico. Voor de diverse subpopulaties zijn de gemiddelde relatieve risico's, ten opzichte van blootstelling aan equivalente geluidniveaus lager dan 60 dB(A) (tussen 06.00 - 22.00 uur), respectievelijk 1,02 en 1,01 bij blootstelling aan respectievelijk 60 tot 65 dB(A) en 65 tot 70 dB(A). Blootstelling aan verkeerslawaai met equivalente geluidniveaus van meer dan 70 dB(A) tussen 06.00 en 22.00 uur bleek te leiden tot een gemiddeld relatief risico van 1,5. Uit deze gegevens heeft de commissie geconcludeerd dat, in het geval van

---

wegverkeerslawaaï, het waarnemingsniveau voor ischemische hartaandoeningen 70 dB(A) is.

---

## Gezondheidseffecten van geluid

---

### 3.1 Gehoorverlies door lawaai

---

#### 3.1.1 *Blootstelling aan lawaai op de werkplek*

##### Relaties tussen blootstelling aan en gehoorverlies door lawaai

De tweede editie van ISO 1999 ‘Akoestiek - Bepaling van blootstelling aan geluid op de werkplek en schatting van gehoorschade door geluid’ (ISO90) geeft een rekenmethode voor de bepaling van gehoordrempels bij populaties die blootstaan aan willekeurig welk soort lawaai (constant, intermitterend, impulsgeluid) gedurende de werkdag. De geluidbelasting wordt gekarakteriseerd door  $L_{EX}$ . In het voorliggende advies wordt in plaats van het symbool  $L_{EX}$  de notitie  $L_{EX,occ}$  gehanteerd, om aan te geven dat het gaat om blootstelling op de werkplek. Er worden relaties gegeven tussen  $L_{EX,occ}$  en permanente gehoorschade door lawaai (NIPTS: noise-induced permanent threshold shift) voor frequenties tussen 500 en 6000 Hz en voor blootstellingsperiodes tot 40 jaar. Deze relaties zijn uitgedrukt in statistische termen (medianen waarden van NIPTS en ook waarden overschreden door 5 en 95% van de populaties). Uit de relaties blijkt dat het verschijnsel NIPTS zich vooral voordoet in het hogere-frequentiegebied tussen 3000 en 6000 Hz; het effect is het grootst bij 4000 Hz. Bij toenemend equivalent geluidniveau en langere blootstellingstijd, treedt gehoorverlies ook bij lagere frequenties op, vooral bij 2000 Hz. Volgens ISO 1999 doet NIPTS zich niet voor bij aanhoudende blootstelling op de werkplek als de  $L_{EX,occ}$ -waarde niet boven 75 dB(A) uitkomt.

---

Laatstgenoemde grenswaarde is in 1980 ook door de Wereldgezondheidsorganisatie genoemd (WHO80). Ook de ontwerp-richtlijn over fysische agentia van de Europese Unie van eind 1992 noemt een  $L_{EX,occ}$ -waarde van 75 dB(A) als zo'n grensniveau.

### Blootstelling aan impulsgeluid

Er bestaan aanwijzingen dat tijdelijke effecten van impuls- of impactgeluid op het gehoor anders zijn dan die van min of meer constant geluid. Met betrekking tot NIPTS heeft epidemiologisch onderzoek echter geen systematische verschillen aan het licht gebracht (Pas89a). In het geval van schietgeluid lijkt dit uitsluitend te gelden voor equivalente geluidniveaus kleiner dan 85 dB(A) over een periode van acht uur; bij hogere niveaus kan impulsgeluid meer schade veroorzaken dan op grond van het equivalente geluidniveau te verwachten zou zijn (Smo82).

Bij zeer hoge niveaus kan het gehoororgaan mechanische schade oplopen. Ter vermijding hiervan moeten volwassenen niet blootgesteld worden aan piekniveaus hoger dan 140 dB. Voor kinderen geldt wellicht een lagere waarde, maar hierover is op dit moment niets bekend.

### Het identificeren van gevoelige personen

ISO 1999 laat zien dat de variatie in de gevoeligheid van mensen voor NIPTS toeneemt met  $L_{EX,occ}$ ; bij zeer hoge equivalente geluidniveaus is die variatie aanzienlijk. Er bestaan echter geen methoden om mensen met een verhoogde kans op gehoorverlies op te sporen vóórdát de schade aan het gehoor is ontstaan. Volgens ISO 1999 zijn mannen en vrouwen even gevoelig voor het ontstaan van gehoorschade door blootstelling aan lawaai op de werkplek.

---

#### 3.1.2 *Niet-beroepsmatige blootstelling aan geluid*

De in deze subparagraaf te bespreken blootstelling kent vier categorieën:

- P** blootstelling aan omgevingsgeluid in de woonsituatie: verkeerslawaai, industriela-waai en lawaai in woonwijken, van burens etc.
- P** blootstelling thuis aan lawaai van activiteiten binnens- en buitenshuis
- P** blootstelling aan verkeerslawaai op weg naar en van huis, werk of school
- P** blootstelling aan lawaai\**\*\*\*\*\** gedurende de vrije tijd.

---

\**\*\*\*\*\** inclusief muziek

---

De commissie meent dat het gerechtvaardigd is het rekenschema van ISO 1999 ook toe te passen op (combinaties van) de zojuist gespecificeerde niet-beroepsmatige blootstellingen aan geluid. Dit houdt in dat, ook als de blootstelling jarenlang voortduurt, geen NIPTS zal optreden bij lawaai met  $L_{Aeq,24h}$ -waarden lager dan 70 dB(A).

De commissie betreurt het gebrek aan gegevens over blootstellingspatronen met betrekking tot niet-beroepsmatig lawaai. Dit gebrek is er de oorzaak van dat over gehoorverlies door niet-beroepsmatige blootstelling aan geluid slechts globale schattingen en algemene conclusies te formuleren zijn.

---

### 3.1.3 *Gevoelige groepen*

Blootstelling van een zwangere vrouw aan geluid kan de gezondheid van haar ongeboren kind aantasten. Er zijn twee epidemiologische onderzoeken verricht naar de gehoorscherpte van jonge kinderen waarvan de moeders gedurende de zwangerschap bloot hadden gestaan aan lawaai op de werkplek. Uit beide bleek een verhoogd percentage van kinderen met gehoorverlies in het hoge-frequentiegebied. Uit deze gegevens concludeert de commissie dat equivalent geluidniveaus hoger dan 85 dB(A) gedurende een werkdag van acht uur een negatieve invloed hebben op het gehoor van het ongeboren kind. Zij pleit voor meer onderzoek naar de vraag in hoeverre zich bij jonge kinderen gehoorverlies voordoet bij equivalente geluidniveaus lager dan 85 dB(A), vooral wanneer het gaat om laag-frequent geluid en trillingen.

Resultaten van onderzoek met proefdieren duiden erop dat jonge kinderen gevoeliger zijn voor NIPTS dan volwassenen. In epidemiologisch onderzoek bij mensen is dit niet bevestigd. Volgens Spreng is voor bepaalde types van blootstelling sprake van een verschil van 5 dB(A) (Spr90)\*\*\*\*\*.

Mannen met hoge cholesterolconcentraties in het bloedplasma hebben, bij blootstelling aan lawaai op de werkplek, een grotere kans op gehoorverlies dan mannen met normale cholesterolgehalten (Axe85a).

---

### 3.1.4 *Sociale gevolgen van gehoorverlies*

Het belangrijkste sociale gevolg van gehoorschade is het onvermogen tot spraakverstaan onder alledaagse omstandigheden. Spraak is het voornaamste middel voor intermenselijke communicatie. Daarom is aantasting van het vermogen tot spraakverstaan een ernstige sociale handicap.

---

\*\*\*\*\*Dit heeft betrekking op blootstellingen waarbij het geluidniveau snel toeneemt, zoals het geval is bij laag-vliegende straalgevechtsvliegtuigen. Het is mogelijk dat het middenoor van kinderen hier anders op reageert dan dat van volwassenen.

---

Bij een combinatie van leeftijdsafhankelijk gehoorverlies (presbycusis) en gehoorverlies door lawaai op de werkplek, kan het proces van achteruitgang van het spraakverstaan zich over vele jaren uitstrekken. Het proces begint met verstaanbaarheidsproblemen in luidruchtige situaties (cafe's, feestjes, lawaaiige bijeenkomsten). Vervolgens ontstaan moeilijkheden tijdens kerkdiensten, schouwburgvoorstellingen en publieke bijeenkomsten, zelfs wanneer de mensen met gehoorverlies zich vlakbij de spreker opstellen; anderen beginnen zich in dergelijke situaties de achteruitgang van het gehoor te realiseren. In de volgende fase gaan telefoongesprekken problemen geven terwijl in tamelijk rustige omstandigheden converseren moeilijk wordt, vooral wanneer onbekenden aan het gesprek deelnemen. Uiteindelijk wordt het bijna onmogelijk om de spraak van vrienden en familieleden te verstaan. Een vermindering van de gehoor kwaliteit is gedeeltelijk te compenseren via liplezen; dit gebeurt vaak zonder dat de gehandicapte luisteraar zich daarvan bewust is.

Zelfs geringe gehoorschade kan het spraakverstaan in het dagelijks leven aantasten. In onderzoeken bij groepen van mensen met gehoorverlies is een verminderd spraakverstaan bij gehoordrempels vanaf 10 dB aangetroffen, gemiddeld over 2000 en 4000 Hz en over beide oren (Smo86, Pas85). Is de gehoordrempel hoger dan 30 dB, eveneens gemiddeld over 2000 en 4000 Hz en beide oren, dan wordt gehoorverlies een niet te onderschatten sociale handicap (Smo86, Pas87a, Pas87b).

---

### 3.1.5 *Classificatie van gezondheidseffecten*

De commissie vindt dat er voldoende bewijs is voor het bestaan van een oorzakelijk verband tussen lawaai en gehoorverlies. In ISO 1999 zijn blootstelling-effectrelaties aangegeven. Voor beroepsmatige blootstelling is  $L_{EX,occ}$  als geluidmaat gekozen, voor niet-beroepsmatige blootstelling  $L_{Aeq,24h}$ . Waarnemingsniveaus komen overeen met een  $L_{EX,occ}$ -waarde van 75 dB(A) en een  $L_{Aeq,24h}$ -waarde van 70 dB(A).

Hoewel er voldoende bewijs is voor het bestaan van een oorzakelijk verband tussen blootstelling aan geluid op de werkplek tijdens zwangerschap en gehoorverlies bij baby's, zijn er onvoldoende gegevens om uit te maken of en in hoeverre dit effect zich voordoet beneden een  $L_{EX,occ}$ -waarde van 85 dB(A).

---

## 3.2 **Aan stress gerelateerde gezondheidseffecten van lawaai**

---

### 3.2.1 *Stress*

De reacties op een stressor kunnen van psychologische, gedragsmatige en somatische aard zijn. Psychologische effecten zijn angstgevoelens, depressie, frustratie, irritatie, woede, hulpeloosheid, verdriet en teleurstelling. Voorbeelden van gedragsbeïnvloeding

---



door een stressor zijn sociaal isolement, agressie en overmatig gebruik van alcohol, tabak, drugs of voedsel. Psychologische en gedragsmatige stress kan direct en indirect van invloed zijn op fysiologische processen in het lichaam\*\*\*\*\*. In zeer veel laboratorium-onderzoek zijn veranderingen in diverse somatische, fysiologische en biochemische factoren aangetoond die hun oorzaak vinden in plotselinge blootstelling aan lawaai. Dat experimentele onderzoek maakt duidelijk dat lawaai te beschouwen is als een niet-specifieke stressor die het centrale zenuwstelsel en de hormonale activiteit stimuleert (Isi93, Mar88, Mar90).

Onderzoek naar aan stress gerelateerde gezondheidseffecten op lange termijn van blootstelling aan lawaai is voornamelijk beperkt gebleven tot hart- en vaatziekten. Er is veel minder epidemiologisch onderzoek gedaan met betrekking tot biochemische parameters en parameters van het immuunsysteem. Tussen het hormoon- en het immuunsysteem bestaat een ingewikkelde interactie. Hormonen afkomstig van de hypofyse interfereren met immuunfactoren, terwijl beide systemen het functioneren van de hersenen beïnvloeden. Ook de verbanden met delen van het limbische systeem, dat het grootste gedeelte van de emotionele activiteit bepaalt, zijn van belang.

Onderzoek naar chronische effecten van blootstelling aan lawaai gedurende lange tijd kent inherente moeilijkheden:

- P** Cardiovasculaire en biochemische veranderingen zijn niet specifiek; tal van andere factoren, waarvan sommige mogelijk nog niet bekend zijn, kunnen dergelijke veranderingen veroorzaken. Een van de hoofdproblemen van epidemiologisch onderzoek is het in rekening brengen van deze factoren.
- P** In epidemiologisch onderzoek is het tijdrovend en lastig om goede kwalitatieve gegevens te krijgen over de blootstelling aan geluid, vooral over die uit het verleden. Het is, bijvoorbeeld, denkbaar dat in onderzoek naar wegverkeerslawaai geluidkaarten van steden worden gebruikt die aanleiding geven tot een niet-systematische misclassificatie van de geluidbelasting van sommige inwoners. Zo'n misclassificatie kan een door geluid veroorzaakt effect maskeren.

---

\*\*\*\*\*In dit opzicht is het, bij het analyseren van de resultaten van epidemiologisch onderzoek, niet altijd duidelijk of gedragsverschillen tussen groepen van personen die wel of niet aan geluid zijn blootgesteld, toe te schrijven zijn aan het geluid of aan een 'verstorende variabele'. Een voorbeeld vindt men in de invloed van wegverkeerslawaai op de prevalentie van ischemische hartaandoeningen en roken, op veronderstelling dat roken een risicofactor voor deze aandoeningen is. Men kan redeneren dat roken samenhangt met stress en dat stress door dagelijkse blootstelling aan veel wegverkeerslawaai het relatieve aantal rokers en ook het aantal gerookte sigaretten doet stijgen. In dat geval is roken niet te beschouwen als een verstorende variabele en onderzoeksresultaten dienen dan niet voor die factor te worden gecorrigeerd. Wordt daarentegen roken wel als een verstorende variabele gezien, dan behoort men bij het leggen van een verband tussen lawaai en ischemische hartaandoeningen, de resultaten van onderzoek wel te corrigeren met betrekking tot roken.

---

- P** Tot op zekere hoogte brengen mensen zelf veranderingen aan in hun eigen woon- en werksituatie, onder meer door te verhuizen naar een rustiger omgeving of door een andere baan te nemen. Dit kan tot selectie leiden: ‘lawaai-bestendige’ mensen blijven waar ze zijn terwijl de anderen vertrekken.
- P** Er bestaan grote verschillen tussen individuele gevoeligheden.

---

### 3.2.2 *Hart- en vaatziekten door blootstelling aan geluid op de werkplek*

Epidemiologisch onderzoek naar gezondheidseffecten op lange termijn die aan stress zijn gerelateerd, was tot dusver voornamelijk gericht op de bloeddruk van mensen die blootstaan aan lawaai op de werkplek (Dij84, Isi80a, Isi93; zie Pas93a en Pas93b voor andere bronnen). De Wereldgezondheidsorganisatie heeft hypertensie gedefinieerd als een systolische bloeddruk van ten minste 160 mmHg\*\*\*\*\* en/of een diastolische bloeddruk van ten minste 95 mmHg.

De commissie concludeert dat aanhoudende blootstelling aan lawaai op de werkplek kan leiden tot stijging van de bloeddruk en tot hypertensie. Aangetoond is dat dit kan optreden bij equivalente geluidniveaus gedurende de werkdag van ten minste 85 dB(A). Effecten van chronische blootstelling aan lagere geluidniveaus, zoals die in kantoren, zijn nauwelijks onderzocht.

Andere effecten van geluid op het cardiovasculaire systeem zijn waargenomen bij mensen die gedurende de werkdag blootstonden aan extreem hoge equivalente geluidniveaus. Tot deze effecten behoren afwijkingen in het elektrocardiogram, onregelmatige hartslag, snellere hartslag, versnelde stijging van de hartslag bij fysieke belasting en vertraagd herstel van de vaatvernauwing tijdens een geluidbelastingstest. Afgezien van afwijkingen in het elektrocardiogram, worden de overige effecten niet schadelijk voor de gezondheid geacht, gelet op de mate waarin de effecten door blootstelling aan lawaai optreden.

---

### 3.2.3 *Hart- en vaatziekten door blootstelling aan geluid in de woonomgeving*

Effecten van blootstelling aan geluid in de woonomgeving zijn, voor wat de lange termijn betreft, uitsluitend onderzocht voor weg- en luchtverkeerslawaai waaraan mensen thuis blootstaan (Alt87, Alt90, Bab88, Bab90, Bab92, Bab93a, Bab93b, Bie89a, Bie89b, Isi80b, Isi93, Jon92b, Kni76; zie Pas93a en Pas93b voor andere bronnen). Dergelijke blootstellingen zijn doorgaans veel lager dan die aan lawaai op de werkplek, maar de blootgestelde populatie is veel groter. Een complicerende factor in het onderzoek naar blootstelling aan geluid thuis is dat er niet alleen wegverkeerslawaai is maar ook geluid

---

\*\*\*\*\*1 mmHg komt overeen met ongeveer 0,13 kPa.

---

van uiteenlopende en vaak sterkere bronnen. Bovendien beïnvloeden bepaalde voorzieningen (bijvoorbeeld dubbele versus enkele beglazing) en individuele gewoonten (ramen sluiten, zich verplaatsen naar de stille kant van het huis, binnen blijven in de zomer) de feitelijke blootstelling.

Verscheidene onderzoeken naar de effecten van wegverkeerslawaai hadden de bloeddruk en de kans op ischemische hartaandoeningen tot onderwerp. Uit epidemiologisch onderzoek blijkt dat er in het algemeen geen sprake is van een duidelijke invloed van blootstelling aan verkeerslawaai op de gemiddelde systolische en diastolische bloeddruk, kinderen uitgezonderd. Bij kinderen is een gemiddelde verhoging van ten hoogste 10 tot 15 mmHg van de systolische en de diastolische bloeddruk gevonden (Coh80, Kar68). De commissie meent dat die verhoging van voorbijgaande aard is en niet van belang voor blijvende gezondheidsschade.

Uit de beschikbare resultaten van epidemiologisch onderzoek bij volwassenen concludeert de commissie het volgende:

- P** er zijn maar weinig aanwijzingen voor een verhoogde kans op hypertensie of ischemische hartaandoeningen bij mensen die wonen in gebieden waar buitenshuis de equivalente geluidniveaus (tussen 06.00 en 22.00 uur) lager zijn dan 70 dB(A)\*\*\*\*\*
- P** het relatief risico van ischemische hartaandoeningen of hypertensie begint toe te nemen bij personen die wonen in gebieden waar de equivalente geluidniveaus (tussen 06.00 en 22.00 uur) van weg- of luchtverkeer boven de 70 dB(A) uitkomen.

---

### 3.2.4 Biochemische effecten

Uit epidemiologisch onderzoek naar de effecten van hoge tot zeer hoge blootstelling aan lawaai op de werkplek of in de woonomgeving op de biochemische\*\*\*\*\* samenstelling van het bloed, blijkt dat zich veranderingen voordoen die te verwachten zouden zijn als geluid stress veroorzaakt. In verscheidene onderzoeken zijn ook biochemische veranderingen aangetoond die duiden op een verhoogde kans op ischemische hartaandoeningen (Bab88, Bab90, Bab92, Bab93, Isi80b, Isi80c). Niettemin zijn slechts beperkte gegevens beschikbaar. De commissie kan daarom niet vaststellen in welke mate en onder welke omstandigheden in de woonomgeving of op de werkplek veranderingen in de samenstelling van het bloed optreden. Uit laboratoriumonderzoek bij proefpersonen is echter gebleken dat ze zich wel degelijk kunnen voordoen.

---

\*\*\*\*\*Er zijn enige aanwijzingen dat dit niveau zal moeten worden verlaagd naar 65 dB(A) als de resultaten van additionele onderzoeken beschikbaar komen.

\*\*\*\*\*Dit betreft bepaalde hormonen en metaalionen ( $Mg^{2+}$ ).

---

---

### 3.2.5 *Effecten op het immuunsysteem*

Afgezien van de ‘Caerphilly and Speedwell Collaboration Heart Disease Studies’ (Bab92, Bab93) is geen epidemiologisch onderzoek gedaan naar de invloed van lawaai op het immuunsysteem. Het genoemde onderzoek heeft aan het licht gebracht dat blootstelling aan een hoog niveau van verkeerslawaai een verhoogde leukocyten-concentratie in het bloed teweegbrengt.

Effecten op het immuunsysteem zouden uiteindelijk kunnen leiden tot een hogere prevalentie van infectieziekten, zoals griep of ontstekingen, en mogelijk ook van kanker. Er zijn geen publikaties over epidemiologisch onderzoek naar dergelijke gevolgen van blootstelling aan geluid.

---

### 3.2.6 *Effecten op het ongeboren kind*

De beschikbare onderzoeksgegevens leiden niet tot de conclusie dat blootstelling van zwangere vrouwen aan luchtverkeerslawaai in de woonomgeving invloed heeft op het geboortegewicht van de baby. Zou er al sprake zijn van een verminderd geboortegewicht, dan is dat alleen bij blootstelling aan  $L_{dn}$ -waarden hoger dan 62 dB(A) (meer dan 40 Ke). De gegevens sluiten in feite uit dat vliegtuiglawaai aangeboren afwijkingen veroorzaakt.

Uit onderzoek naar de gezondheid van baby's waarvan de moeders tijdens de zwangerschap blootgesteld waren aan lawaai op de werkplek komt de indruk naar voren dat er geen verhoogde kans is op een verlaagd geboortegewicht en op vroeggeboorte. Met betrekking tot aangeboren afwijkingen zijn de uitkomsten tegenstrijdig, terwijl de bevindingen inzake spontane of dreigende abortus en doodgeboorte onduidelijk zijn.

---

### 3.2.7 *Gevoelige groepen*

Mensen die zich zeer ergeren aan relatief lage niveaus van verkeerslawaai hebben een verhoogde kans op hypertensie. Mensen die blootstaan aan veel wegverkeerslawaai in de woonomgeving en eveneens aan lawaai op de werkplek, hebben, vergeleken met mensen die uitsluitend wegverkeerslawaai ondergaan, een verhoogde kans op ischemische hartaandoeningen (Bab90). Voor zwangere vrouwen betekent blootstelling aan lawaai op de werkplek een verhoogde kans op hypertensie tijdens de zwangerschap vergeleken met zwangere vrouwen die beroepsmatig geen lawaai ervaren. Mensen met slaapverstoring door lawaai hebben ten opzichte van mensen in dezelfde leefsituatie maar zonder deze slaapverstoring, een verhoogde kans op hypertensie en ischemische

---

hartaandoeningen (Isi93). Bij ziekenhuispatiënten leidt blootstelling aan betrekkelijk sterk lawaai van bronnen buiten het ziekenhuis tot vertraging van herstel en van het helen van hun wonden.

---

### 3.2.8 *Classificatie van gezondheidseffecten*

De commissie acht de volgende classificaties van toepassing:

- P** biochemische effecten: beperkt bewijs
- P** hypertensie: voldoende bewijs
- P** ischemische hartaandoeningen: voldoende bewijs
- P** effecten op het immuunsysteem: beperkt bewijs
- P** beïnvloeding van het geboortegewicht: beperkt bewijs
- P** aangeboren afwijkingen: aanwijzingen voor het ontbreken van een oorzakelijk verband.

Voor hypertensie ten gevolge van industrielawaai op de werkplek ligt het waarnemingsniveau waarschijnlijk onder een  $L_{EX,occ}$ -waarde van 85 dB(A). Bij blootstelling aan  $L_{EX,occ}$ -waarden van ten minste 90 dB(A) is het relatieve risico 1,7.

Voor hypertensie tengevolge van weg- en verkeerslawaai in de woonomgeving is de  $L_{Aeq,06-22h}$ -waarde (buitenshuis gemeten) van het waarnemingsniveau 70 dB(A). Dezelfde waarde geldt voor ischemische hartziekten. Bij blootstelling aan hogere waarden (70 tot 80 dB(A)) is het relatief risico voor hypertensie en voor ischemische hartziekten ongeveer 1,5.

---

## 3.3 **Psychosociale effecten**

In epidemiologisch onderzoek naar psychosociale effecten van lawaai in de woonomgeving zijn onder meer bestudeerd: geluidhinder, effecten op het psychosociale welbevinden en de vraag in hoeverre gevoelens van ergernis kunnen leiden tot een stijging van het aantal opnamen in psychiatrische ziekenhuizen. Voor blootstelling aan lawaai op de werkplek is gekeken naar hinder en naar arbeidsverzuim.

Geluidhinder is een gevoel van afkeer, boosheid, onbehagen, onvoldaanheid of gekwetstheid, dat optreedt wanneer het geluid iemands gedachten, gevoelens of activiteiten beïnvloedt. De mate waarin een gegeven geluid hinder kan veroorzaken, hangt af van de fysische kenmerken ervan, waaronder het geluidniveau, spectrale samenstelling en variaties met de tijd. Deze variaties worden gekarakteriseerd in stijgtijd, duur en herhalingsfrequentie. Hinder hangt echter ook af van niet-akoestische, cognitieve factoren, zoals angst voor de geluidbron, de overtuiging dat anderen de blootstelling zouden kunnen verminderen, individuele gevoeligheid voor geluid, de mate waarin men zich in

---

staat voelt het geluid te beheersen, of het geluid voortvloeit uit een nieuwe situatie of technologie en, in mindere mate, het besef dat de geluidbron ook andere problemen dan blootstelling aan lawaai veroorzaakt of dat de geluidbron te maken heeft met een economisch belangrijke activiteit. Demografische variabelen - leeftijd, geslacht, sociaal-economische status - spelen hoegenaamd geen rol voor het ervaren van hinder van een gegeven geluidbron.

Geluidhinder en psychosociaal welbevinden kunnen beide onderzocht worden met behulp van vragenlijsten. Psychosociaal welbevinden heeft betrekking op depressiviteit, ontspanning, activiteit, passiviteit, agressie, algemeen welzijn en sociale aspecten zoals groepsinteractie en hulpvaardigheid.

---

### 3.3.1 *Hinder in de woonomgeving*

#### Lawaai van wegverkeer, treinen en vliegtuigen

Kortgeleden zijn blootstelling-effectrelaties bepaald voor hinder in de woonomgeving door blootstelling aan diverse types wegverkeerslawaai (Mie92). Ernstige hinder\*\*\*\*\* door lawaai van diverse soorten verkeer (vliegtuigen, snelwegverkeer, ander wegverkeer, treinen) begint op te treden vanaf  $L_{dn}$ -waarden van 42 dB(A), hinder vanaf 37 dB(A), enige hinder vanaf 32 dB(A). De hier genoemde waarden zijn buitenshuis vóór de woning gemeten. De sterkste toename van de hinder bij stijgende  $L_{dn}$ -waarde doet zich voor bij vliegtuiglawaai, daarna komt snelweglawaai, dan ander wegverkeerslawaai en ten slotte het lawaai van treinen. Bij de beschouwde blootstellingen is sprake van een grote overeenkomst tussen resultaten gebaseerd op  $L_{Aeq,24h}$ , op  $L_{etm}$  en op  $L_{dn}$ . Deze overeenkomst vloeit voort uit een hoge correlatie tussen de equivalente geluidniveaus overdag en 's nachts.

#### Lawaai van hoge snelheidstreinen

Door de plannen voor een spoorwegnet voor hoge-snelheidstreinen in Europa, Nederland inbegrepen, is lawaai van die treinen heden ten dage van bijzonder belang. Op basis van buitenlandse metingen, de akoestische kenmerken van dit type treingeluid en het voorziene toekomstige gebruik van hoge-snelheidstreinen, concludeert De Jong (Jon93) dat de hinder van het lawaai van deze treinen niet ernstiger zal zijn dan die van conventioneel railverkeer met gelijke  $L_{etm}$ -waarden.

---

\*\*\*\*\*Miedema definieert ernstige hinder als hinder van ten minste 72 (op een schaal lopend van 0, overeenkomend met afwezigheid van hinder, tot 100, overeenkomend met extreme hinder) (Mie92).

---

## Lawaai van helikopters en kleine vliegtuigen

Het lawaai van helikopters verschilt van dat van gewone vliegtuigen, enerzijds door het karakteristieke geluid van de rotorbladen ('blade slap'), anderzijds doordat helikopters wegens hun geringere snelheid langer hoorbaar zijn. Daarbij komt nog dat helikopters vaak gedurende enige tijd boven een gebied blijven rondcirkelen, zoals trouwens ook sommige kleine vliegtuigen doen.

De hinder van het geluid van helikopters en kleine vliegtuigen blijkt ongeveer dezelfde te zijn als die van gewone vliegtuigen als men de duur van het geluid in aanmerking neemt. Daarom is het niet raadzaam de blootstelling aan helikoptergeluid uit te drukken in Ke. Immers, in die maat komt de duur van geluid niet tot gelding.

## Lawaai van laagvliegende straalgevechtsvliegtuigen

Het lawaai van laagvliegende straalgevechtsvliegtuigen, met een minimale vlieghoogte van 75 meter, onderscheidt zich in diverse opzichten van dat van burgerluchtverkeer:

- P** onder de voor laagvliegen bestemde corridors is het maximale geluidniveau tijdens een passage betrekkelijk hoog
- P** het zeer hoge geluidniveau doet zich niet alleen voor in de omgeving van vliegvelden omdat de corridors elders gesitueerd kunnen zijn,
- P** de toename van het lawaai bij nadering van een vliegtuig is betrekkelijk snel.

Naar schatting is het lawaai van laagvliegende straalgevechtsvliegtuigen even hinderlijk als dat van een gewoon vliegtuig met een 10 dB(A) hoger equivalent geluidniveau (Pas93a, Pas93b). Behalve hinder zijn ook andere effecten te verwachten, waaronder psychologische reacties zoals angst en paniek bij volwassenen en vooral bij kinderen.

## Andere bronnen van lawaai in de woonomgeving

Geluid van stationaire bronnen, zoals fabrieken, rangeerterreinen en schietbanen, is hinderlijker dan dat van verkeer, vooral als het geluid impuls- of impactcomponenten bevat (Vos85a, Vos85b). De hinder van rangeerterreinen komt overeen met die van passerende treinen voor  $L_{dn}$ -waarden tot ongeveer 60 dB(A), maar gaat daar bij hogere niveaus bovenuit (Mie92).

Er bestaat een verband tussen hinder van geluid afkomstig van buurwoningen en de geluidisolatie tussen huizen: lage isolatiewaarden resulteren in hoge percentages gehinderden. Door de grote variabiliteit in burengerucht en in geluiden in de omgeving van woonhuizen (roepende mensen, dichtslaande autoportieren, claxons, grasmaaimachines) en door de diversiteit van niet-akoestische factoren die medebepalend zijn voor hinder,

---

is het moeilijk, zo niet onmogelijk, om voor deze soorten van lawaai blootstelling-effectrelaties te bepalen.

### Cumulatie van blootstellingen

Bij mensen die blootstaan aan meer dan één geluidbron in de woonomgeving, kan de hinder zich opstapelen. Een gewogen som van de afzonderlijke hinderscores geeft een goede beschrijving van de resulterende hinder (Mie93, Vos92). Soms is de gecombineerde hinder van twee geluidbronnen beduidend groter dan de te verwachten hinder van de meest storende bron alleen (Mie93).

---

#### 3.3.2 *Psychosociaal welbevinden*

De resultaten van het beperkte onderzoek naar de effecten van wegverkeerslawaai op het psychosociaal welbevinden staan geen duidelijke conclusie toe. Uit twee onderzoeken is gebleken dat mensen die wonen in zeer lawaaiige gebieden (equivalente geluidniveaus overdag van meer dan 70 dB(A)) er psychosociaal minder goed aan toe zijn dan mensen in een rustiger omgeving. Dit verschil had betrekking op sociale gerichtheid en activiteit en op depressiviteit. Volgens een derde onderzoek is het psychosociaal welbevinden van mensen niet gerelateerd aan het geluidniveau dat buitenshuis heerst, maar wel aan individuele gevoeligheid voor geluid en aan de mate waarin het geluid doordringt in slaapkamers en de slaap verstoort (Ohr89, Ohr91).

---

#### 3.3.3 *Invloed op opname in psychiatrische ziekenhuizen*

Bij sommige mensen kan psychologische stress leiden tot opname in een psychiatrisch ziekenhuis. Daarbij zullen diverse andere factoren dan blootstelling aan lawaai in de woonomgeving een rol spelen. De invloed die vliegtuiglawaai in dit opzicht heeft, is in de afgelopen twintig jaar onderzocht in de nabijheid van de luchthaven Heathrow. Uit de meest recente analyse is gebleken dat er, diverse interveniërende factoren in aanmerking genomen, sprake is van een statistisch significante stijging van het aantal opnamen in psychiatrische ziekenhuizen bij toenemende blootstelling aan vliegtuiglawaai. In gebieden met  $L_{dn}$ -waarden groter dan 70 dB(A) (B meer dan 55 Ke) door vliegtuiglawaai waren meer opnamen dan in gebieden met  $L_{dn}$ -waarden minder dan 65 dB(A) (minder dan 45 Ke); de gevonden prevalentie-verhouding was 1,1 (Kry90). Niettemin is de commissie, omdat slechts in één onderzoek en één analyse een oorzakelijk verband is aangetoond, van mening dat generalisatie van dit verband naar andere situaties en andere populaties om grote behoedzaamheid vraagt.



---

### 3.3.4 *Hinder in de werkomgeving*

Er zijn geen relaties aangetoond tussen geluidhinder tijdens het werk en het niveau van het geluid (Mie85). Slechts een zeer klein gedeelte van de variabiliteit in de hinder op de werkplek is te verklaren uit variaties in de blootstelling aan geluid. De volgende niet-akoestische variabelen hebben op de hinder tijdens het werk een veel grotere invloed dan het geluidniveau:

- P** de betekenis en de informatie-inhoud van het geluid (discussies door collega's in de omgeving van de werkplek scoren hoog in dit opzicht)
- P** voorspelbaarheid, vermijdbaarheid en beheersbaarheid van het geluid
- P** de houding van de werker ten opzichte van het geluid
- P** taakeisen
- P** individuele gevoeligheid.

In kantoren is er al aanzienlijke hinder bij equivalente geluidniveaus vanaf 55 dB(A) gedurende de werkuren. De weinige beschikbare uitkomsten van epidemiologisch onderzoek laten zien dat 35% tot 40% van de kantoormensen die blootstaan aan een equivalent geluidniveau van 55 tot 60 dB(A) ernstige geluidhinder ondervindt. In industriële situaties doen dergelijke percentages zich pas voor bij equivalente geluidniveaus hoger dan 85 dB(A). Op grond van deze gegevens is het niet mogelijk om waarnemingsniveaus te bepalen voor geluidhinder bij werkers in kantoren of fabrieken.

---

### 3.3.5 *Arbeidsverzuim*

Resultaten van epidemiologisch onderzoek wekken de indruk dat blootstelling aan hogere geluidniveaus tijdens het werk het arbeidsverzuim doet toenemen. Dit is, voor uiteenlopende industriële situaties, in één onderzoek aangetoond voor equivalente geluidniveaus hoger dan 75 dB(A) (Mel92; CORDIS-onderzoek: Cardiovascular Occupational Risk Detection Factor in Israel<sup>\*\*\*\*\*</sup>); blijkens een ander onderzoek, dat betrekking had op de kolen- en staalindustrie (Sch91), was de ondergrens 90 dB(A)<sup>\*\*\*\*\*</sup>. Op beperkte schaal is bij kantoormensen die (zeer) vaak blootstonden aan duidelijk hoorbare geluiden, een statistisch significant hoger<sup>\*\*\*\*\*</sup> arbeidsverzuim gevonden dan wanneer dergelijke

---

<sup>\*\*\*\*\*</sup>In dit onderzoek is een prevalentie-verhouding van 1,2 gevonden voor equivalente geluidniveaus van 75 tot 85 dB(A); voor hogere niveaus was die verhouding 1,7.

<sup>\*\*\*\*\*</sup>Blijkens dit onderzoek was de prevalentieverhouding 1,1.

<sup>\*\*\*\*\*</sup>Gevonden prevalentie-verhouding 1,3.

---

geluidgebeurtenissen zich slechts zelden voordeden (Sch82). In sommige van de hier genoemde onderzoeken is echter onvoldoende rekening gehouden met versturende variabelen, terwijl er ook in andere opzichten gebreken waren. Daarom concludeert de commissie dat tot dusver het bestaan van een oorzakelijk verband tussen arbeidsverzuim en blootstelling aan lawaai tijdens het werk in fabriek of kantoor niet afdoende is aangetoond.

---

### 3.3.6 *Gevoelige groepen*

Mensen die op de werkplek geluidhinder ondervinden, vertonen na het werk een geïrriteerdheid die hun algemene welbevinden kan schaden. Personen die gevoelig zijn voor geluid, mensen die bang zijn voor bepaalde geluidbronnen en degenen die het gevoel hebben dat zij een geluidssituatie niet kunnen veranderen (d.w.z. zich aan machtsmisbruik ten prooi voelen) hebben een verhoogde kans op ernstige geluidhinder.

---

### 3.3.7 *Classificatie van gezondheidseffecten*

De commissie acht de volgende classificaties van bewijskracht toepasselijk:

- P** hinder in de woon- en werkomgeving: voldoende bewijs
- P** negatieve beïnvloeding van het psychosociaal welbevinden: beperkt bewijs
- P** meer opnamen in psychiatrische ziekenhuizen: beperkt bewijs
- P** meer arbeidsverzuim: beperkt bewijs.

Er zijn blootstelling-effectrelaties gespecificeerd voor hinder van blootstelling in de woonomgeving aan verkeers- en industrielawaai (Mie93). Het waarnemingsniveau voor ernstige hinder is een  $L_{dn}$ -waarde van 42 dB(A).

Blootstelling-effectfuncties ontbreken voor beroepsmatige blootstelling aan geluid in zowel kantoren als in industriële omstandigheden. De waarnemingsniveaus liggen duidelijk beneden  $L_{EX,occ}$ -waarden van 55 respectievelijk 85 dB(A). Bij deze waarden ondervindt 35% tot 40% van de werkenden ernstige geluidhinder.

---

## 3.4 **Slaapverstoring**

---

### 3.4.1 *Invloed van geluid op de slaap*

Nachtelijke geluiden kunnen de slaap verstoren (Gri76, Gri90a, Gri90b, Hof91, Hof92, Jur83, Luk75, Mie93, Ohr83, Ohr88, Oll92, Pea89, WNN93). Volgens het advies van de Gezondheidsraad over vliegtuiglawaai en slaap (GR91), kunnen externe factoren zoals geluid de slaap op diverse manieren beïnvloeden:

---

- P vermindering van de slaapkwaliteit
- P verstoring van het functioneren of het prestatievermogen de volgende dag
- P verstoring van het humeur de volgende dag.

De bevindingen inzake de invloed van vliegtuiglawaai op de slaap, zoals vervat in genoemd advies van de Gezondheidsraad, zijn grotendeels ook geldig voor andere soorten van intermitterend verkeerslawaai. Immers, veel van het achterliggende experimentele en epidemiologische onderzoek had betrekking op een breed bereik van soorten van geluidbronnen, en niet alleen op vliegtuiglawaai.

---

### 3.4.2 *Effecten op de slaapkwaliteit*

De slaapkwaliteit kan in verschillende opzichten worden beïnvloed:

- P veranderingen in het slaappatroon
- P veranderingen van slaapstadium, van diepere naar minder diepe slaap
- P ontwaken
- P veranderingen in de subjectieve beleving van de slaapkwaliteit
- P veranderingen in cardiovasculaire en hormonale karakteristieken
- P veranderingen in het immuunsysteem.

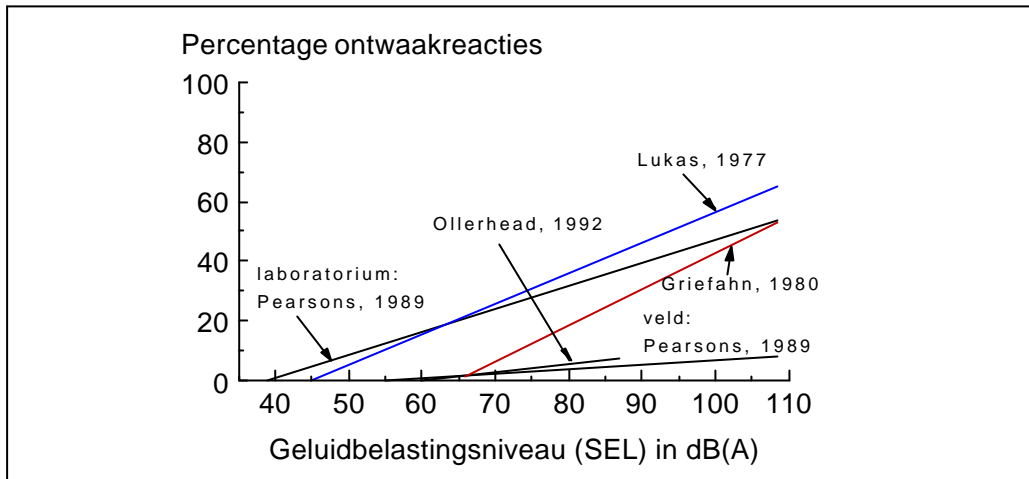
#### Slaappatroon

Nachtelijk geluid van voldoende intensiteit kan het slaappatroon wijzigen in die zin dat de tijd toeneemt gedurende welke men tijdens de slaaperiode wakker is, evenals de slaaplatentie (de tijd tussen 'licht uit' en inslapen). De commissie is van oordeel dat de resultaten van experimenteel en epidemiologisch onderzoek geen mogelijkheden bieden om een geluidniveau vast te stellen waarboven verslechtering van het slaappatroon gaat optreden. Niettemin staat vast dat bij hoge niveaus van verkeersgeluid een significant groter gedeelte van de blootgestelde populatie melding maakt van inslaapproblemen dan bij lagere niveaus.

#### Veranderingen van slaapstadium en ontwaakreacties

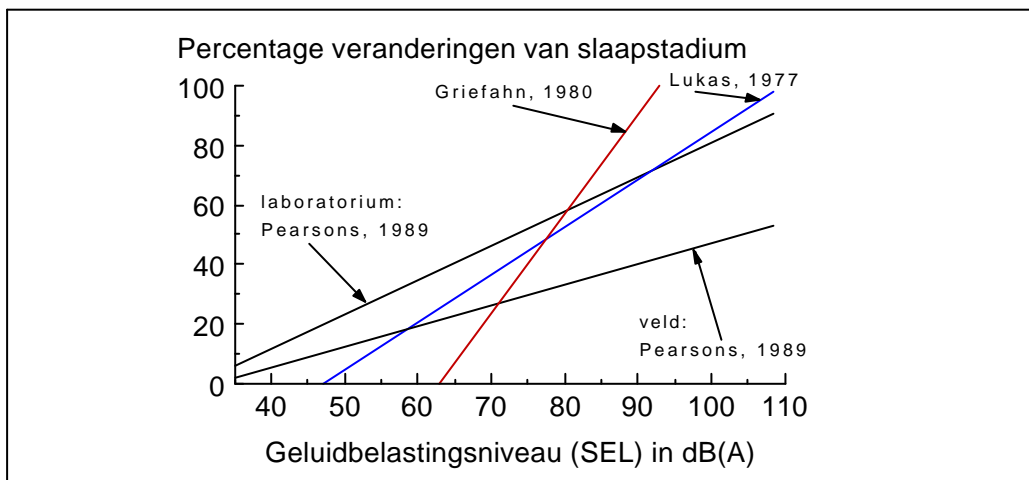
De (fysiologische) structuur van de slaap is te bepalen uit elektro-encefalogrammen (EEG), afgenomen terwijl de persoon in kwestie bezig is in slaap te vallen en gedurende het slapen en ontwaken. Het EEG is een continue weergave van de elektrische activiteit van de hersenschors. Samen met het elektro-oculogram (EOG) maakt het slaapstadium zichtbaar: W (wakker zijn), 1, 2, 3, 4, REM (Rapid Eye Movements).

---



Figuur 3.1 Relaties tussen het percentage mensen met ontwaakreacties door een nachtelijke geluidgebeurtenis en de SEL-waarde van zo'n gebeurtenis, binnenshuis bepaald.

Voor blootstelling aan intermitterend geluid, zoals dat voortgebracht wordt door vliegtuigen, treinen en wegverkeer, zijn verscheidene blootstelling-effectrelaties tussen enerzijds de karakteristieken van het nachtelijk geluid en anderzijds veranderingen van slaapstadium afgeleid. Deze zijn weergegeven in de figuren 3.1 en 3.2. De door Griefahn (Gri76) en Lukas (Luk75) voorgestelde relaties zijn voornamelijk ontleend aan laboratorium-experimenten. Die van Pearsons (Pea89) maken onderscheid tussen laboratorium- en epidemiologisch onderzoek. De curve die is ontleend aan het onderzoek van Ollerhead (Oll92), heeft betrekking op epidemiologisch onderzoek. Vergelijking van de blootstelling-effectrelaties ontleend aan veldonderzoek met die welke via



Figuur 3.2 Relaties tussen het percentage mensen met slaapstadiumveranderingen door een nachtelijke geluidgebeurtenis en de SEL-waarde van zo'n gebeurtenis, binnenshuis bepaald.

laboratoriumonderzoek zijn verkregen, geeft steun aan de hypothese dat gewenning leidt tot minder ontwaakreacties. Voor veranderingen van slaapstadium lijkt dit echter minder goed op te gaan, zoals ook naar voren komt in de uitkomsten van een gezamenlijk Europees onderzoek naar slaapverstoring (Jur83). Blijkens twee veldonderzoeken (Pea89, Oll92) beginnen ontwaakreacties op te treden bij een SEL-waarde van ongeveer 60 dB(A), binnenshuis gemeten. Het optreden van door geluid teweeggebrachte slaapstadiumveranderingen begint bij een binnenshuis bepaalde SEL-waarde van ongeveer 35 dB(A). Op basis van een aan deze beide veldonderzoeken ontleende voorlopige blootstelling-effectrelatie is een voorlopige relatie geschat tussen het totale aantal ontwaakreacties en slaapstadiumveranderingen in een jaar enerzijds en het nachtelijke binnenshuis gemeten equivalente geluidniveau ten gevolge van vliegtuiglawaaï, bepaald op jaarbasis, anderzijds (Pas94). Dit equivalente geluidniveau is gekozen als geluidbelastingsmaat in wettelijke regelingen die ter zake van nachtvluchten rond grote Nederlandse vliegvelden vastgesteld zijn (WNN 93).

### Subjectieve slaapkwaliteit

De subjectief beleefde slaapkwaliteit is verminderd bij mensen die blootstaan aan hoge niveaus van nachtelijk geluid, zelfs als ze al vele jaren in een lawaaiige omgeving wonen (Jur83, Ohr89, Ohr90, Ohr91, Sch90, Mie93). In een onderzoek (Mie93) zijn gegevens van de subjectief beleefde slaapkwaliteit verzameld in het kader van vragenlijsten over geluidhinder. Analyses van die gegevens leverden aanwijzingen op dat die kwaliteit begint te verminderen vanaf equivalente geluidniveaus gedurende de nacht (23.00-07.00 uur), buitenhuis gemeten, van 40 dB(A). De commissie acht de op dit moment beschikbare gegevens nog onvoldoende voor de precieze bepaling van de blootstelling-effectrelatie tussen de subjectieve slaapkwaliteit en nachtelijk geluid, vooral bij lagere blootstellingswaarden, maar acht het wel juist om een equivalent geluidniveau van 40 dB(A) gedurende de nacht als waarnemingsniveau aan te wijzen.

### Cardiovasculaire en hormonale parameters gedurende de slaap

Nachtelijk geluid kan de hartslag 's nachts doen toenemen (Hof91); van gewenning lijkt hier geen sprake te zijn. Het waarnemingsniveau ligt op een SEL-waarde van 40 dB (A), binnenshuis gemeten.

De invloed van nachtelijk geluid op het endocrien systeem is tot dusver niet epidemiologisch onderzocht; wel is één laboratorium-onderzoek gedaan (Gru92, Mas92). Dat onderzoek had betrekking op veranderingen in de uitscheiding van epinefrine en

norepinefrine\*\*\*\*\* in de urine, in afhankelijkheid van blootstelling aan vliegtuiglawaai. Bij equivalente geluidniveaus binnenshuis van 35 dB(A) (64 overvluchten) zijn statistisch significante effecten waargenomen. Volgens Ising (Isi93) blijkt uit dit onderzoek een hoge correlatie tussen de epinefrine-niveaus en slaapstadiumveranderingen. Volgens de commissie is meer onderzoek nodig voor het trekken van conclusies inzake hormonale effecten.

### Het immuunsysteem gedurende de slaap

Slechts in één Japans onderzoek (Osa68, Osa69, Osa72, Osa74), verricht door Osada in de periode 1968-1974, zijn veranderingen gemeten in de percentages leukocyten en granulocyten in het bloed. De commissie ziet in de resultaten van Osada geen bewijs voor een invloed van blootstelling aan geluid tijdens de slaap op het functioneren van het immuunsysteem. Alhoewel die invloed niet uit te sluiten is, zomin als een invloed van blootstelling overdag, ontbreekt vooralsnog de experimentele bevestiging daarvan.

---

#### 3.4.3 *Na-effecten*

Het functioneren overdag, in relatie tot blootstelling aan geluid in de voorafgaande nacht, wordt gewoonlijk bepaald via het testen van de reactiesnelheid. Uit epidemiologisch onderzoek is gebleken dat de reactiesnelheid van mensen die jarenlang aan nachtelijk geluid waren blootgesteld, lager is naarmate ze in de nacht voorafgaande aan de meting aan meer geluid blootstonden (Jur83). Niettemin is de commissie van mening dat er onvoldoende gegevens zijn om niveaus te specificeren waarbij het effect van geluid op het functioneren begint op te treden. De meeste onderzoeken naar de invloed van nachtelijk geluid op het humeur de volgende dag hebben tot de bevinding geleid dat door blootstelling aan hoge niveaus van nachtelijk geluid het humeur verslechtert. Het waarnemingsniveau is een equivalent geluidniveau van 60 dB(A) gedurende de nacht, buitenshuis gemeten.

---

#### 3.4.4 *Gevoelige groepen*

Zieken, ouderen en mensen met slaapproblemen hebben meer last van slaapverstoring door geluid dan andere volwassenen, vooral met betrekking tot het weer inslapen na te zijn ontwaakt. Ouderen hebben een verhoogde kans om door nachtelijk geluid wakker te worden (WNN93).

---

\*\*\*\*\*Epinefrine en norepinefrine worden ook aangeduid als adrenaline en noradrenaline. Het zijn stresshormonen.

---

---

### 3.4.5 Classificatie van gezondheidseffecten

Volgens de commissie zijn de volgende classificaties van toepassing:

- P** veranderingen in het slaappatroon: voldoende bewijs
- P** slaapstadiumveranderingen en ontwaakreacties: voldoende bewijs
- P** subjectieve slaapkwaliteit: voldoende bewijs
- P** hartslag: voldoende bewijs
- P** hormonale effecten: beperkt bewijs
- P** immuunsysteem: gebrekkig bewijs
- P** humeur de volgende dag: voldoende bewijs
- P** prestatievermogen de volgende dag: beperkt bewijs.

Hoewel er volgens de commissie voldoende bewijs is voor het bestaan van een oorzakelijk verband tussen nachtelijke blootstelling van geluid en diverse effecten op de slaap, ontbreken voor sommige van deze effecten blootstelling-effectrelaties. Dergelijke relaties zijn gespecificeerd voor ontwaakreacties en voor slaapstadiumveranderingen, waarbij de blootstelling is uitgedrukt in SEL-waarden (Pea89). Waarnemingsniveaus zijn:

- P** ontwaken: een SEL-waarde (binnenshuis gemeten) van 60 dB(A)
- P** slaapstadiumveranderingen: een SEL-waarde (binnenshuis gemeten) van 35 dB(A)
- P** veranderingen in de hartslag: een SEL-waarde (binnenshuis gemeten) van 40 dB(A).

Er is een relatie gelegd tussen het aantal ontwaakreacties en het aantal slaapstadiumveranderingen enerzijds en het equivalente geluidniveau van nachtelijk vliegtuiglawaai (in de omgeving van grote luchthavens), waarbij de blootstelling aan geluid op jaarbasis is genomen anderzijds (Pas94).\*\*\*\*\*

Voor de subjectief beleefde vermindering van de slaapkwaliteit is als waarnemingsniveau bepaald een  $L_{Aeq,nacht}$ -waarde van 40 dB(A), buitenshuis gemeten. Na-effecten, de dag na nachtelijke blootstelling, op het humeur en, vermoedelijk ook, het prestatievermogen hebben een waarnemingsniveau bij een equivalente geluidniveau van ten hoogste 60 dB(A), buitenshuis gemeten.

---

\*\*\*\*\*Voor deze specifieke situatie is het waarnemingsniveau een equivalent geluidniveau van 16 dB(A), bepaald over een periode van 7 uren gedurende de nacht en binnenshuis gemeten.

---

---

### 3.5 Invloed op het prestatievermogen

Uit laboratoriumonderzoek bij proefpersonen is gebleken dat blootstelling aan geluid een significant effect kan hebben op het prestatievermogen. Geluid kan bij proefpersonen, terwijl ze een opdracht uitvoeren, de waakzaamheid verlagen, de keuze van de strategie nadelig beïnvloeden en de aandacht voor de opdracht verminderen. Ook kan geluid het sociale gedrag beïnvloeden, het spreken hinderen evenals de communicatie, en de aandacht voor sociaal relevante gebeurtenissen doen verslappen. Als een opdracht auditieve signalen bevat die door lawaai worden gemaskeerd, zal dit effect hebben op de uitvoering van de opdracht.

Zelfs betrekkelijk lage geluidniveaus kunnen onmiddellijke ongewenste effecten hebben. In laboratoriumonderzoek is duidelijk gebleken dat gewenning zich in verre-gaande mate kan voordoen. De uitvoering van een opdracht die motorische en eent-nige activiteiten met zich meebrengt, ondervindt niet altijd hinder van geluid; geluid (muziek) kan in dergelijke gevallen de prestatie zelfs gunstig beïnvloeden.

Wegens de ingewikkelde aard van de invloed van geluid op prestaties, en de vele niet-akoestische factoren die een rol spelen, zijn geen blootstelling-effectrelaties opgesteld.

Mensen bij wie de strategieën om opdrachten te vervullen al om andere redenen beperkt zijn en mensen die voor meervoudige taken staan, hetgeen eisen stelt aan het korte-termijn-geheugen, kunnen extra kwetsbaar zijn voor de afleidende effecten van geluid.

Uit epidemiologisch onderzoek naar de invloed op het prestatievermogen van schoolkinderen is gebleken dat deze kinderen slechter presteren op cognitieve taken als zij blootstaan aan zeer hoge niveaus van lucht- of wegverkeerslawaai (equivalent geluidniveau gedurende schooltijd hoger dan 70 dB(A), gemeten buiten het schoolge-bouw). Ze raken gemakkelijker afgeleid en maken meer fouten als ze op school dagelijks blootstaan aan hoge geluidniveaus (Coh80, Kar68).

De commissie meent dat er beperkt bewijs is voor het bestaan van een oorzakelijk verband tussen blootstelling aan geluid in normale leefomstandigheden en vermindering van het prestatievermogen van volwassenen. Voor schoolkinderen is er in dit opzicht voldoende bewijs.

---

### 3.6 Combinaties van blootstellingen aan geluid

Mensen kunnen, in een gegeven situatie, blootstaan aan geluid van verscheidene bronnen tegelijk, bijvoorbeeld aan een combinatie van weg- en luchtverkeerslawaai in de woonomgeving. Ook kunnen ze blootstaan aan verschillende bronnen die hun invloed

---



in verschillende omstandigheden en op verschillende tijdstippen doen gelden, zoals combinaties van beroepsmatig lawaai tijdens het werk en wegverkeerslawaai thuis.

---

### 3.6.1 *Gecumuleerde effecten van verschillende bronnen in dezelfde situatie*

Miedema en Vos hebben geluidhinder ten gevolge van twee of meer bronnen in de woonomgeving bestudeerd; hun werk heeft geresulteerd in modellen voor het gecumuleerde effect (Vos92, Mie93). Nader onderzoek moet leren in hoeverre deze modellen ook geschikt zijn voor gezondheidseffecten van geluid die aan stress zijn gerelateerd en voor slaapverstoring. Het gecombineerde effect van verschillende geluidbronnen op het gehoor hangt af van het equivalente geluidniveau van de gecombineerde blootstelling.

---

### 3.6.2 *Gecumuleerde effecten van verschillende bronnen in verschillende situaties*

De commissie acht het verantwoord om met betrekking tot gehoorverlies door lawaai, het gecumuleerde effect van gecombineerde blootstelling te schatten op basis van het equivalente geluidniveau over de desbetreffende totale blootstellingsperiode.

Het epidemiologisch onderzoek (Bab90) naar de effecten die aan stress zijn gerelateerd, van een combinatie van blootstelling aan lawaai in de woon- en de werkomgeving, heeft aan het licht gebracht dat dergelijke effecten van wegverkeerslawaai in de woonomgeving bij mannen die werken in een hoge geluidbelasting (equivalente geluidniveaus meer dan 90 dB(A) over de werkdag) geprononceerder zijn dan bij mannen zonder beroepsmatige blootstelling aan lawaai. In dit opzicht is beroepsmatige blootstelling aan lawaai te beschouwen als een risicofactor voor ischemische hartaandoeningen bij mensen die in de woonomgeving aan veel lawaai blootstaan.

Inzake hinder kan uit het schaarse epidemiologisch onderzoek worden geconcludeerd dat slechts degenen die in hun werk geluidhinder ondervinden, ongeacht de mate van blootstelling aan lawaai op de werkplek, in verhoogde mate te kampen hebben met irritatie door geluidbronnen thuis (Mel92).

Slechts via laboratoriumonderzoek is nagegaan in hoeverre blootstelling aan lawaai overdag afbreuk doet aan de slaapkwaliteit in de volgende nacht (Fru88a, Fru88b, Fru90). De resultaten waren tegenstrijdig. Volgens het ene onderzoek stimuleert blootstelling aan lawaai overdag herstelprocessen van neurale en endocriene functies tijdens de slaap. Een ander onderzoek gaf een dergelijk effect echter niet te zien.

---

## 3.7 Interactie van geluid met andere agentia

---

### 3.7.1 *Effecten op het gehoor*

Interacties tussen enerzijds geluid en anderzijds geneesmiddelen of industriële chemicaliën kunnen additieve of zelfs synergetische effecten op het gehoor veroorzaken. De ototoxische eigenschappen van bepaalde geneesmiddelen, zoals aminoglycoside-antibiotica (mycines), worden door blootstelling aan lawaai versterkt. Alhoewel hoge doses van salicylaten (aspirine) in combinatie met blootstelling aan lawaai tijdelijk gehoorverlies kunnen veroorzaken, zijn er geen aanwijzingen dat door deze combinatie ook in verhoogde mate permanent gehoorverlies optreedt.

Er zijn diverse meldingen gepubliceerd over acute en chronische effecten van koolmonoxyde op het gehoor. Het blijkt dat het door blootstelling aan koolmonoxide veroorzaakte gehoorverlies meestal tijdelijk is en samenhangt met toxische effecten op het centrale zenuwstelsel. In één epidemiologisch onderzoek bleek gehoorschade door blootstelling aan lawaai bij lassers en andere werkers in assemblage-bedrijven groter te zijn bij een gecombineerde blootstelling aan koolmonoxyde.

Epidemiologisch onderzoek heeft aanwijzingen opgeleverd dat zwavelkoolstof, tetrachloorkoolstof, trichloorethyleen en n-butanol een bepaald gehoorverlies kunnen veroorzaken. Het aantal onderzoeken en de omvang van de onderzochte groepen lijken echter te klein te zijn om conclusies te rechtvaardigen over een mogelijke interactie tussen lawaai en oplosmiddelen, waar het gaat om effecten op het gehoor.

Ook zware metalen zijn genoemd als mogelijke industriële agentia met ototoxische eigenschappen, maar naar de juistheid van dit vermoeden is slechts zeer weinig onderzoek gedaan.

Geluid en trillingen kunnen een gecombineerd effect hebben op het gehoor. Uit diverse epidemiologische onderzoeken is gebleken dat door geluid veroorzaakt gehoorverlies vaker voorkwam en groter was bij arbeiders die blootstonden aan lawaai en hand-arm-trillingen, dan bij werkers die uitsluitend hetzij aan lawaai blootstonden of uitsluitend met genoemde trillingen te maken hadden. Het effect was geprononceerder bij werknemers die leden aan het witte-vingersyndroom. Alle epidemiologische onderzoeken hadden betrekking op zeer hoge geluidsniveaus en zeer intense hand-arm-trillingen. Bij werkers die blootstonden aan een combinatie van lawaai en trillingen van het hele lichaam, was het effect op het gehoor kleiner dan bij uitsluitend aan lawaai blootgestelden.

---

### 3.7.2 *Andere gezondheidseffecten*

Epidemiologisch onderzoek naar het effect, anders dan op het gehoor, van gecombineerde blootstelling aan geluid en andere omgevingsfactoren is schaars. Het meeste onderzoek is gedaan in het laboratorium, met proefpersonen of met dieren. Werkers in de bosbouw die trillend en lawaaiig gereedschap gebruikten, met ettelijke jaren van dagelijkse blootstelling aan lawaai, trillingen en kou, toonden bradycardie. In laboratorium-onderzoek is gebleken dat andere stressoren, zoals hitte en trillingen van het hele lichaam, in combinatie met lawaai een sterker effect hebben op de hartslag, de bloeddruk en catecholamines dan lawaai alleen. In weerwil van dergelijke laboratoriumgegevens is de commissie van oordeel dat het niet mogelijk is om praktisch bruikbare kwantitatieve conclusies te trekken.

---

## 3.8 **Samenvatting van effecten van lawaai**

In tabel 1 zijn de thans beschikbare gegevens samengevat over de gezondheidseffecten van blootstelling aan geluid. De waarnemingsniveaus zijn uitgedrukt in de maten die in de betreffende literatuur gebruikt werden. Dit wil niet noodzakelijkerwijs zeggen dat de commissie het gebruik van die maten ook aanbeveelt voor de praktijk of bij regelgeving.

Met betrekking tot het gebruik van blootstellingsmaten voor de schatting van gezondheidseffecten van geluid zijn, zoals tabel 1 laat zien, voor alle effecten, uitgezonderd bepaalde aspecten van slaapverstoring, de waarnemingsniveaus uitgedrukt in het equivalente geluidniveau bepaald over een gekozen representatief deel van een etmaal. Meestal karakteriseert de beschikbare blootstelling-effectrelatie eveneens de blootstelling met een equivalent geluidniveau over een representatieve periode. Maar deze representatieve periodes verschillen van elkaar. De commissie concludeert daarom dat op dit moment niet één enkele geluidmaat, zoals  $L_{Aeq,24h}$ , beschikbaar is aan de hand waarvan alle gezondheidseffecten van geluid te schatten zijn zonder specificatie van het type geluidbron, de situatie en het gedeelte van de dag waarop de blootstelling plaatsvindt. Dit lijkt wel zeer bijzonder te gelden voor slaapverstoring in reële leefomstandigheden, omdat er geen betrouwbare relatie bestaat tussen maten voor nachtelijke blootstelling en maten die betrekking hebben op een heel etmaal.

*Tabel 1* Mogelijke effecten op lange termijn van blootstelling aan lawaai, classificatie van de bewijskracht voor het bestaan van een oorzakelijk verband, en gegevens inzake het waarnemingsniveau.

effect	classificatie <sup>1</sup>	situatie <sup>2</sup>	waarnemingsniveau		
			maat	waarde in dB(A)	binnen/ buiten <sup>3</sup>
gehoorverlies	voldoende	werk	$L_{EX, occ}$	75	binnen
		woon	$L_{Aeq, 24h}$	70	binnen
		recr	$L_{Aeq, 24h}$	70	binnen
hypertensie	voldoende	werk ong	$L_{EX, occ}$	<85	binnen
		werk ind	$L_{EX, occ}$	<85	buiten
		woon weg	$L_{Aeq, 06-22h}$	70	buiten
ischemische hartziekten	voldoende	woon lucht	$L_{Aeq, 06-22h}$	70	buiten
		woon weg	$L_{Aeq, 06-22h}$	70	buiten
hormonale systeem	beperkt	werk			
immuunsysteem	beperkt	woon			
		werk			
geboortegewicht	beperkt	woon			
		werk			
aangeboren afwijkingen	geen effect	woon lucht			
		werk			
psychiatrische stoornissen	beperkt	woon lucht			
hinder	voldoende	werk kant	$L_{EX, occ}$	<55	binnen
		werk ind	$L_{EX, occ}$	<85	binnen
		woon <sup>4</sup>	$L_{dn}$	42	buiten
arbeidsverzuim	beperkt	werk ind			
psychosociaal welbevinden	beperkt	werk kant			
		woon			
slaapverstoring, veranderingen in:					
slaappatroon	voldoende	slaap			
ontwaakreacties	voldoende	slaap	SEL	60	binnen
slaapstadia	voldoende	slaap	SEL	35	binnen
subjectieve slaapkwaliteit	voldoende	slaap	$L_{Aeq, nacht}$	40	buiten
hartslag	voldoende	slaap	SEL	40	binnen
hormoonsysteem	beperkt	slaap			
immuun systeem	gebrekkig	slaap			
humeur volgende dag	voldoende	slaap	$L_{Aeq, nacht}$	<60	buiten
prestaties volgende dag	beperkt	slaap			
prestatie	beperkt	woon werk			
	voldoende	school	$L_{Aeq, school}$	70	buiten

<sup>a</sup> Classificatie van de bewijskracht voor het bestaan van een oorzakelijk verband.

<sup>b</sup> Werk = arbeidssituatie (ind = industrie, kant = kantoor), woon = woonomgeving (weg = wegverkeer, lucht = luchtverkeer, slaap = periode van slapen), ong = ongeboren kind: blootstelling van zwangere moeder, recr = recreatieomgeving, school = blootstelling van kinderen op school.

<sup>c</sup> De waarden hebben betrekking op metingen binnenshuis of buitenshuis. In Nederland is, voor huizen zonder dubbele beglazing, het verschil tussen het niveau buitenshuis en het niveau binnenshuis 15 tot 25 dB(A).

<sup>d</sup> Waarnemingsniveaus voor verkeers- en industrielawaai; voor impulslawaai in de omgeving is het waarnemingsniveau lager.

# De blootstelling aan geluid in Nederland en de gevolgen ervan

---

## 4.1 Inleiding

Dit hoofdstuk bevat schattingen van de huidige blootstelling aan geluid in Nederland en van de aan die blootstelling toe te schrijven invloed op de gezondheid. De uitkomsten zijn samengevat in tabel 3 aan het einde van het hoofdstuk. De commissie benadrukt dat uit de beschikbare gegevens slechts globale schattingen zijn af te leiden. Diverse factoren zijn bepalend voor de betrouwbaarheid van de schattingen, te weten:

- P** onnauwkeurigheden in de gegevens over de onderscheiden blootstellingen: vaak moest de blootstelling aan geluid geschat worden uit cijfers die uitgedrukt waren in andere dan de beoogde blootstellingsmaten
  - P** onbetrouwbaarheid van blootstelling-effectrelaties
  - P** verschillen tussen de blootstellingsverdeling in Nederland en die van de populaties waaruit blootstelling-effectrelaties zijn afgeleid; de hierdoor ontstane fout zal voornamelijk betrekking hebben op het traject van hoogste blootstelling, vooral wanneer er geen sprake is van een bovengrens van de blootstelling
  - P** interveniërende variabelen; in maar weinig berekeningen kon met variabelen zoals leeftijd, geslacht en andere stressoren dan geluid rekening worden gehouden
  - P** combinaties van blootstellingen
  - P** de mate waarin een effect ook zonder blootstelling aan geluid optreedt
  - P** gevolgen van maatregelen gericht op vermindering van lawaai, zoals individuele gehoorbescherming op de werkplek en geluidisolatie in de woonomgeving.
-

Als gevolg van deze onzekerheden is het onmogelijk om onbetrouwbaarheidsmarges af te leiden voor de in dit hoofdstuk gepresenteerde schattingsuitkomsten. Schattingen van de toename in Nederland van de aantallen mensen die tengevolge van blootstelling aan geluid een bepaald gezondheidseffect opgelopen hebben, zijn daarom weergegeven aan de hand van een indeling in zeven klassen, alhoewel de berekeningen zo accuraat mogelijk zijn uitgevoerd.

---

## 4.2 Beroepsmatige blootstelling

---

### 4.2.1 Wettelijke grenswaarden

In augustus 1986 zijn in Nederland voorschriften in werking getreden ter beperking van blootstelling aan lawaai op de werkplek en van gehoorverlies door lawaai. Er gelden voor de werkplek drie basale grenswaarden:

- P**  $L_{EX,occ} = 80$  dB(A). Boven deze waarde moeten aan de werknemers gehoorbeschermers ter beschikking worden gesteld
- P**  $L_{Aeq,werkzaamheid} = 85$  dB(A). In situaties met een equivalent geluidniveau tijdens een werkzaamheid van minstens 85 dB(A) moeten, indien maar enigszins mogelijk, technische maatregelen worden genomen
- P**  $L_{EX,occ} = 90$  dB(A). Boven deze waarde moeten werknemers gehoorbeschermers gebruiken.

De in 1991 aangebrachte aanpassing van de Nederlandse wetgeving aan de Richtlijn 86/188/EEG van de Europese Unie heeft geen wijzigingen in deze drie basiswaarden meegebracht. In het kader van die aanpassing zijn eisen toegevoegd met betrekking tot het informeren van werknemers die blootstaan aan  $L_{EX,occ}$ -waarden vanaf 80 dB(A), alsmede inzake periodiek audiometrisch onderzoek bij die werknemers. Ook zijn voorschriften van kracht geworden voor het meten van geluid.

---

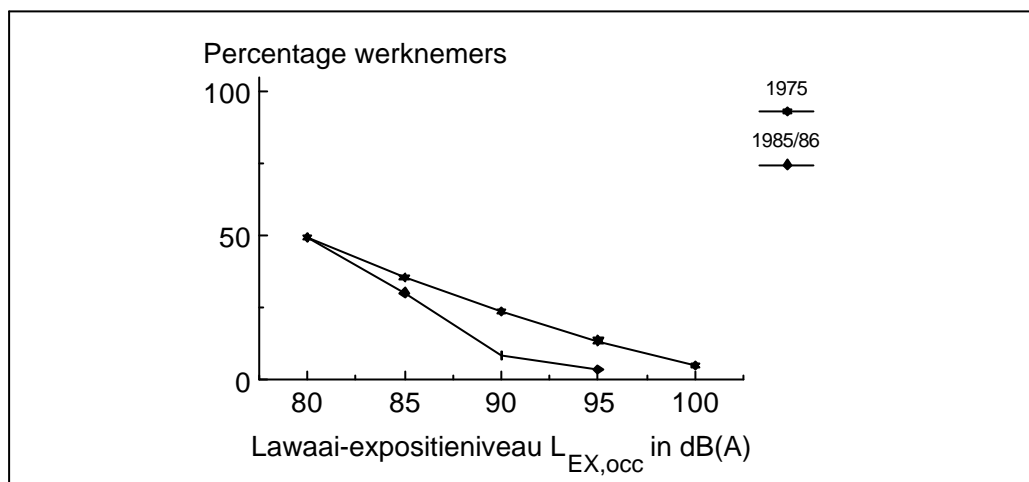
### 4.2.2 Geschatte beroepsmatige blootstelling aan lawaai

Er zijn schattingen beschikbaar van de mate van beroepsmatige blootstelling aan geluid voor de Nederlandse industrie \*\*\*\*\* in 1975 en 1985 (Pas91a). Deze zijn weergegeven in figuur 4.1. Het lijkt erop dat, al vóórdat wettelijke eisen van kracht werden, het percentage werknemers die aan (zeer) hoge equivalente geluidniveaus blootstaan, sterk is gedaald; in 1975 stond 23 procent van de werknemers in de

---

\*\*\*\*\*'Industrie' omvat de internationale SIC-klassen 20 tot 39 (waaronder de metaal-, voedings- en textielindustrie); bouw- en constructiebedrijven zijn niet inbegrepen.

---



Figuur 4.1 Percentage werknemers in de Nederlandse industrie die beroepsmatig zijn blootgesteld aan lawaai dat een bepaalde  $L_{EX,occ}$ -waarde overschrijdt. De geschatte percentages hebben betrekking op 1975 en 1985/86.

industrie bloot aan een equivalent geluidniveau van ten minste 90 dB(A), in 1985 was dat nog 10 procent. Anderzijds is in dezelfde tienjaarsperiode geen verandering opgetreden in de fractie industriële werknemers die blootstaan aan equivalente geluidniveaus van 80 dB(A) of meer. Veel werknemers, in andere werksituaties, hebben ook geluidbelastingen met equivalente geluidniveaus van ten minste 80 dB(A) gedurende de werkdag, zoals in bouw- en constructiebedrijven, landbouw en mijnbouw. Nog niet bekend is in hoeverre regelgeving uit 1986 heeft geresulteerd in veranderingen in de blootstellingsniveaus voor deze werknemers.

In de dienstensector, de handel, leidinggevende en academische beroepen zijn equivalente geluidniveaus tijdens het werk doorgaans lager dan 70 dB(A).

#### 4.2.3 Schatting van de effecten van lawaai op de werkplek

Voldoende bewijs voor het bestaan van een oorzakelijk verband tussen lawaai op de werkplek en gezondheidseffecten is er voor:

- P gehoorverlies
- P hypertensie
- P gehoorverlies foetus
- P hypertensie bij zwangere vrouwen
- P hinder.

In hetgeen volgt zal de omvang van deze mogelijke gezondheidseffecten door beroepsmatige blootstelling aan lawaai worden geschat.

---

## Gehoerverlies door lawaai

Gezien de blootstelling-effectrelaties in ISO 1999 en de omvang van blootstelling aan industrie-lawaai in Nederland, is in principe bij 50 procent van de werknemers in de industrie gehoorverlies door lawaai te verwachten. De 'werkelijke' blootstelling is echter niet te schatten, omdat niet bekend is in welke mate men persoonlijk gehoorbescherming toepast. Bovendien is er onzekerheid over het correcte gebruik van deze gehoorbeschermers alsmede over hun beschermende werking in concrete arbeidssituaties. De mate van gehoorverlies is wel geschat voor werknemers in bouw- en constructiebedrijven. Op basis van uitgebreid audiometrisch onderzoek (Pas88) is geschat dat ongeveer één op de vier werknemers in Nederlandse bouwbedrijven een door lawaai veroorzaakt gehoorverlies van ten minste 10 dB heeft, gemiddeld over de frequenties 2000 en 4000 Hz. Aannemende dat gehoorverlies door lawaai in de industrie \*\*\*\*\* evenveel voorkomt als in bouwbedrijven, komt men op een totaal van 360 000 werknemers (25% van 1,47 miljoen) met het genoemde gehoorverlies dat door lawaai is veroorzaakt. Deze uitkomst is in tabel 3 gebruikt.

---

## Hypertensie

Gezien de prevalentie van hypertensie door lawaai, hebben naar schatting 6000 van de 0,88 miljoen werknemers in de Nederlandse industrie hypertensie die met lawaai verband houdt\*\*\*\*\*. Schattingen voor andere werkomstandigheden zijn niet te maken.

---

## Gehoerverlies bij ongeboren baby's

Naar schatting is slechts 5 procent van de werknemers in de industrie van het vrouwelijke geslacht en staat slechts een kleine fractie van hen bloot aan equivalente geluidniveaus van ten minste 85 dB(A) (Pas89a). Een zeer grove schatting levert ongeveer

---

\*\*\*\*\*SIC-klassen 20-39

\*\*\*\*\*Naar schatting staan 88 000 (10% van 0,88 miljoen) werknemers in de industrie bloot aan equivalente geluidniveaus van meer dan 90 dB(A). Bij een percentage hypertensieven van 10 en een relatief risico van 1,7, komt de toename van het aantal mensen met hypertensie neer op 6000.

---



1000\*\*\*\*\* zwangere vrouwen in de Nederlandse industrie die aan equivalente geluidniveaus hoger dan 85 dB(A) blootstaan. Derhalve zijn er naar schatting jaarlijks 250 pasgeborenen met een gehoorverlies van meer dan 10 dB bij 4000 Hz door blootstelling aan lawaai op het werk van hun moeder tijdens de zwangerschap.

---

### Hypertensie bij zwangere vrouwen

Gegeven de schatting van 1000 zwangere vrouwen die tijdens het werk blootstaan aan hoge niveaus van industrielawaai, een percentage van 10 voor hypertensie onder zwangere vrouwen die niet blootstaan aan lawaai op de werkplek, en een relatief risico van 1,5, zijn er 50 vrouwen bij wie hypertensie tijdens de zwangerschap mede veroorzaakt wordt door beroepsmatige blootstelling van lawaai.

---

### Hinder

Uit algemene overzichten blijkt dat geluidhinder op de arbeidsplaats een algemene klacht is in Nederland (CBS78a, CBS78b, Dij81). Volgens de uitkomsten van een onderzoek van het Centraal Bureau voor de Statistiek (CBS) klaagt 52 procent van de mannelijke en vrouwelijke werknemers in de industrie, bouwbedrijven, het transport en de handel over lawaai op het werk; blijkens een ander CBS-onderzoek is dat 45 procent. Dijkstra vond dat 51 procent van de werknemers in de industrie en 15 procent van de kantoor mensen te kampen heeft met ernstige geluidhinder. Van Dijk (Dij84) analyseerde de gegevens uit CBS78a voor de totale beroepsbevolking. Hij concludeerde dat 31 procent van de Nederlandse beroepsbevolking klachten had over lawaai op de werkplek. Als deze percentages ook voor de huidige situatie geldig zijn, gaat het om 2,1 miljoen gehinderde personen waarvan 0,74 miljoen werkend in de industrie of elders handarbeid verrichtend, 0,41 miljoen werkend op kantoor en 0,95 miljoen werknemers met andere beroepen\*\*\*\*\*.

---

\*\*\*\*\*Het aantal mannelijke en vrouwelijke werknemers in de industrie bedraagt 1 465 000 (CBS93); 50 procent staat bloot aan equivalente geluidniveaus van ten minste 80 dB(A). Dit impliceert 36 000 vrouwen. Ongeveer een op de twee onder hen staat bloot aan equivalente geluidniveaus hoger dan 85 dB(A): 18 000 vrouwen. Het aantal geboorten per jaar per 1000 vrouwen in de leeftijd van 15-44 jaar is 53,2. Dit houdt in dat in de industrie ongeveer 960 zwangere vrouwen blootstaan aan equivalente geluidniveaus hoger dan 85 dB(A).

\*\*\*\*\*De totale beroepsbevolking van Nederland telt 6,85 miljoen personen, inbegrepen 1,47 miljoen in de industrie en degenen die elders handarbeid verrichten en 2,74 miljoen mensen met kantoorwerk (CBS93).

---

---

### 4.3 Blootstelling aan geluid in de woonomgeving

---

#### 4.3.1 *Wettelijke grenswaarden*

De Wet geluidhinder kent grenswaarden voor verkeers- en industriegeluid. Bij nieuwe huizen mogen, gemeten vóór de voorgevel, de  $L_{\text{etm}}$ -waarden van wegverkeerslawaai en industrielawaai niet hoger zijn dan 50 dB(A) en niet hoger dan 55 dB(A) voor het geluid van treinen. Voor al bestaande huizen zou de  $L_{\text{etm}}$ -waarde van wegverkeerslawaai lager moeten zijn dan 55 dB(A). Bij waarden hoger dan 60 dB(A) zouden beperkende maatregelen behoren te worden genomen, maar in de praktijk gebeurt dit om financiële redenen pas vanaf 65 dB(A) (RIV88).

De Luchtvaartwet specificeert voor vliegtuiglawaai 35 Ke als de grenswaarde voor nieuwe huizen. Slechts in speciale gevallen is het toegestaan nieuwe huizen te bouwen in gebieden met niveaus tussen 35 en 45 Ke. Geluidisolatie-maatregelen zijn vereist, voor bestaande huizen, als het niveau hoger is dan 40 Ke, terwijl mensen die wonen in huizen met meer dan 65 Ke in beginsel zouden moeten verhuizen. Wettelijke eisen inzake nachtelijk luchtverkeer zijn in voorbereiding: het equivalente geluidniveau, bepaald over een periode van 7 uur tussen 23.00 en 07.00 uur mag, op jaarbasis, niet hoger zijn dan 27 dB(A), binnenshuis gemeten.

---

#### 4.3.2 *Blootstelling aan lawaai gedurende verkeersdeelname*

Lawaai van verkeer gedurende het reizen draagt tegenwoordig aanzienlijk bij aan de dagelijkse blootstelling aan geluid. In grote en middelgrote steden staan verkeersdeelnemers bloot aan geluidniveaus van 70 tot 75 dB(A), bijna ongeacht het soort transport waarvan ze gebruik maken. In dorpen en op het platteland is die blootstelling waarschijnlijk minder, behalve voor agrariërs die machines en gemechaniseerde landbouwvoertuigen gebruiken. Er is echter geen schatting beschikbaar van deze blootstellingen aan geluid voor de Nederlandse bevolking.

---

#### 4.3.3 *Verkeers- en industrielawaai*

De nationale milieutoekomstverkenning 'Zorgen voor morgen' (RIV88) bevat een schatting van de geluidssituatie in Nederland aan het eind van de jaren tachtig. Volgens dit document bevinden zich 205 000 huizen in gebieden met  $L_{\text{etm}}$ -waarden groter dan 65 dB(A) door wegverkeerslawaai en 30 000 huizen met dergelijke waarden door railverkeer. Industrielawaai betekent voor 150 000 huizen  $L_{\text{etm}}$ -waarden hoger dan 50 dB(A)

---

en voor 72 000 huizen  $L_{\text{etm}}$ -waarden hoger dan 55 dB(A). Door de civiele en de militaire luchtvaart hebben 34 000 huizen (22 000 plus 12 000) Ke-waarden groter dan 35.

Volgens gegevens uit 1991 (RIV93b) hebben rond Schiphol 35 000 mensen een blootstelling aan geluid van de burgerluchtvaart van minstens 35 Ke terwijl voor 15 000 die blootstelling minstens 40 Ke is. De bedoelde 35 000 mensen wonen in ruwweg 14 000 huizen, zijnde 40 procent van het totaal aantal huizen in Nederland met een blootstelling aan civiel en militair vliegtuiglawaai hoger dan 35 Ke.

---

#### 4.3.4 *Andere geluidbronnen in de woonomgeving*

Er zijn talloze andere bronnen van geluid: van buurwoningen en van activiteiten van anderen buitenshuis. Een opsomming omvat buurman's toilet en andere watervoorzieningen, stofzuiger, wasmachine, vaatwasser, radio, TV, gereedschap, slaan met de deuren, voetstappen inclusief die op de trap, huisdieren. Voeg er luid gelach bij, roepen en slaan met autoportieren in de buurt van cafés, cafetaria's en ontspanningsgelegenheden zoals disco's, popconcerten, sporthallen en allerlei manifestaties. Andere geluiden zijn die welke ontsnappen aan walkmans op straat of in het openbaar vervoer en aan zeer luid spelende audio-installaties in auto's.

De commissie heeft echter geen schattingen kunnen vinden van de mate van blootstelling aan deze omgevingsgeluidbronnen.

---

#### 4.3.5 *Schatting van door woonomgevingsgeluid veroorzaakte effecten*

Voor de volgende gezondheidseffecten is er voldoende bewijs voor het bestaan van een oorzakelijk verband met blootstelling aan omgevingsgeluid:

- P gehoorverlies
- P hinder
- P hypertensie
- P ischemische hartaandoeningen
- P slaapverstoring.

De relevante Nederlandse demografische gegevens zijn (CBS93):

- P ongeveer 15 miljoen inwoners
- P van dezen is 25,8 procent jonger dan en 74,2 procent ouder dan 20 jaar
- P 5,8 miljoen huizen
- P gemiddeld 2,5 bewoners per huis.

Deze cijfers heeft de commissie gebruikt als basis voor de schatting van gezondheidseffecten van blootstelling aan woonomgevingslawaai, waarvoor het bestaan van een oorzakelijk verband voldoende is bewezen.\*\*\*\*\*

---

## Gehoorverlies door lawaai

In Pas93c en Pas93d is uiteengezet dat gehoorverlies door lawaai naar alle waarschijnlijkheid niet veroorzaakt wordt door blootstelling aan woonomgevingsgeluid.

---

## Hinder

Tabel 2 geeft het percentage mensen die ernstige hinder ondervinden van uiteenlopende geluidbronnen. Voor sommige bronnen bevat de tabel ook ramingen voor de situatie in 2010.

Volgens deze tabel is de hinder de laatste decennia sterk toegenomen. Ook in andere landen heeft dit zich voorgedaan. In Duitsland steeg het percentage gehinderden van 30 procent tot 40 procent in 1960/1962 tot 60 procent in 1988. De belangrijkste oorzaak van hinder in Duitsland bleek wegverkeerslawaai te zijn: tot 1980 was wegverkeer de overheersende bron van lawaai voor 60 procent van de Duitse bevolking. Dit percentage daalde in de jaren tachtig terwijl het percentage mensen met hinder van luchtverkeerslawaai toenam. In 1988 waren de hinder van vliegtuiglawaai en die van wegverkeerslawaai ongeveer gelijk. De hinder van andere geluidbronnen (railverkeer, industrie, burens, lawaaiige recreatie) steeg in de jaren tachtig met een factor 2, van 8 procent naar 15 procent (UBA93).

Klaarblijkelijk is, ondanks het van kracht worden van de Wet geluidhinder in 1975, de situatie in Nederland er sedert dat jaar op achteruitgegaan. Men dient zich echter te realiseren dat de in die wet neergelegde grenswaarden van blootstelling aan omgevingslawaai, voor zowel nieuwe als bestaande situaties, duidelijk boven het minimum-niveau voor ernstige hinder liggen ( $L_{\text{ctm}}$ -waarde: 45 dB(A)). Zo kan het dus gebeuren dat vroegere situaties zonder aanzienlijke blootstelling aan geluid en zonder

---

\*\*\*\*\*Met betrekking tot opname in psychiatrische ziekenhuizen is de bewijskracht slechts beperkt.

Neemt men niettemin de blootstelling-effectrelatie uit een onderzoek naar blootstelling aan vliegtuiglawaai (Kry90) over, dan laat zich schatten (Pas93c) dat ten gevolge van vliegtuiglawaai rond Schiphol jaarlijks 2 patiënten in een psychiatrisch ziekenhuis worden opgenomen. Voor alle Nederlandse luchthavens samen is dat naar schatting 5 per jaar. Ook aangaande laag geboortegewicht door vliegtuiglawaai is er slechts beperkt bewijs voor het bestaan van een oorzakelijk verband. Als dit effect zich voordoet dan zijn er, volgens een schatting in Pas93c, per jaar 9 baby's met een te laag geboortegewicht door blootstelling aan vliegtuiglawaai rond Schiphol. In totaal voor heel Nederland blijft het effect beperkt tot 25 baby's per jaar.

---

Tabel 2 Percentage volwassenen die gehinderd en zeer gehinderd worden in Nederland ten gevolge van geluid in de woonomgeving in de periode van 1960 tot 2010 (RIV88, RIV93a, Jon90a, Jon90b, Ber93).

geluidbron	percentage gehinderden					percentage ernstig gehinderden				
	1960	1975	1990	2010 <sup>1</sup>	2010 <sup>2</sup>	1960	1975	1990	2010 <sup>a</sup>	2010 <sup>b</sup>
wegverkeer	22	42	61	44	30	9	13	20	19	16
burgerluchtvaart	2	5	13	14	1	1	2	3	3	0,5
militair en ander vliegverkeer	-	-	28	-	-	-	-	12	-	-
railverkeer	2	3	5	3	3	1	1	1	1	1
industrie	-	9	15	21	13	-	1	4	4	4
andere bronnen <sup>3</sup>	-	41	66	-	-	-	16	26	-	-
verkeer gecombineerd <sup>4</sup>	-	-	16	-	-	-	-	8	-	-

<sup>a</sup> Bij maatregelen die in 1990 zijn gepland (RIV88).

<sup>b</sup> Bij extra, nog niet in 1990 geplande maatregelen (RIV88).

<sup>c</sup> Onder meer samenhangend met recreatie en bezigheden van anderen in de omgeving.

<sup>d</sup> Hoofdzakelijk een combinatie van weg- en luchtverkeer; de percentages zijn ook vervat in die van de afzonderlijke broncategorieën.

hinder zich ontwikkelen tot situaties met (ernstige) hinder, terwijl ze toch voldoen aan de eisen van de Wet geluidhinder.

Soms ondervinden mensen hinder van meer dan één geluidbron. De belangrijkste combinatie is die van lucht- en wegverkeerslawaaï. Naar schatting (Ber93) ondervindt 16 procent respectievelijk 8 procent van de Nederlandse bevolking hinder respectievelijk ernstige hinder van deze combinatie.

Uit tabel 2 blijkt, voorts, dat lawaai dat in buurwoningen, naast verkeers- en industrielawaai, verder in de woonomgeving wordt veroorzaakt tegenwoordig de belangrijkste oorzaak van geluidhinder is. Het blijkt dat de talloze bronnen van lawaai van de burens en in de omgeving samen bij 66 procent van de bevolking hinder veroorzaken, terwijl 26 procent ernstige hinder ondervindt.

Hoewel het aantal lawaaiige huishoudelijke voorzieningen in de laatste decennia is toegenomen, lijkt dit toch niet de enige oorzaak te zijn van de toename van de hinder door dit soort lawaai. De aan ontspanning binnens- en buitenshuis bestede tijd neemt toe, hetgeen betekent dat steeds meer mensen thuis lawaaiige bezigheden verrichten en dat steeds meer mensen dat merken. Ook is het mogelijk dat in de afgelopen decennia verwachtingen en eisen van de mensen met betrekking tot hun woonomgeving zijn veranderd.

---

## Hypertensie

Voor wegverkeerslawaai begint de kans op hypertensie toe te nemen vanaf een  $L_{Aeq,06-22h}$ -waarde van 70 dB(A). Deze waarde komt overeen met een  $L_{etm}$ -waarde van ongeveer 73 dB(A). Er zijn 205 000 huizen met een  $L_{etm}$ -waarde door wegverkeerslawaai van meer dan 65 dB(A); treinverkeer levert nog eens 30 000 en industrielawaai 15 000 huizen, totaal 250 000 huizen. Onbekend is welk percentage van deze huizen  $L_{etm}$ -waarden hoger dan 73 dB(A) heeft. Stelt men dit op 10 procent, dus 25 000 huizen, dan komt men op naar schatting een toename ten gevolge van blootstelling aan lawaai in de woonomgeving van 2300 mensen\*\*\*\*\* die hypertensie hebben.

Geschat is (Pas93c) dat vliegtuiglawaai rond Schiphol leidt tot een toename van het aantal hypertensieven met 1000. Het aantal huizen met hoge blootstelling aan vliegtuiglawaai van Schiphol maakt ongeveer 40 procent uit van het totale aantal huizen in Nederland met soortgelijke blootstelling door civiele en militaire vliegtuigen. Op grond hiervan is naar schatting de toename door blootstelling aan vliegtuiglawaai van het aantal mensen in Nederland met hypertensie 2500.

Aldus is naar schatting de toename door weg-, vliegtuig- of industrielawaai van het aantal mensen in Nederland met hypertensie ongeveer 5000. Het is niet mogelijk een schatting te maken van de toename door blootstelling aan andere dan de genoemde bronnen van woonomgevingsgeluid van het aantal mensen met hypertensie.

---

## Ischemische hartziekten

Er zijn geen gegevens over de prevalentie van ischemische hartziekten in Nederland. Volgens het RIVM zijn de cijfers in een rapport van dat instituut (Kro92) niet bruikbaar, omdat ze op vragenlijsten zijn gebaseerd in plaats van op medische diagnoses. Landelijke cijfers over ziekenhuisopnamen wegens ischemische hartziekten (sterfte inbegrepen) komen uit op 5,18 mensen per duizend per jaar (SIG88). De hieraan geleverde bijdrage door blootstelling aan wegverkeers-, trein- en industrielawaai is naar schatting 160 opnamen per jaar.\*\*\*\*\*

---

\*\*\*\*\*In 25 000 huizen wonen gemiddeld 62 500 personen, waarvan 46 375 volwassenen. De prevalentie van hypertensie in de volwassen Nederlandse bevolking is 10 procent. Bij een relatief risico van 1,5 komt men zo op 2300 personen.

\*\*\*\*\*Het aantal te beschouwen huizen is 25 000, met gemiddeld 62 500 bewoners. Zonder blootstelling aan lawaai worden ongeveer 320 op elke 62 500 mensen in een ziekenhuis opgenomen wegens ischemische hartziekten. Bij een relatief risico van 1,5 leidt dit tot 160 extra opnamen.

---

In Pas93c is gespecificeerd dat ten gevolge van vliegtuiglawaai rond Schiphol jaarlijks ongeveer 67 mensen in het ziekenhuis belanden wegens ischemische hartziekten. Neemt men, zoals eerder, aan dat het hier gaat om 40 procent van het totaal, dan komt men uit op een landelijk aantal van 170 ziekenhuisopnamen.

Aldus laat zich schatten dan blootstelling aan woonomgevingslawaai in Nederland jaarlijks leidt tot 330 ziekenhuisopnamen wegens ischemische hartziekten.

---

## Slaapverstoring

Er is geen schatting te maken van de omvang van de effecten inzake de meeste facetten van slaapverstoring in Nederland, omdat de nachtelijke blootstellingsniveaus grotendeels onbekend zijn. Bovendien zijn de meeste waarnemingsniveaus en blootstelling-effectrelaties niet in zodanige vorm afgeleid dat ze bruikbaar zijn voor bedoelde schattingen. Slechts het beschikbare waarnemingsniveau biedt voor de subjectieve slaapkwaliteit enige mogelijkheden. De subjectieve slaapkwaliteit begint te verminderen vanaf 40 dB(A) gedurende de nacht, dat wil zeggen vanaf een  $L_{\text{etm}}$ -waarde van ongeveer 50 dB(A). Het aantal mensen die risico lopen, is naar schatting ten minste één miljoen, zijnde 150 000 ten gevolge van industrielawaai, ten minste 600 000 ten gevolge van wegverkeerslawaai, ten minste 30 000 ten gevolge van treinlawaai en een onbekend aantal ten gevolge van vliegtuiglawaai.

---

## 4.4 Blootstelling aan geluid in de vrije tijd

---

### 4.4.1 Wettelijke grenswaarden

In het algemeen zijn de in 4.2.1 voor woonomgevingslawaai genoemde wettelijke grenswaarden ook van toepassing voor de vrije tijd, omdat veel ontspanningsactiviteiten in en om de woning plaatsvinden. Er bestaan in Nederland geen voorschriften voor geluidniveaus in natuurgebieden en in als zodanig aangewezen landelijke gebieden.

In het Vuurwerkbesluit worden de maximale geluiddrukkniveaus genoemd voor ontploffend vuurwerk dat in Nederland mag worden verkocht.

Voor andere geluidbronnen die met de vrije tijd te maken hebben, bestaan geen wettelijke voorschriften, afgezien van plaatselijke bepalingen op grond van de Wet milieubeheer, vroeger de Hinderwet. Deze wet geeft onder meer toegestane geluidniveaus buitenshuis voor discotheken.

---

#### 4.4.2 *Geschatte blootstelling aan geluid in de vrije tijd*

De talloze bronnen van omgevingsgeluid in en rond woningen beïnvloeden mensen ook in hun vrije tijd. Een schatting van die blootstelling ontbreekt echter. Evenmin is bekend in welke mate mensen blootstaan aan geluid in natuurgebieden en stille landelijke gebieden en in welke mate die blootstelling hinder kan veroorzaken. Afgezien van deze ongewenste blootstellingen, die zelfs bij lage niveaus effect kunnen veroorzaken, zijn drie situaties met hoge blootstellingen te onderscheiden:

- P** popmuziek
- P** luidruchtige sport- en spelbeoefening
- P** kinderspeelgoed.

In elk van deze drie gevallen stellen de mensen zich in meer of mindere mate vrijwillig aan geluid bloot.

##### Popmuziek

Sinds de jaren zestig is het popgebeuren aanzienlijk in belang toegenomen. Tegenwoordig blijken er vijf situaties te zijn waarin vooral jeugdigen met popmuziek te maken hebben:

- P** bij popconcerten
- P** in disco's
- P** thuis
- P** luisteren via hoofdtelefoons, gewoonlijk met draagbare apparatuur
- P** spelen in een popgroep.

Het ziet er thans naar uit dat in de eerste drie situaties het geluidblootstellingsniveau aan het verminderen is, terwijl het luisteren via hoofdtelefoons in Nederland een zich nog uitbreidend fenomeen is. Naar schatting gebruikt tegenwoordig 50 procent van de jongeren hoofdtelefoons, tegen ongeveer 20 procent in 1980 (Pas92). Sommige karakteristieken van de blootstelling van jonge Nederlanders zijn bekend, te weten de tijd die men zowel op korte als op lange termijn aan het luisteren besteedt. De niveaus van blootstelling zijn echter niet bekend en slechts te schatten op basis van buitenlandse gegevens (Ric87a, Ric87b).

De twee situaties die de hoogste geluidbelasting vertegenwoordigen zijn tegenwoordig het spelen in een popgroep en het luisteren via hoofdtelefoons. Voor amateur-musici die in een popgroep spelen, is het equivalente geluidniveau over 24 uur, gemiddeld op jaarbasis, naar schatting 80 tot 90 dB(A), in aanmerking genomen zowel de uitvoeringen

---



als het oefenen. Het beluisteren van popmuziek via hoofdtelefoons geeft gemiddeld equivalente geluidniveaus van 65 tot 70 dB(A) over 24 uur, maar aangenomen wordt dat 10 procent van de luisteraars blootstaat aan niveaus hoger dan 80 tot 85 dB(A) (Pas89b).

In weerwil van de kennelijk hoge geluidniveaus veronderstelt men, de gewoonten van jongeren in Nederland in aanmerking nemende, dat het bijwonen van popconcerten en het bezoeken van disco's op lange termijn gepaard gaat met lagere geluidblootstellingsniveaus dan het spelen in een popgroep of het luisteren via hoofdtelefoons.

### Lawaai bij sport en spel

Lawaaiige vormen van sport en spel zijn bijvoorbeeld de jacht, schietsport en motorsport zoals auto- en motorraces. Lawaaiige spelen zijn modelvliegen, spelen in gokhallen en het afsteken van vuurwerk. Ook het verblijven in (voetbal)stadions brengt veel lawaai met zich mee. Voor veel van deze luidruchtige activiteiten zijn akoestische gegevens beschikbaar (Axe91a). Maar omdat de blootstellingspatronen grotendeels onbekend zijn, is het onmogelijk de geluidbelasting door deze bronnen van lawaai te schatten.

### Blootstelling van kinderen

Ook heel jonge kinderen staan soms bloot aan zeer hoge geluidniveaus (Axe85b, Axe91a, Axe91b, Axe93, Pas91b). Hun 'piepende' speelgoed blijkt op een afstand van tien centimeter equivalente geluidniveaus van 78 tot 108 dB(A) te kunnen produceren. Dit geldt ook voor ander stilstaand of bewegend speeltuig. Voor speelgoedwapens zijn op een afstand van 50 centimeter maximale geluiddrukkniveaus tot 150 dB gemeten. Vuurwerk kan op 2 meter van de bron 160 dB teweegbrengen. Maar ook hier zijn de blootstellingspatronen niet bekend.

Volgens een schatting van de EPA (EPA74) kan de blootstelling van schoolkinderen aan lawaai oplopen tot 77 dB(A) gedurende een etmaal. Iets recenter zijn voor kinderen in kinderdagverblijven equivalente geluidniveaus van 77 dB(A) gedurende de dag gerapporteerd (Tru88).

---

#### 4.4.3 *Schatting van effecten door geluid in de vrije tijd*

Gehoerverlies door lawaai is het enige voldoende gedocumenteerde ongunstige effect op de gezondheid van blootstelling aan geluid in de vrije tijd. Toepassing van het reken-schema van ISO 1999 op de blootstellingsgegevens voor jongeren, en vergelijking van de uitkomsten met epidemiologische gegevens (Isi88, Pas76, Pas81), leidt tot de schatting dat de meeste mensen die in een popgroep spelen, op de lange duur een door

---

lawaai veroorzaakt gehoorverlies van 5 tot 10 dB zullen oplopen en dat dit bij de meeste bezoekers van popconcerten en disco's 2 tot 3 dB zal zijn. Voor 10 procent van de jongeren die hoofdtelefoons gebruiken, is het geschatte gehoorverlies door lawaai 10 tot 15 dB, terwijl het voor 1 procent meer is dan 15 dB. Neemt men de uiteenlopende percentages van jongeren die bij popmuziek betrokken zijn in aanmerking (Pas93d), dan impliceren deze geschatte gehoorverliezen dat 5 procent van de 2,5 miljoen mensen tussen 15 en 25 jaar door het spelen in een popgroep een gehoorverlies van 5 tot 10 dB zal oplopen, 15 procent een gehoorverlies tot 2 of 3 dB door popconcerten en disco's te bezoeken, 5 procent een gehoorverlies van 10 tot 15 dB en 0,5 procent een verlies van meer dan 15 dB door het gebruik van hoofdtelefoons. Er is geen informatie over de mate waarin combinaties van deze activiteiten optreden.

In tegenstelling tot de VS, Canada en Scandinavië beoefenen in Nederland maar weinig mensen de jacht of schietsporten. Naar schatting gebruikt minder dan 1 procent van de Nederlandse bevolking vuurwapens voor ontspanningsdoeleinden. Ook is het in Nederland gebruikelijk om bij het beoefenen van schietsporten persoonlijke gehoorbeschermers te dragen. Het is daarom waarschijnlijk dat er in Nederland een slechts beperkte blootstelling is aan het geluid van vuurwapens tijdens recreatie. Omdat er geen gegevens zijn over de patronen van blootstelling aan geluid tijdens spel en sport, is de mate van door die blootstelling veroorzaakte gezondheidseffecten onbekend.

Uit al het onderzoek naar de invloed van lawaai van knallend vuurwerk op het gehoor komt een stijging van 1 tot 2 procent naar voren in het percentage kinderen met een hoogfrequent gehoorverlies ten gevolge van het gebruik van dat vuurwerk (Gja74, Isi88, Gup89, Bro92). Het aantal jonge mensen dat in Nederland met een dergelijk gehoorverlies kampt, is niet bekend omdat er geen gegevens zijn over blootstellingspatronen. Hetzelfde geldt voor kinderen die met lawaaiig speelgoed omgaan.

---

#### **4.5 Trends in het optreden van gehoorverlies bij jongeren**

Gehoorderverlies kan tal van oorzaken hebben, bijvoorbeeld infectieziekten, ototoxische geneesmiddelen, erfelijke factoren, middenoorontsteking en blootstelling aan lawaai. Ook wordt het gehoor slechter bij het vorderen van de leeftijd. De resultaten van twee omvangrijke onderzoeken (Bor88, Bor93, Kör92) in Oostenrijk en Noorwegen duiden op een ernstige verslechtering van het gehoor van jonge mannen en vrouwen in de jaren tachtig. Deze bevinding vindt echter geen steun in de resultaten van een recent Zweeds en een Duits onderzoek (Ess92, Ros93). Wegens gebrek aan onderzoeksgegevens kan de commissie geen duidelijke mening geven over de mate van gehoorverlies in de Nederlandse bevolking. Nederlandse onderzoeksresultaten duiden niet op achteruitgang van het gehoor van jonge Nederlanders (18-jarigen) in de periode tot 1983 (Pas89b, Pas90). Maar aan deze gegevens zijn geen conclusies te ontleen over trends in de

---

gehoorkwaliteit van de 10 procent van de jeugdigen met de hoogste waarden, en al evenmin over de ontwikkelingen sedert 1983. De commissie pleit voor onderzoek naar de huidige kwaliteit van het gehoor van Nederlandse jongeren.

---

#### **4.6 Samenvatting**

In tabel 3 zijn de resultaten samengevat die in de voorgaande paragrafen zijn beschreven. De schattingen van de aantallen betrokken mensen in Nederland zijn weergegeven in termen van zeven klassen die achtereenvolgens in grootte-orde een factor 10 van elkaar verschillen. Deze classificatie heeft uitsluitend betrekking op de omvang van het optreden van effecten die aan blootstelling aan geluid zijn toe te schrijven, niet op de ernst van die effecten.

Tabel 3 Geschatte aantallen mensen in de Nederlandse bevolking in 1993 die gezondheidseffecten van blootstelling aan geluid ondervinden, aangegeven in grootte-klassen.

blootstellingssituatie en bron <sup>1</sup>	effect	klasse <sup>2</sup>
<i>werkomgeving</i>		
	gehoorverlies	6
	hinder	7
	hypertensie	4
	gehoorverlies baby	3
	hypertensie bij zwangerschap	2
<i>woonomgeving</i>		
	hypertensie	4
	ischemische hartziekten <sup>3</sup>	3
	gehoorverlies	-
	verminderde slaapkwaliteit <sup>4</sup>	7?
wegverkeer	ernstige hinder	7
burgerluchtvaart	ernstige hinder	6
militaire luchtvaart	ernstige hinder	7
railverkeer	ernstige hinder	6
industrie	ernstige hinder	6
verkeerscombinaties	ernstige hinder	6
andere bronnen in de omgeving	ernstige hinder	7
<i>recreatie-omgeving</i>		
popmuziek:	gehoorverlies	6
v spelen in popgroep	" 5 - 10 dB	6
v bezoek popconcerten en disco's	" 2 - 3 dB	6
v hoofdtelefoons	" 10 - 15 dB	6
	" > 15 dB	5
lawaai bij sport en spel		?
kinderspeelgoed	"	?

<sup>a</sup> Werkomgeving betreft werkenden in Nederland. Woonomgeving betreft volwassenen in Nederland (uitgezonderd bij laag geboortegewicht). Recreatie-omgeving betreft jong-volwassenen en kinderen.

<sup>b</sup> Klasse-specificatie:

<sup>c</sup> 1 geen 5 10 000 - 100 000 personen

<sup>d</sup> 2 < 100 personen 6 100 000 - 1 000 000 personen

<sup>e</sup> 3 100 - 1000 personen 7 > 1 000 000 personen.

<sup>f</sup> 4 1000 - 10 000 personen

<sup>g</sup> Aantal per jaar.

<sup>h</sup> Aantal personen die risico lopen; het aantal personen bij wie zich het effect voordoet kon niet geschat worden.

---

## Beantwoording van de adviesaanvraag

---

De commissie heeft een overzicht gegeven van de resultaten van wetenschappelijk onderzoek naar de invloed van lawaai op de gezondheid. In hoofdstuk 3 beoordeelde zij de bewijskracht voor het bestaan van oorzakelijke verbanden tussen blootstelling aan geluid en bepaalde gezondheidseffecten. In hoofdstuk 4 is die beoordeling gebruikt voor het vaststellen van de gevolgen van blootstelling aan geluid in de woonomgeving en op de werkplek voor de gezondheid van de Nederlandse bevolking. Beide hoofdstukken samen geven in combinatie met een separaat door de Gezondheidsraad gepubliceerd literatuur-onderzoek antwoorden op de vragen die de minister in zijn adviesaanvraag stelt. In dit slothoofdstuk zijn die antwoorden volledigheidshalve gerangschikt aan de hand van de tekst in de adviesaanvraag.

---

### Gezondheidseffecten

Wat zijn de te verwachten gezondheidsaspecten bij verschillende geluidniveaus?

In hoofdstuk 3 van dit advies zijn gezondheidseffecten gespecificeerd naar gelang het soort geluidbron. Ook is onderscheid gemaakt tussen woon-, werk- en recreatie-omgeving. Tabel 1 geeft een overzicht van mogelijke effecten op lange termijn, alsmede een classificatie van de bewijskracht voor het bestaan van oorzakelijke verbanden. Is die bewijskracht voldoende, dan zijn in de tabel ook waarnemingsniveaus gespecificeerd voor zover die beschikbaar zijn. Het waarnemingsniveau is de laagste waarde van de blootstelling waarvoor, gemiddeld gesproken, in epidemiologisch onderzoek een effect

---

van blootstelling is waargenomen. Dat niveau geldt voor een gemiddelde populatie van volwassenen, van volwassen werknemers of van een anderszins omschreven gemiddelde populatie zoals baby's of zwangere vrouwen.

In de gevallen van voldoende bewijs voor het bestaan van een oorzakelijk verband tussen blootstelling aan geluid en een schadelijk effect voor de gezondheid, is nagegaan in hoeverre een betrouwbare specificatie van dat verband beschikbaar is. Soms zijn dergelijke relaties uitgedrukt in termen van het relatief risico boven het waarnemingsniveau. Dit geldt voor ischemische hartaandoeningen en hypertensie. Voor gehoorverlies door geluid zijn blootstelling-effectrelaties gegeven in ISO 1999. Als geluidmaat voor blootstelling op de werkplek is  $L_{EX,occ}$  gekozen, terwijl  $L_{Aeq,24h}$  de gebruikte maat is voor blootstelling in de woonomgeving en in de vrije tijd.

Blootstelling-effectrelaties bestaan ook voor ernstige hinder in de woonomgeving door lawaai van verkeer en industrie (Mie92). Dergelijke relaties ontbreken voor hinder in kantoren of fabrieken.

Hoewel er voldoende bewijs is voor het bestaan van een oorzakelijk verband tussen nachtelijke blootstelling aan geluid en diverse effecten op de slaap, zijn uit veldonderzoek slechts voor enkele van die effecten blootstelling-effectrelaties afgeleid, te weten voor ontwaakreacties en veranderingen van het slaapstadium door intermitterend lawaai. In die relaties is de blootstelling uitgedrukt in de SEL-waarde. Op basis ervan is, voor nachtelijk vliegtuiglawaai in de buurt van grote vliegvelden, het aantal ontwaakreacties en veranderingen van slaapstadium geschat, met het equivalentie geluidniveau gedurende de nacht als blootstellingsmaat (Pas94).

Slechts voor gehoorverlies en hinder zijn gegevens beschikbaar voor het afleiden van de gevolgen van gecombineerde blootstelling aan geluid van verschillende bronnen. In het geval van gehoorverlies kan dat gecombineerde effect berekend worden aan de hand van het equivalente geluidniveau voor de hele blootstellingsperiode. Voor hinder van geluid door verschillende gelijktijdig voorkomende bronnen in de woonomgeving bestaat ook een rekenschema (Mie93).

Gezondheidseffecten van gecombineerde blootstelling aan geluid en aan andere fysische of chemische agentia zijn slechts bij hoge uitzondering onderwerp geweest van epidemiologisch onderzoek. Omdat bovendien de in dat onderzoek betrokken groepen klein waren, kan men aan de beschikbare gegevens onvoldoende bewijskracht ontleen voor het optreden van interacties.

Blijkens de resultaten van epidemiologisch onderzoek zijn er diverse bevolkingsgroepen met een verhoogde kans op het oplopen van nadelige gezondheidseffecten door geluid, te weten:

**P** het gehoor van kinderen is vermoedelijk kwetsbaarder dan dat van volwassenen

- P** mannen met een hoog cholesterol-gehalte in het bloed hebben een grotere kans op gehoorverlies door geluid op de werkplek dan mannen met normale cholesterol-gehaltenes
- P** bij ziekenhuispatiënten leidt blootstelling aan betrekkelijk veel lawaai in of om het ziekenhuis tot vertraging van herstel en van de genezing van wonden
- P** vergeleken met zwangere vrouwen die niet blootstaan aan geluid op de werkplek, hebben zwangere vrouwen die blootstaan aan sterk industrieel lawaai een verhoogde kans op hypertensie tijdens de zwangerschap
- P** een verhoogde kans op hypertensie is er ook bij mensen die ernstige hinder ondervinden van relatief geringe niveaus van wegverkeerslawaai
- P** mannen die blootstaan aan zowel wegverkeerslawaai in de woonomgeving als lawaai op de werkplek hebben, vergeleken met mannen die uitsluitend aan wegverkeerslawaai blootstaan, een verhoogde kans op ischemische hartaandoeningen
- P** mensen die hinder ondervinden van geluid op de werkplek zijn in hun vrije tijd extra geïrriteerd, hetgeen hun welbevinden thuis niet ten goede komt
- P** bij zieken, ouderen en mensen met slaapproblemen doen zich relatief veel slaapverstoringen door geluid voor, vooral met betrekking tot het opnieuw in slaap vallen na te zijn gewekt; oudere mensen hebben een verhoogde kans op ontwaakreacties door nachtelijk geluid
- P** mensen bij wie geluid slaapverstoringen veroorzaakt, hebben een verhoogde kans op hypertensie, ischemische hartaandoeningen en negatieve invloeden op het psychosociaal welbevinden, vergeleken met mensen in dezelfde leefsituatie maar zonder slaapverstoringen
- P** mensen die extra gevoelig zijn voor geluid, personen die bang zijn voor bepaalde geluidbronnen en zij die zich onmachtig voelen om een bepaalde geluidssituatie te beïnvloeden (en daardoor machtsmisbruik ervaren) hebben een verhoogde kans om ernstige hinder te ervaren.

---

## Effecten in de Nederlandse bevolking

Wat is de omvang van de te verwachten effecten in de Nederlandse bevolking?

Over deze vraag gaat hoofdstuk 4. De beschikbare gegevens zijn in tabel 3 samengevat. De aantallen mensen die een effect ondervinden, zijn aan de hand van een indeling in klassen tot uitdrukking gebracht, omdat uit de beschikbare informatie geen nauwkeuriger schattingen vallen af te leiden.

---

---

## Gezondheidskundige advieswaarden

Welke gezondheidskundige grenswaarden kunnen op basis van deze gegevens geformuleerd worden?

Gewoonlijk zijn blootstellingslimieten niet alleen gebaseerd op gezondheidskundige overwegingen, maar vormen zij de uitkomst van een politiek beslissingsproces waarin ook sociale en economische factoren meespelen. Gezondheidskundige advieswaarden\* hangen af van criteria aangaande het beschouwde effect als eindpunt, de te beschermen populatie, de mate van bescherming en de in aanmerking te nemen veiligheidsmarges. Gaat het om het voorkómen van enig effect in de doorsneebevolking, dan zijn de aangegeven waarnemingsniveaus de geschikte gezondheidskundige grenswaarden voor zover men geen veiligheidsmarges aanhoudt. Wenst men zo'n marge wel en wenst men bovendien rekening te houden met extra gevoelige groepen, dan moeten de gezondheidskundige grenswaarden lager gekozen worden dan de waarnemingsniveaus, teneinde de beoogde mate van preventie te realiseren.

---

## Internationale normen

In welke mate bestaat er internationale overeenstemming over deze aspecten en in hoeverre werkt dit door naar normstelling?

Specificaties van internationale instanties zijn uitsluitend beschikbaar met betrekking tot gehoorverlies door lawaai. In hoofdstuk 3 heeft de commissie verwezen naar de internationale standaard ISO 1999 waarin blootstelling-effectrelaties zijn gegeven. In 1981 heeft de Wereldgezondheidsorganisatie een equivalent geluidniveau van 75 dB(A) gedurende werktijd aangegeven als het geen-nadelig-effect-niveau. Hetzelfde niveau is door de Europese Unie genoemd in haar ontwerp richtlijn over fysische agentia, gepubliceerd in december 1992.

---

## Vergelijking met het advies uit 1971 van de Gezondheidsraad

De commissie merkt op dat, zoals blijkt uit vergelijking van het voorliggende advies met een in 1971 door de Gezondheidsraad uitgebracht advies, dat gezondheidseffecten die

---

\* Bij de vertaling van het advies is aangesloten bij de in adviezen van de Gezondheidsraad gebruikelijke terminologie. Commissies van de Raad leiden gezondheidskundige advieswaarden af, die de overheid kan gebruiken bij het vaststellen van wettelijke grenswaarden.

---



thans met lawaai blijken te zijn geassocieerd, dezelfde zijn als hetgeen gold in de jaren zestig. De tegenwoordig beschikbare gegevens, beschreven in hoofdstuk 3, zijn echter gedetailleerder en vooral kwantitatiever dan die van drie decennia geleden. Dit houdt in dat onzekerheden zijn gereduceerd en dat de conclusies over de invloed van lawaai op de gezondheid nu op een aanzienlijk hechtere basis rusten.

Combineert men de gegevens over de gezondheidseffecten van geluid met die over blootstelling aan geluid in Nederland, dan blijkt dat de twee belangrijkste gezondheidseffecten zijn:

- P** hinder van geluid op de werkplek en in de woonomgeving
- P** gehoorverlies door lawaai op de werkplek.

Ook slaapverstoring door lawaai is een belangrijk effect voor de volksgezondheid, maar er zijn geen gegevens over het aantal mensen die hiermee te kampen hebben.

Waarom zijn de genoemde effecten nog steeds zo belangrijk, terwijl ze al vele jaren bekend zijn en preventieve maatregelen wel degelijk zijn genomen? Er zijn hiervoor twee redenen te noemen. De eerste is dat effecten zich ook voordoen bij geluidniveaus die lager zijn dan in voorschriften gespecificeerde grenswaarden. De tweede reden is dat de blootstellingen, voornamelijk veroorzaakt door uiteenlopende vormen van verkeer, door burens en door industrieel lawaai of geluid op de werkplek, op grote schaal plaatsvinden. Terugdringing van het lawaai zal daarom aanzienlijke financiële offers vragen.

De meeste andere gezondheidseffecten van geluid, waaronder ischemische hartaandoeningen en hypertensie, treden op bij betrekkelijke hoge geluidniveaus. Slechts bij mensen met zeer lawaaiige beroepsbezigheden of die zeer specifieke blootstellingen vanuit hun woonomgeving ondergaan, zullen die effecten zich voordoen. Dit is in hoofdstuk 3 uiteengezet. Veel van deze effecten zijn te voorkomen door strikte inachtneming van voorgeschreven grenswaarden.

Samenvattend concludeert de commissie dat blootstelling aan geluid belangrijke gevolgen heeft voor de volksgezondheid in geïndustrialiseerde landen zoals Nederland. Veel duidelijker dan uit mortaliteitscijfers blijken die gevolgen uit analyses van de kwaliteit van het leven.

Den Haag, 15 september 1994,  
De Commissie Geluid en Gezondheid,

w.g.

mw drs W Passchier-Vermeer,  
secretaris

dr GF Smoorenburg,  
voorzitter



---

## Literatuur

- 
- Alt87        Altena K. Invloed van lawaai op de gezondheid; Beschrijving onderzoeksopzet. Leidschendam: VROM, 1987; (Rapport nr GA-HR-03-01).
- Alt89        Altena K. Medische gevolgen van Lawaai. Leidschendam: VROM, 1989; (Rapport nr GA-DR-03-01).
- Axe85a      Axelsson A, Lindgren F. Is there a relationship between hypercholesterolaemia and noise-induced hearing loss? *Acta Otolaryngol* 1985; 100: 379-86.
- Axe85b      Axelsson A, Jersson T. Noisy toys: a possible source of sensorineural hearing loss. *Pediatrics* 1985; 76: 574.
- Axe91a      Axelsson A. Leisure noise exposure in adolescents and young adults. *J Sound Vibr* 1991; 151(3): 447-53.
- Axe91b      Axelsson A, Hellstrom PA, Altschuler R, et al. Inner ear damage from toy cap pistols and fire-crackers. *Int J Ped Otorhinolaryngol* 1991; 21: 143-8.
- Axe93        Axelsson A, Dengerink H, Hellstrom PA, et al. The sound world of the child. *Scand Audiol* 1993; 22: 117-24.
- Bab88        Babisch W, Gallacher JE, Elwood PC, et al. Traffic noise and cardiovascular risk. The Caerphilly study, first phase. Outdoor noise levels and risk factors. *Arch Environ Health* 1988; 43(6): 407-14.
- Bab90        Babisch W, Ising H, Gallacher JEJ, et al. Traffic noise, work noise and cardiovascular risk factors: The Caerphilly and Speedwell Collaborative Heart Disease Studies. *Environ Int* 1990; 16: 425-35.
- Bab92        Babisch W, Ising H. Epidemiologische Studien zum Zusammenhang zwischen Verkehrslärm und Herzinfarkt. *Bundesgesundheitsblatt* 1992; 35(1):3-11.
- Bab93a      Babisch W, Elwood PC, Ising H, et al. Verkehrslärm als Risikofaktor für Herzinfarkt. In: Ising-H, Kruppa-B, eds. *Schriftenreihe 88 des Vereins für Wasser-, Boden- und Lufthygiene*. Stuttgart: Gustav Fischer Verlag, 1993: 135-66.
-

- Bab93b Babisch W, Ising H, Elwood P et al. Traffic Noise and Cardiovascular Risk: The Caerphilly and Speedwell Studies, Second Phase. Risk Estimation, Prevalence and Incidence of Ischemic Heart disease. Arch Env Health 1993, 48: 406-13.
- Ber93 van den Berg M. Cumulatie van geluid in de gewijzigde Wet geluidhinder. Geluid 1993; 1: 20-3.
- Bie89a Biesiot W, Pulles MPJ, Stewart RE. Environmental noise and health Leidschendam: VROM, 1989; (Rapport nr GA-DR-03-03).
- Bie89b Biesiot W, Pulles MPJ, Stewart RE. Invloed van lawaai op de gezondheid. Leidschendam: VROM, 1989; (Rapport nr GA-HR-03-02).
- Bor88 Borchgrevink HM. One third of 18 year old male conscripts show noise induced hearing loss > 20 dB before start of military service - the incidence being doubled since 1981. Reflecting increased leisure noise? In: Berglund-B, Lindvall-T, eds. Proceedings 5th International Congress on Noise as a Public Health Problem. Stockholm: Swedish Council for Building Research, 1988: 27-32.
- Bor93 Borchgrevink HM. Music-induced hearing loss >20 dB affects 30% of Norwegian 18 year old males before military service - the incidence doubled in the 80's, declining in the 90's. In: Vallet-M, ed. Proceedings 6th International Congress on Noise as a Public Health Problem. Vol.2. Nice: INRETS, 1993: 25-8.
- Bro92 Brookhouser PE, Worthington DW, Kelly WJ. Noise-induced hearing loss in children. Laryngoscope 1992; 102(6): 645-55.
- CBS78a CBS. De leefsituatie van de Nederlandse bevolking, 1977; deel I: kerncijfers. Den Haag: Staatsuitgeverij, 1978.
- CBS78b CBS. Arbeidskrachtentelling 1975. Den Haag: Staatsuitgeverij, 1978.
- CBS93 Statistisch Jaarboek 1993. Rijswijk: Centraal Bureau voor de Statistiek, 1993.
- Coh80 Cohen S, Evans GW, Krantz DS, et al. Physiological, motivational, and cognitive effects of aircraft noise on children. Am Psychol 1980; 35: 231-43.
- Dol85 Doll R, Peto R. Asbestos; Effects on Health of Exposure to Asbestos. London: Her Majesties Office, 1985.
- Dij81 Dijkstra A, van der Grinten MP, Schlatmann-Th. Functioneren in de arbeidssituatie. Leiden: NIPG-TNO, 1981.
- Dij84 van Dijk FJH. Effecten van lawaai op gezondheid en welzijn in de industrie. (Thesis). Amsterdam: Universiteit van Amsterdam, 1984.
- EPA 74 Environmental Protection Agency. Information on levels of environmental noise requisite to protect public health and welfare with an adequate margin of safety. Washington. EPA, 1974 (EPA Rep No 559/9-74-004).
- Ess92 Esser L. Einfluss unterschiedlicher Freizeitaktivitäten auf das Hörvermögen jugendlicher und junger Erwachsenen. In: Proceedings 6th Fase-Congress 1992. Zurich: Swiss Acoust Soc, 1992: 209-12.
- Fru88a Fruhstorfer B, Pritsch MG, Fruhstrofer H. Effects of daytime noise load on the sleep-wake cycle and endocrine patterns in man: I 24 hours neurophysiological dat. Int J Neurosci 1988; 39(3-4): 197-209.
- Fru88b Fruhstorfer B, Pritsch MG, Fruhstrofer H. Effects of daytime noise load on the sleep-wake cycle and endocrine patterns in man: II 24 hours secretion of ant. and post. pituitary hormones. Int J Neurosci 1988; 39: 211-21.
-

- Fru90 Fruhstorfer B. Daytime noise load: a 24 hours problem? In: Berglund-B, Lindvall T, Red. Proceedings 5th International Congress on Noise as a Public Health Problem. Stockholm: Swedish Council for Building Research, 1990: 123-4.
- Gja74 Gjaevenes K, Moseng J, Nordahl T. Hearing loss in children caused by the impulsive noise of Chinese crackers. *Sci Audiol* 1974; 3: 153-56.
- GR71 Gezondheidsraad: Geluidhinder. Rapport Gezondheidsraad Commissie Geluidhinder en Lawaaibestrijding. Den Haag: Gezondheidsraad, 1971.
- GR77 Gezondheidsraad: Advieswaarden voor de kwaliteit van de buitenlucht. Algemene beschouwingen. Den Haag: Gezondheidsraad, 1977 (Rapport 1977/07).
- GR91 Gezondheidsraad: Commissie Vliegtuiglawaai en slaap. Vliegtuiglawaai en slaap. Den Haag: Gezondheidsraad, 1991; publikatie nr 1991/05.
- GR92 Gezondheidsraad: Commissie Stress en gezondheid. Stress en gezondheid. Den Haag: Gezondheidsraad, 1992 ; publikatie nr A92/02.
- Gri76 Griefahn B, Jansen G, Klosterkötter W. Zur Problematik lärmbedingter Schlafstörungen: eine Auswertung von Schlaf-Literatur. *Umweltbundesamt* 1976; 4: 1-251.
- Gri90a Griefahn B. Präventivmedizinische Vorschläge für den nächtlichen Schallschutz. *Z Lärmbekämpfung* 1990; 37: 7-14.
- Gri90b Griefahn B. Research on noise and sleep: present state. In: Berglund-B, Lindvall-T, eds. Proceedings of the 5th International Congress on Noise as a Public Health Problem. Vol 5. Stockholm: Swedish Council for Building Research, 1990: 17-20.
- Gup89 Gupta D, Vishwakaarma SK. Toy weapons and fire-crackers: a source of hearing loss. *Laryngoscope* 1989; 99: 330-4.
- Gru92 Gruber J. Sleep disturbance by aircraft noise: changes of sleep stages and increased catecholamine secretion. KNMG- Nachtvluichten en slaapverstoring; symposium 1992: 21-31. Rotterdam: KNMG, 1992.
- Hil65 Hill AB. The environment and disease: association or causation? *Proc R Soc Med* 1965; 58: 295-300.
- Hof91 Hofman W. Vliegtuiglawaai, slaap en gezondheid. Een literatuurstudie. Den Haag: Gezondheidsraad, 1991; Publikatie nr A91/01.
- Hof92 Hofman WF, de Jong RG. De rol van de aantallen passages bij gezondheidseffecten van nachtvluichten. Leiden: NIPG-TNO, 1992; (Rapport nr C-014).
- IARC87 World Health Organization. International Agency for Research on Cancer. Monographs on the evaluation of carcinogenic risks to humans. Lyon: IARC, 1987.
- Isi80b Ising H, Dienel D, Günther T, et al. Health effects of traffic noise. *Int Arch Occup Environ Health* 1980; 47(2): 179-90.
- Isi80c Ising H, Günther T, Melchert HU. Nachweis und Wirkungsmechanismen der blutdrucksteigernden Wirkung von Arbeitslärm. *Zentralbl Arbeitsmed* Bd 1980; 30: 194-203.
- Isi88 Ising H, Babisch W, Gandert J, et al. Horschaden bei jugendlichen Berufsanfängern aufgrund von Freizeitlärm und Musik. *Z Lärmbekämpfung* 1988; 35: 35-41.
- Isi80a Ising H, Markert B, Günther T, e.a. Zur Gesundheitsgefährdung durch Verkehrslärm. *Z Lärmbekämpfung* 1980; 27; 1-8.
-

- Isi93 Ising H, Rebentisch E. Comparison of acute reactions and long-term extra-aural effects of occupational and environmental noise exposure (abstract). In: Vallet M, ed. Proceedings 6th International Congress on Noise as a Public Health Problem. Vol 3. Nice: INRETS, 1993: 280-287.
- ISO90 International Organization for Standardization. ISO-1999. Acoustics: Determination of occupational noise exposure and estimation of noise-induced impairment. Geneva: ISO, 1990.
- Jon90a de Jong RG. Burenlawaa. Nederlandse Stichting Geluidhinder; Verslag NSG-studiedag, 1990: 11-5.
- Jon90b de Jong RG. Geluidniveaus in Nederland. Leiden: NIPG-TNO, 1990; (Rapport nr. 90.065).
- Jon92b de Jong RG, Jurriëns AA, Groot B, et al. Geluidhinder in relatie tot gezondheid. Rotterdam: Projectbureau Noordrand Rotterdam, 1992; (Rapport nr 02/92).
- Jon93 de Jong RG. Geluideffecten hogesnelheidstreinen. Leiden: NIPG-TNO, 1993 (Rapport nr 93.001).
- Jur83 Jurriëns AA, Griefahn B, Kumar A, et al. 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: Vol 2. Milan: Centro Ricerca E Studi Amplifon, 1983: 929-37.
- Kar68 Karsdorf G, Klappach H. Einflüsse des Verkehrslärms auf Gesundheit und Leistung bei Oberschülern einer Grossstadt. Z Gesamte Hyg 1968; 14(1): 52-4.
- Kni76 Knipschild PG. Medische gevolgen van vliegtuiglawaai. (Thesis). Amsterdam: Universiteit van Amsterdam, 1976.
- Kör92 Körpert A. Hearing thresholds of young workers measured in the period from 1976 to 1991. In: Proceedings 6th Fase-Congress. Zurich: Swiss Acoust Soc, 1992: 181-4.
- Kro92 Kromhout D, Obermann-de Boer GL, Blokstra A, et al. Peilstationsproject Hart- en Vaatziekten. Bilthoven: RIVM, 1992; (Rapport 52891007).
- Kry90 Kryter KD. Aircraft noise and social factors in psychiatric hospital admission rates: a re-examination of some data [published erratum appears in Psychol Med 1990 Nov;20(4):1022]. Psychol Med 1990; 20(2): 395-411.
- Lal74 Lalonde M. A new perspective on the health of the Canadians. Ottawa: Ministry of Health and Welfare, 1974.
- Luk75 Lukas JS. Noise and sleep: a literature review and a proposed criterion for assessing effect. J Acoust Soc Am 1975; 58(6): 1232-42.
- Mar88 Marth E, Gallasch E, Fügler GF, et al. Fluglärm: Veränderung biochemischer Parameter. Zentralbl Bakteriologie Mikrobiol Hyg (B) 1988; 185(4-5): 498 -508.
- Mar90 Marth E. Lärm: Ablauf verschiedener endocriner und biochemischer Reaktionen. Forum Stadte Hygiene 1990; 41: 34-9.
- Mas92 Maschke C. Der Einfluß von Nachtfluglärm auf den Schlafverlang und die Katecholaminausscheidung (Thesis). Berlin: Technischen Universität, 1992.
- Mel92 Melamed S, Luz J, Green MS. Noise exposure, noise annoyance and their relation to psychological distress, accident and sickness absence among blue-collar workers: The cordis study. Isr J Med Sci 1992; 28(8-9): 629-35.
-

- Mie85 Miedema HME. Hinder door geluid op de arbeidsplaats; literatuurstudie. Den Haag: ICG, 1985; (Rapport LA-DR-08-01).
- 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; (Rapport 92.021).
- Mie93 Miedema HME. Geluidmaten voor vliegverkeer. Leiden: NIPG-TNO, 1993; (Rapport 93.085).
- Ohr83 Öhrström E. Sleep disturbances-after effects of different traffic noises. In: Proceedings of the fourth International Congress on Noise as a Public Health Problem. Milan: Centro Ricerche e Studi Amplifon, 1983: 917-28.
- Ohr88 Öhrström E, Björkman M. Effects of noise-disturbed sleep: A laboratory study on habituation and subjective noise sensitivity. *J Sound Vibr* 1988; 122 (3): 277-90.
- Ohr89 Öhrström E. Sleep disturbance, psycho-social and medical symptoms - a survey among persons exposed to high levels of road traffic noise. *J Sound Vibr* 1989; 133(1): 117-28.
- Ohr90 Öhrström E, Björkman M, Rylander R. Primary and after effects of noise during sleep with reference to noise sensitivity and habituation: studies in laboratory and field. In: Berglund B, Lindvall T, eds. Proceedings 5th International Congress on Noise as a Public Health Problem. Vol 5. Stockholm: Swedish Council for Building Research, 1990: 55-63.
- Ohr91 Öhrström E. Psycho-social effects of traffic noise exposure. *J Sound Vibr* 1991; 151(3): 513-7.
- 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.
- Osa68 Osada Y, Tsunahima S, Yoshida K, et al. Experimental study on the influence of noise on sleep. *Bull Inst Public Health (Tokyo)* 1968; 17(3): 208-17.
- Osa69 Osada Y, Tsunashina S, Yoshida K, et al. Sleep impairment caused by short time exposure to continuous and intermittent noise. *Bull Inst Public Health (Tokyo)* 1969; 18: 1-9.
- Osa72 Osada Y, Tsunahima S, Yoshida K, et al. Effects of train and jet aircraft noise on sleep. *Bull Inst Public Health (Tokyo)* 1972; 21(3): 133-8.
- Osa74 Osada Y, Ogawa S, Ohkubo C, et al. Experimental study on the sleep interference by train noise. *Bull Inst Public Health (Tokyo)* 1974; 23(3): 171-7.
- Pas76 Passchier-Vermeer W. De invloed van popmuziek op de gehoorscherpthe van jonge luisteraars. Delft: IMG-TNO, 1976; (Rapport B 350).
- Pas81 Passchier-Vermeer W. Popmuziek. Blijvende gehoorschade door expositie aan popmuziek? Een afdoend antwoord. Delft: IMG-TNO, 1981; (Rapport B 471).
- Pas85 Passchier-Vermeer W, Rövekamp AJM. Verband tussen gehoorschade en de sociale handicap door een verminderd hoorvermogen bij groepen personen die tijdens hun werk aan lawaai zijn geëxponeerd. In: Passchier-Vermeer W, et al. Preventie gehoorschade door lawaai. Voordrachten ter gelegenheid van het 10-jarig jubileum van de NVBA. Leiden: NIPG-TNO, 1985: 185-202.
- Pas87a Passchier-Vermeer W, Leijten JL. Beroepslethorendheid en de melding van beroepsziekten in Nederland. Leiden: NIPG-TNO, 1987; (Rapport 87004).
-

- Pas87b Passchier-Vermeer W, Rövekamp AJM. De beoordeling van het gehoor met betrekking tot het verstaan van spraak en de gehoorverliezen in het toondrempelaudiogram. Leiden: NIPG-TNO, 1987; (Rapport 87003).
- Pas88 Passchier-Vermeer W. Hearing threshold levels and noise-induced hearing loss in the building industry, in relation to hearing threshold levels of reference groups. Leiden: NIPG-TNO, 1988; (Report 88044).
- Pas89a Passchier-Vermeer W. Het equivalente geluidniveau en gehoorschade door lawaai op de arbeidsplaats bij groepen werknemers. Leiden: NIPG-TNO, 1989; (Rapport nr 88072).
- Pas89b Passchier-Vermeer W. Het gehoor van jongeren en blootstelling aan geluid. Leiden: NIPG-TNO, 1989; (Rapport nr 89007).
- Pas90 Passchier-Vermeer W. Demographic results and field results on age-related and noise-induced hearing loss. In: Berglund B, Lindvall T, eds. Proceedings 5th International Congress on Noise as a Public Health Problem. Vol 4. Stockholm: Swedish Council for Building Research, 1990: 45-58.
- Pas91a Passchier-Vermeer W. Effecten van geluid op de mens. Leiden: NIPG-TNO, 1991; (Rapport nr 91.061).
- Pas91b Passchier-Vermeer W. Noise from toys and the hearing of children. Leiden: NIPG-TNO, 1991; (Rapport nr 91.032).
- Pas91c Passchier-Vermeer W. Occupational noise exposure and effects on hearing. Leiden: NIPG-TNO, 1991; (Rapport nr 91.054).
- Pas92 Passchier-Vermeer W. Het gekrakeel rond de walkman. Geluid 1992; 3: 100-6.
- Pas93a Passchier-Vermeer W. Geluid en gezondheid. Den Haag: Gezondheidsraad, 1993; publikatie nr A93/02.
- Pas93b Passchier-Vermeer W. Noise and Health. Den Haag: Gezondheidsraad, 1993. publikatie nr A93/02E.
- Pas93c Passchier-Vermeer W, de Jong RG, Miedema HME. Geluid en gezondheid. Schattingen gezondheidseffecten door vliegtuiglawaai rond Schiphol; tweede versie. Leiden: NIPG-TNO, 1993; (Rapport nr 93.086).
- Pas93d Passchier-Vermeer W. Noise-induced hearing lost from daily occupational noise exposure; extrapolations to other exposure patterns and other populations. In Vallet M, ed. Proceedings 6th International Congress on Noise as a Public Health. Volume 3. Nice: INRETS, 1993, 99-105.
- Pas94 Passchier-Vermeer W. Nachtelijk vliegtuiglawaai. Schattingen van ontwaakreacties en slaapstadiumverschuivingen. Leiden: TNO-PG, 1994 (Rapport nr 94.021).
- Pea89 Pearsons KS, Barber DS, Tabacknick BG. Analyses of the predictability of noise-induced sleep disturbance. Canoga Park: BBN Systems and Technologies Corporation, 1989; (Report AD-A220 156).
- Ric87a Rice CG, Breslin M, Rope RG. Sound levels from personal cassette players. Br J Audiol 1987; 21: 273-8.
- Ric87b Rice CG, Rossi G, Olina M. Damage risks from personal cassette players. Br J Audiol 1987; 21: 279-88.
- RIV88 Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieuhygiëne. Zorgen voor morgen; Nationale milieuverkenning 1985-2010. Bilthoven: RIVM, 1988.
- RIV93a Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieuhygiëne. Milieuverkenning 3, 1993-2015. Bilthoven: RIVM, 1993.
- RIV93b Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieuhygiëne. Gezondheidskundige Evaluatie Schiphol. Bilthoven: RIVM, 1993.
- RIV93c Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieuhygiëne. Volksgezondheid Toekomst Verkenning. De gezondheidstoestand van de Nederlandse bevolking in de periode 1950-2010. Den Haag: SDU Uitgeverij, 1993.
-



- Ros93 Rosenhall U, Axelsson A, Svedberg A. Hearing in 18 year old men - Is high frequency hearing loss more common today than 17 years ago? In: Vallet M, ed. Proceedings 6th International Congress on Noise as a Public Health Problem. Vol.2. Nice: INRETS, 1993: 119-22.
- Sch90 Schulze B, Woelke G, Moerstedt R, e.a. Strassenverkehrslaerm und Belaestigungserlebnis. (Street traffic noise and stress experience) Z Gesamte Hyg 1990; 36(4): 201-3.
- Sch91 Schwarze S. Langjährige Lärmbelastung und Gesundheit. Dortmund: Bundesanstalt für Arbeitsschutz, 1991; (Rapport nr FB 636).
- SIG88 SIG. Jaarboek Ziekenhuizen 1988. Utrecht: Sig, 1989.
- Smo82 Smoorenburg GF. Damage risk criteria for impulse noise. In: Hamernik R, Salvi R, eds. New perspectives on noise-induced hearing loss. New York: Raven Press, 1982: 471-90.
- Smo86 Smoorenburg GF, van Van-Goldstein-Brouwers WG. Spraak-verstaan in relatie tot het toonaudiogram bij slechthoerendheid ten gevolge van lawaai. Soesterberg: IZF-TNO, 1986; (Rapport 1986 C-17).
- Spr90 Spreng M. Effects of noise from military low-level flights on humans: part I. In: Berglund B, Lindvall T, eds. Proceedings 5th International Congress on Noise as a Public Health Problem. Stockholm: Swedish Council for Building research, 1990: 293-303.
- Tru88 Truchon-Gagnon C, Héту R. Noise in day-care centres for children. Noise Control Engin J 1988; 30: 57-64.
- Vos85a Vos J. A review of field studies on annoyance due to impulse and road-traffic sounds. In: Inter-Noise 1985. D-Bremerhaven: Wirtschaftsverlag NW; 1029-32.
- Vos85b Vos J, Smoorenburg GF. Penalty for impulse noise, derived from annoyance ratings for impulse and road-traffic sounds. J Acoust Soc Am 1985; 77: 193-201.
- Vos92 Vos J. Annoyance caused by simultaneous impulse, road-traffic, and aircraft sounds: A quantitative model. J Acoust Soc Am 1992; 91: 3330-45.
- WHO80 World Health Organization. Noise. Geneva: WHO, 1980; (Environmental health criteria: 12).
- WNN93 Geluidsnormering nachtelijk vliegverkeer. Rapportage van de Werkgroep Nachtnormering. Den Haag: VROM, 1993.



---

A	De adviesaanvraag
B	Samenstelling van de commissie
C	Begrippen en definities

---

## Bijlagen



---

## De adviesaanvraag

---

De voorzitter van de Gezondheidsraad ontving de volgende brief, gedateerd 17 mei 1994, nr PAO/GZ 945796, van de minister van Welzijn, Volksgezondheid en Cultuur.

Naar ik heb vernomen is de Gezondheidsraad voornemens een advies uit te brengen over de stand van de wetenschap wat betreft de invloed van geluid op de gezondheid. In verband daarmee vraag ik, mede namens mijn ambtgenoten van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer en van Sociale Zaken en Werkgelegenheid uw aandacht voor het volgende. De adviezen van de Gezondheidsraad hebben een belangrijke rol gespeeld bij de totstandkoming van de wet Geluidhinder en bij het Besluit Geluidbelasting Grote Luchtvaartterreinen.

Wat betreft normstelling inzake geluid op de werkplek is laatstelijk per 1 december 1991 de regelgeving ter bescherming van werknemers tegen schadelijke effecten van geluid op het gehoor aangepast. Over hinder in de werkomgeving onder de 75 dB(A) wordt nog veel geklaagd. Een evaluatie van het wetenschappelijk onderzoek over hinder door lawaai is relevant. Lawaai lijkt in combinatie met andere factoren ook als stressor van invloed. Ook voor andere mogelijke gezondheidseffecten van blootstelling aan geluid (zoals bloeddrukverhoging en hart- en vaatziekten) is het opmaken van de stand van de wetenschap gewenst om te kunnen beoordelen of en zo ja op welke wijze dit dient door te werken in de normstelling.

Gelet op het voorgaande verzoek ik u bij de advisering bijzondere aandacht te besteden aan de volgende onderwerpen:

- 1 Wat zijn de te verwachten gezondheidsaspecten bij blootstelling aan verschillende geluidsniveaus?
- 2 Wat is de omvang van de te verwachten effecten in de Nederlandse bevolking?
- 3 Welke gezondheidskundige grenswaarden kunnen op basis van deze gegevens geformuleerd worden?

- 4 In welke mate bestaat er internationaal overeenstemming over deze aspecten en in hoeverre werkt dit door naar de normstelling?

In het advies zie ik voorts graag aandacht besteed aan:

- a onderscheid naar geluidbron;
- b onderscheid naar woon-, werk-, en recreatieomgeving;
- c de mate van betrouwbaarheid van de gevonden effect-relaties;
- d overeenkomsten en verschillen met advieswaarden op andere terreinen (toxische stoffen, luchtverontreiniging etc);
- e cumulatie van geluidbronnen en cumulatie van geluid met andere belastingen voorzover relevant;
- f risicogroepen en/of gevoelige groepen.

de Minister van Welzijn, Volksgezondheid en Cultuur,

w.g.

drs H d'Ancona

---

## Samenstelling van de commissie

- 
- P** dr GF Smoorenburg, *voorzitter*  
TNO Technische Menskunde, Soesterberg, hoogleraar experimentele audiologie,  
Universiteit Utrecht
  - P** dr A Axelsson  
Sahlgren's Hospital, Göteborg, hoogleraar audiologie, Universiteit Göteborg
  - P** dr W Babisch  
Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene, BGA, Berlin
  - P** dr IG Diamond  
University of Southampton, hoogleraar statistiek, Universiteit Southampton
  - P** dr H Ising  
Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene, BGA, Berlin
  - P** dr E Marth  
Hygiene-Institut der Universität Graz, hoogleraar gezondheidsleer, Universiteit Graz
  - P** drs HME Miedema  
TNO Preventie en Gezondheid, Leiden
  - P** dr E Öhrström  
Universiteit van Göteborg, Göteborg
  - P** dr Chr Rice  
Institute Sound and Vibration Research Southampton, hoogleraar subjectieve akoes-  
tiek, Universiteit Southampton
-

- P** dr EW Roscam Abbing  
hoogleraar sociale geneeskunde, Katholieke Universiteit Nijmegen
- P** dr JAG van de Wiel, *secretaris*  
Gezondheidsraad, Den Haag
- P** drs W Passchier-Vermeer, *secretaris*  
TNO Preventie en Gezondheid, Leiden, en Gezondheidsraad, Den Haag



---

## Begrippen en definities

---

### 1 **Geluid**

Geluid is een verschijnsel van afwisselend verdichtingen en verdunningen in de lucht, die van een geluidbron in alle richtingen uitgaan. Op een gegeven plaats representeren deze verdichtingen en verdunningen drukvariati es rond de atmosferische druk. Deze drukvariati es zijn wiskundig te beschrijven als de som van een of meer sinusfuncties. De geluidsdrukvariati es van een zuivere toon zijn met behulp van  en sinusfunctie als functie van de tijd te beschrijven.

---

### 2 **Frequentie**

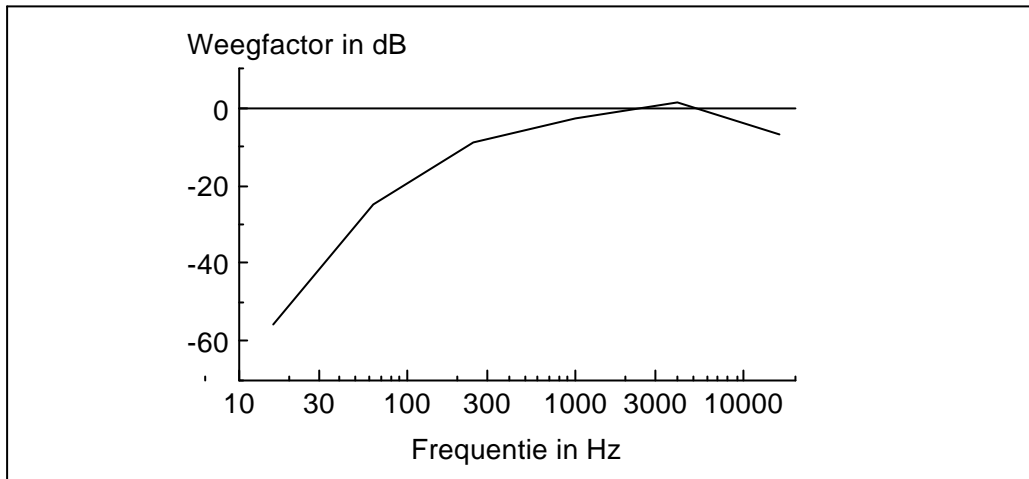
Het aantal drukvariati es per seconde is de frequentie van een geluid. De frequentie, uitgedrukt in hertz (Hz), bepaalt de toonhoogte: een hoge toon (bijvoorbeeld 4000 Hz) klinkt piepend, een lage (bijvoorbeeld 200 Hz) brommend.

---

### 3 **Geluidsdrukniveau**

Een geluid heeft behalve een frequentie ook een niveau (L: 'level'). Het niveau is gerelateerd aan de geluidsdruk ( $p$ ). In de praktijk loopt de geluidsdruk van minder dan 20  $\mu\text{Pa}$  tot meer dan 200 Pa, een verhouding van 1 tot 10 miljoen. Daarom wordt door akoestici gewoonlijk de logaritme van de geluidsdruk, uitgedrukt als veelvoud van een

---



Figuur C.1 Frequentieweging van geluid.

referentiewaarde, gebruikt als basis voor de geluidmaat. Als referentiewaarde is  $20 \mu\text{Pa}$  gekozen. Deze waarde heeft men zo gekozen dat een toon van deze sterkte met frequentie 1000 Hz gemiddeld net hoorbaar is voor iemand met een normaal gehoor. Het geluiddrukkniveau wordt uitgedrukt in decibel (dB) en is te berekenen uit:

$$L = 10 \log \frac{p^2}{p_0^2} \text{ dB} \quad (p_0 = 20 \mu\text{Pa})$$

---

#### 4 Geluidniveau

Het menselijk gehoor is niet gelijkelijk gevoelig voor geluiden bij verschillende frequenties. Om met deze frequentie-afhankelijkheid rekening te houden, gebruikt men bij het meten van geluid een filter met ongeveer dezelfde frequentie-afhankelijkheid als het menselijk gehoororgaan. Dit is een geluidfilter met de zogenoemde A-karakteristiek. In figuur C.1 is deze karakteristiek uitgezet als functie van de frequentie. Als de geluiddrukkniveaus zijn gemeten met gebruikmaking van het A-filter, noemt men de uitkomst het geluidniveau in dB(A).

---

#### 5 Equivalent geluidniveau

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

$$L_{Aeq,T} = 10 \log \frac{1}{T} \int_0^T \frac{p_A^2(t)}{p_0^2} dt \text{ dB(A)}$$

waarin:

- P**  $p_A(t)$ : de A-gewogen geluiddruk op tijdstip  $t$   
**P**  $T$  : de duur van de beschouwde periode

---

**6 Lawaai-expositieniveau ( $L_{EX} = L_{EX,occ}$ )**

Het lawaai-expositieniveau is het equivalente geluidniveau waaraan een werknemer of een groep van werknemers blootstaan tijdens een representatieve werkdag. De duur van de werkdag is genormeerd op acht uur.

---

**7 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.

---

**8 Dag-nachtniveau ( $L_{dn}$ )**

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

waarin:

- P**  $d$  (dag): de periode van 07.00 tot 19.00 uur  
**P**  $n$  (nacht): de periode van 22.00 tot 07.00 uur

Het dag-nachtniveau is het equivalente geluidniveau over een etmaal, onder verhoging van de nachtelijke geluidniveaus met 10 dB(A).

---

**9 Etmaalwaarde ( $L_{etm}$ )**

$$L_{etm} = \text{maximum van } L_{Aeq,d}, L_{Aeq,ev} + 5 \text{ en } L_{Aeq,n} + 10 \text{ dB(A)}$$

waarin:

- P**  $d$  (dag): de periode van 07.00 tot 19.00 uur  
**P**  $ev$  (avond; 'evening'): de periode van 19.00 tot 23.00 uur  
**P**  $n$  (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).

---

**10 Geluidmaat B voor vliegtuiglawaai**

$$B = 20 \log \sum_{i=1}^N (n_{ii} \times 10^{L_i/15}) - 157 \text{ Ke (Kosteneenheden)}$$

waarin:

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

**P**  $L_i$ : het maximale geluidniveau gedurende passage i

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

---

**11 Geluidblootstellingsniveau van een geluidgebeurtenis (SEL)**

$$SEL \equiv L_{Ax} = L_{Aeq,t} + 10 \log t \text{ dB(A)}$$

waarin:

**P**  $t$ : de blootstellingstijd in seconden

---

**12 Effectieve duur van een geluidgebeurtenis**

De effectieve duur  $\tau$  wordt gegeven door de volgende vergelijking

$$SEL = L_{A,\max} + 10 \log \tau \text{ dB(A)}$$

waarin:

**P**  $\tau$ : de effectieve duur in seconden.

---

**13 Relaties tussen maten**

$$L_{Aeq,T} = SEL + 10 \log n_T - 35,6 \text{ dB(A)}$$

waarin:

**P**  $n_T$ : het gemiddeld aantal geluidgebeurtenissen per uur met alle dezelfde SEL-waarde, in een periode van T uren.

Voor wegverkeerslawaai gelden de volgende empirische formules:

$$L_{dn} \approx L_{Aeq,24h} + 2 \text{ dB(A)}$$

$$L_{etm} \approx L_{dn} + 3 \text{ dB(A)}$$

$$L_{etm} \approx L_{Aeq,24h} + 5 \text{ dB(A)}$$

---

Voor vliegtuiglawaai hangt de relatie tussen B en  $L_{etm}$  primair af van de verdeling van de geluidgebeurtenissen over de dag, avond en nacht. Als 80% van de geluidgebeurtenissen overdag plaatsvindt, 15% 's avonds en 55% 's nachts, is die relatie

$$L_{etm} \approx \frac{1}{2}B + 45 \text{ dB(A)}$$

Deze benadering geldt voor B-waarden van ten minste 30 Ke.

