



Rijksinstituut voor Volksgezondheid
en Milieu
*Ministerie van Volksgezondheid,
Welzijn en Sport*

GGD-richtlijn medische milieukunde: omgevingsgeluid en gezondheid

RIVM Rapport 2019-0177
M.J.A. Slob et al.



Rijksinstituut voor Volksgezondheid
en Milieu
*Ministerie van Volksgezondheid,
Welzijn en Sport*

GGD-richtlijn medische milieukunde: omgevingsgeluid en gezondheid

RIVM Rapport 2019-0177

Colofon

© RIVM 2019

Delen uit deze publicatie mogen worden overgenomen op voorwaarde van bronvermelding: Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), de titel van de publicatie en het jaar van uitgave.

DOI 10.21945/RIVM-2019-0177

M.J.A. Slob (penvoerder), GGD Rotterdam-Rijnmond
M.C. van Ballegooij (werkgroeplid), team GMV GGD'en Brabant
O. Breugelmans (werkgroeplid), RIVM
P. Esser (werkgroeplid), GGD Zuid-Limburg
A.W. Groenewold (werkgroeplid), GGD Noord- en Oost-Gelderland
I.E. Janssen (werkgroeplid), GGD Rotterdam-Rijnmond
B. Poelman (werkgroeplid), GGD Kennemerland
D. Schmidt (werkgroeplid), GGD Hollands Noorden
R. van de Weerd (werkgroeplid), GGD Gelderland-Midden
F. Woudenberg (werkgroeplid), GGD Amsterdam
A.J.P. van Overveld (werkgroeplid, coördinator), RIVM

Contact:
Centrum Gezondheid en Milieu
cGM@rivm.nl

Dit onderzoek werd verricht in opdracht van het Programmacollege Gezondheid en Milieu en is gefinancierd door het ministerie van VWS, in het kader van project V/200117: Ondersteuning van GGD'en.

Dit is een uitgave van:
**Rijksinstituut voor Volksgezondheid
en Milieu**
Postbus 1 | 3720 BA Bilthoven
Nederland
www.rivm.nl

Publiekssamenvatting

GGD-richtlijn medische milieukunde: omgevingsgeluid en gezondheid

De GGD'en hebben de richtlijn 'Omgevingsgeluid en gezondheid' ontwikkeld. De richtlijn behandelt geluid door wegverkeer, railverkeer, vliegverkeer, bedrijven en industrie. De richtlijn helpt GGD'en om geluid te beoordelen en burgers en beleidsmakers te adviseren bij vragen over geluid. Het doel is de lokale geluidssituatie en de gezondheid zo veel mogelijk te verbeteren. Ook bevat de richtlijn een overzicht van de nieuwste wetenschappelijke inzichten over geluid en gezondheid.

Gezondheidseffecten van geluid

Geluid in de leefomgeving heeft invloed op de gezondheid. Mensen kunnen er last van hebben als ze geluid horen (hinder). Ook kan het ervoor zorgen dat ze minder goed slapen of de dagelijkse activiteiten verstoren. Verder kunnen mensen er stress van krijgen.

Als mensen lange tijd aan te veel geluid blootstaan, kan dat aanleiding geven tot chronische effecten, zoals verhoogde bloeddruk en verhoogde niveaus van het stresshormoon cortisol. Dit verhoogt het risico op hart- en vaatziekten. Ook kan geluid een negatieve invloed hebben op de leerprestaties van kinderen. Wetenschappers denken dat een rustige omgeving helpt om te herstellen van de negatieve effecten van geluid.

Groeiend probleem

Naar verwachting zal geluid in de toekomst voor meer gezondheidsproblemen zorgen. Er komt steeds meer geluid en woningen liggen bijvoorbeeld dicht bij bronnen van geluid. Gezondheidskundige effecten van geluid verdienen daarom aandacht van beleidsmakers en overheden. De Omgevingswet geeft gemeenten meer ruimte om zelf afwegingen te maken in de ruimtelijke ordening. Het is belangrijk om gezondheid bij die afwegingen te betrekken.

De GGD-richtlijnen medische milieukunde (MMK) zijn gemaakt zodat GGD'en op dezelfde manier en zo goed mogelijk te werk gaan. De richtlijnen worden gemaakt door professionals van de GGD'en. De coördinatie ervan ligt bij het RIVM.

Kernwoorden: GGD, geluid, gezondheidsrisico's, beleving, hinder

Synopsis

Environmental health guidelines for Municipal Public Health Services: Environmental noise and health

Municipal Public Health Services (GGDs) in the Netherlands have developed GGD guidelines for 'Environmental noise and health', under the coordination of the National Institute for Public Health and the Environment (RIVM). The guidelines relate to noise caused by road traffic, rail traffic, air traffic and industry. The guidelines are designed to support the GGDs in their assessment and advice on local noise issues. The guidelines provide GGDs with recommendations for issuing advice to local authorities. They also provide an up-to-date overview of scientific studies regarding noise and health.

Health effects of noise

Exposure to environmental noise can have adverse health effects. For example, exposure to noise can lead to annoyance, sleep disturbance, disruption to daily activities and stress responses. Chronic exposure to environmental noise can lead to chronic effects, such as high blood pressure and elevated levels of the stress hormone cortisol, which increase the risk of cardiovascular diseases. Exposure to noise can also have a cognitive impact on children (poorer reading skills, for example). It is thought that the availability of a quiet area in the neighbourhood can contribute to compensating for the negative effects of noise and can have a restorative effect.

A growing problem

Since exposure to environmental noise is expected to increase in the future, this is a growing and significant public health problem in the Netherlands. Many Dutch people are affected by noise. Under the new Environment and Planning Act, local authorities are given more responsibilities in this area and therefore more scope to formulate their own policies. This creates opportunities to include public health considerations in the choices that are being made at the local level.

The GGD guidelines for environmental health (MMK) are intended to harmonise and optimise the work of GGDs, and are developed by professionals from the GGDs. RIVM, centre for Environmental Health (cGM) plays a coordinating role with respect to these guidelines.

Keywords: GGD, noise, health effects, annoyance, perception

Inhoudsopgave

Samenvatting — 9

1 Probleemomschrijving — 11

- 1.1 Aanleiding — 11
- 1.2 Motivatie — 11
- 1.3 Doel — 11
- 1.4 Afbakening — 12
- 1.5 Leeswijzer — 13

2 Advisering GGD — 15

- 2.1 Inleiding — 15
- 2.2 Betrokkenheid in het proces belangrijk — 15
- 2.3 Uitgangspunten en basisadviezen van de GGD voor geluid en gezondheid — 15
 - 2.3.1 Uitgangspunten van advisering door de GGD — 16
 - 2.3.2 Stappenplan voor GGD-advisering over geluid voor verkeer en bedrijven — 18
- 2.4 Maatregelen — 20
 - 2.4.1 Algemeen — 20
 - 2.4.2 Voorbeelden van maatregelen — 21
 - 2.4.3 Geluidsreductie maatregelen wegverkeer — 22
 - 2.4.4 Aandachtspunten bij maatregelen — 23
 - 2.4.5 Geluidsluwe zijde — 24
 - 2.4.6 Groen (vegetatie) en geluid — 26
- 2.5 Instrumenten en tools — 27
- 2.6 Praktijkvoorbeelden — 29

3 Gezondheidseffecten van geluid — 31

- 3.1 Inleiding — 31
- 3.2 Werkingsmechanisme van geluid op gezondheid — 31
- 3.3 Geluidhinder — 32
 - 3.3.1 Meten van geluidhinder — 33
 - 3.3.2 Berekenen van geluidhinder — 35
 - 3.3.3 Geluidhinder in Nederland — 38
 - 3.3.4 Factoren die de mate van hinder bepalen — 39
- 3.4 Effecten op de slaap — 41
 - 3.4.1 Slaapverstoring — 41
 - 3.4.2 Piekgeluiden — 44
- 3.5 Effecten op hart- en vaatstelsel — 44
- 3.6 Effecten op leerprestaties — 45
- 3.7 Overige effecten — 46
- 3.8 Gehoorschade — 46
- 3.9 Positieve effecten van 'stille' gebieden en de soundscape benadering — 46
- 3.10 Kwetsbare groepen — 47
- 3.11 Advieswaarden WHO — 48
- 3.12 Gezondheidskundige richtwaarden van de GGD — 49

4 Informatiebronnen — 51

- 4.1 Literatuur — 51

5	Samenstelling werkgroep — 57
	Bijlage 1: Grondbeginselen van geluid — 59
	Bijlage 2: Veelgebruikte blootstellingmaten voor geluid — 62
	Bijlage 3: Bronnen omgevingsgeluid — 64
	Bijlage 4: Vaststellen van de geluidbelasting — 66
	Bijlage 5: Wet- en regelgeving en beleid — 68
	Bijlage 6: Blootstelling-effect relaties geluidhinder — 76
	Bijlage 7: Blootstelling-effect relaties voor verstoorde slaap — 79
	Bijlage 8: Template praktijkvoorbeeld GGD — 80
	Bijlage 9: Industriegeluid: Relatie L_{den} - L_{etm} — 81

Samenvatting

De richtlijn 'Omgevingsgeluid en gezondheid' is opgesteld om GGD'en te ondersteunen bij de beoordeling van en de advisering over geluidsvraagstukken. In de richtlijn worden handvatten gegeven voor (beleids)advisering in de praktijk. Daarnaast worden de meest recente wetenschappelijke inzichten besproken over geluid en de daaraan gerelateerde gezondheidseffecten. Op basis van advisering door de GGD kunnen gemeenten lokaal beleid ontwikkelen om hun inwoners te beschermen. Het doel is de lokale geluidssituatie te verbeteren en daarmee zo veel mogelijk gezondheidswinst te behalen. De Omgevingswet biedt kansen om gezondheid en geluid een goede plek te geven in lokale afwegingen.

Gezondheidsrisico's van geluid

Geluid in de leefomgeving heeft invloed op de gezondheid. Zo kan blootstelling aan geluid leiden tot hinder, verstoring van de slaap, verstoring van de dagelijkse activiteiten en stressreacties. Langdurige blootstelling aan te veel geluid kan aanleiding geven tot chronische effecten zoals verhoogde bloeddruk en verhoogde niveaus van het stresshormoon cortisol, waardoor het risico op hart- en vaatziekten wordt verhoogd. Ook kan geluid een negatieve invloed hebben op de leerprestaties van kinderen. Verondersteld wordt dat een rustige omgeving bijdraagt aan de compensatie en het herstel van de negatieve effecten van geluid.

Geluid van wegverkeer is in Nederland de belangrijkste bron van geluidhinder en slaapverstoring in de woonomgeving. Geluid van burelen staat op een tweede plaats. Binnen het (stedelijk) wegverkeer zijn bromfietsen de belangrijkste bron van geluidhinder. Lokaal kan de geluidhinder en slaapverstoring sterk afwijken van het landelijk gemiddelde.

Niet-akoestische factoren zijn van invloed

Behalve de geluidbelasting (hoeveelheid dB) spelen ook andere akoestische factoren een rol bij de mate van hinder, zoals karakteristieken van het geluid (zoals frequentie, intensiteit en duur) en aanwezigheid van meerdere geluidbronnen. Daarnaast is bekend dat ook factoren die niets met het fysieke geluid te maken hebben de mate van hinder kunnen beïnvloeden. Het gaat hierbij om factoren als vertrouwen in de veroorzaker van het geluid, verwachtingen, houding ten aanzien van de bron, idee van beheersbaarheid etc. In de praktijk worden deze factoren vaak aangeduid als 'niet-akoestische factoren'.

Wanneer adviseert de GGD?

De advisering van de GGD is afhankelijk van de specifieke situatie. Iedere situatie vergt een gerichte behandeling en een passend gezondheidskundig advies. Er zijn verschillende situaties waarin de GGD een advies-op-maat kan geven over gezondheidsaspecten van geluid:

1. Adviseren over gemeentelijk geluidbeleid (bijv. geluidactieplannen).

2. Adviseren bij ruimtelijke-planvorming (m.e.r.-trajecten, bouwprojecten, verkeerscirculatieplannen, omgevingsvisie en -plannen etc.): hierbij is geluid vaak één van de milieufactoren.
3. Adviseren individuele burgers of bewonersgroepen die overlast ervaren of bezorgd zijn over gezondheidseffecten van de geluidbelasting op hun woonplek.

Uitgangspunten voor GGD-advisering

De richtlijn geeft een aantal uitgangspunten voor een gezondheidskundige advisering door de GGD. Belangrijk daarbij is dat de GGD uitgaat van de gezondheidseffecten van geluid en niet zozeer van de wettelijke normen. Ook onder deze normen treden immers gezondheidseffecten op. Daarnaast kijkt de GGD naar de blootstelling aan geluid bij gevoelige bestemmingen zoals woningen, scholen, kinderdagverblijven, verzorgings- en verpleeghuizen, en neemt waar mogelijk het geluid van alle bronnen mee in het advies.

Voor de advisering van de GGD over gezondheid is een waarde van 50 dB L_{den} en 40 dB L_{night} of lager op de gevel van een gebouw gewenst. Onder deze waarden is een goede akoestische kwaliteit van de leefomgeving bereikt. Hieronder worden behalve een beperkt percentage hinder en slaapverstoring geen andere gezondheidseffecten verwacht.¹

Wanneer maatregelen noodzakelijk zijn, gaat de voorkeur van de GGD altijd uit naar bronmaatregelen omdat naast de directe planomgeving ook een breder gebied buiten de planomgeving baat heeft bij de maatregel. Zijn bronmaatregelen (op korte termijn) niet mogelijk, dan moet gekeken worden naar overdrachtsmaatregelen. Deze maatregelen hebben alleen invloed op de directe omgeving. Als bron- en overdrachtsmaatregelen niet mogelijk of onvoldoende effectief zijn, zijn isolerende maatregelen gericht op een acceptabel binnenniveau noodzakelijk. De GGD ziet een geluidsniveau van maximaal 33 dB L_{den} als acceptabel binnenniveau. Bovendien adviseert de GGD in dit geval altijd een geluidsluwe, aangename zijde te creëren: een toegankelijke, bruikbare en liefst groene en schone zijde met een geluidbelasting onder de 50 dB L_{den} of 40 dB L_{night} . Goede informatievoorziening en communicatie met bewoners over de keuze en inzet van maatregelen is belangrijk.

Doel GGD-richtlijnen medische milieukunde

De GGD-richtlijnen medische milieukunde (MMK) zijn bedoeld om het handelen van GGD'en te harmoniseren en te optimaliseren. De adviezen uit de richtlijnen zijn in de meeste situaties toepasbaar. Natuurlijk bestaat de mogelijkheid om, mits gemotiveerd, van een richtlijn af te wijken. Dit is afhankelijk van de lokale situatie. De professionals van de GGD'en stellen zelf de richtlijnen MMK op. In dit proces worden waar nodig externe deskundigen geraadpleegd. De coördinatie van de richtlijnen MMK ligt bij het RIVM/centrum Gezondheid en Milieu (cGM).

¹ NB: De GGD wijkt hiermee af van de recent verschenen advieswaarden van de WHO. De WHO baseert haar advieswaarden op een percentage van 10% ernstige hinder en 3% ernstige slaapverstoring.

1 Probleemomschrijving

1.1 Aanleiding

Overall in onze omgeving is geluid: natuurlijke geluiden en geluiden van menselijke activiteiten. In het dagelijks leven is geluid onmisbaar en soms onvermijdelijk, maar niet altijd gewenst. Sinds duidelijk is dat blootstelling aan omgevingsgeluid hinder en slaapverstoring kan veroorzaken, is er eind jaren zeventig wet- en regelgeving gekomen om woningen en andere geluidgevoelige gebouwen te beschermen tegen een (te) hoge geluidbelasting. Hoewel hierdoor veel is bereikt – in het bijzonder met de Wet geluidhinder –, is de verwachting dat de geluidbelasting in Nederland de komende jaren verder toeneemt. Dit is vooral het gevolg van economische groei, de toenemende bevolkingsdichtheid, de voortgaande verstedelijking en de hiermee samenhangende groei van het verkeer (RIVM, 2018a).

GGD'en zijn als adviseur van gemeenten betrokken bij beleidskeuzes en maatregelen om de invloed van omgevingsgeluid op gezondheid en welzijn zo positief mogelijk te laten zijn. Veranderende en nieuwe wet- en regelgeving, zoals de aanpassing van de Wet geluidhinder met het traject SWUNG² en de implementatie van de Europese richtlijn Omgevingslawaai (Europees Parlement, 2002) en de Omgevingswet, hebben ook gevolgen voor gemeentelijk geluidbeleid. Vanuit GGD'en bestaat de behoefte om meer kennis te krijgen over de gezondheidseffecten van omgevingsgeluid en duidelijkheid te krijgen op welke wijze zij het geluidslandschap op lokaal niveau kunnen beïnvloeden.

1.2 Motivatie

Blootstelling aan omgevingsgeluid kan negatieve gezondheidseffecten hebben zoals hinder, slaapverstoring en hart- en vaatziekten. Daarnaast kan geluid een negatieve invloed hebben op de leerprestaties van kinderen. Met de verwachte toename van de geluidbelasting is er sprake van een groeiend gezondheidsprobleem waar veel Nederlanders mee geconfronteerd worden. Geluid is hiermee een belangrijk milieugezondheidskundig probleem dat aandacht verdient.

1.3 Doel

De GGD adviseert gemeenten over maatregelen ter beperking van gezondheidsrisico's en ter bevordering van de gezondheid. Daarnaast informeert de GGD burgers en andere belanghebbenden in het publieke domein. Gemeenten zijn immers volgens de Wet Publieke Gezondheid verantwoordelijk voor het welzijn van hun burgers.

De richtlijn is opgesteld om GGD'en te ondersteunen bij de beoordeling van en de advisering over geluidsvraagstukken. In de richtlijn worden handvatten gegeven voor (beleids)advisering in de praktijk. Daarnaast

² SWUNG: Samen Werken in de Uitvoering van Nieuw Geluidbeleid, hetgeen de aanpassing van de Wet geluidhinder betreft.

wordt achtergrondinformatie verstrekt over geluid en de daaraan gerelateerde gezondheidseffecten. Ook wordt ingegaan op relevante wet- en regelgeving.

Op basis van advisering door de GGD kunnen gemeenten lokaal beleid formuleren om hun inwoners te beschermen. Het uiteindelijke doel hierbij is de lokale geluidssituatie te verbeteren en daarmee zo veel mogelijk gezondheidswinst te behalen.

De GGD-richtlijnen medische milieukunde (MMK) zijn bedoeld om het handelen van GGD'en te harmoniseren en te optimaliseren. De adviezen uit de richtlijnen zijn in de meeste situaties toepasbaar. Natuurlijk bestaat de mogelijkheid om, mits gemotiveerd, van een richtlijn af te wijken. Dit is afhankelijk van de lokale situatie. De professionals van de GGD'en stellen zelf de richtlijnen MMK op. In dit proces worden waar nodig externe deskundigen geraadpleegd. De coördinatie van de richtlijnen MMK ligt bij het RIVM/centrum Gezondheid en Milieu (cGM).

1.4 Afbakening

Hoewel al het geluid in onze leefomgeving hetzelfde natuurkundige verschijnsel betreft, onderscheiden we in de dagelijkse praktijk verschillende soorten geluid. Dit onderscheid is ingegeven door onder andere de bron van het geluid, specifieke karakteristieken van het geluid en belevingsaspecten. De grote verschillen in karakteristieken en belevingsaspecten van bronnen vraagt om een verschillende aanpak van de problematiek. Dit zien we ook terug in de wet- en regelgeving.

Deze richtlijn beperkt zich tot omgevingsgeluid als gevolg van verkeer (weg-, rail- en vliegverkeer) en vergund geluid van bedrijven (waaronder industrie).³ De keuze voor deze bronnen is vooral gebaseerd op de ontwikkelingen in de wet- en regelgeving voor geluid afkomstig van verkeer, zoals de Wet geluidhinder en de EU-richtlijn, de omvang van de problematiek en de mogelijkheid die de GGD'en hebben om een bijdrage te leveren aan de vraagstukken bij diverse geluidbronnen.

In de richtlijn wordt ook ingegaan op het belang van plekken met een hoge akoestische kwaliteit, plekken met een aangename geluidomgeving (ook wel 'stille' plekken genoemd). Dergelijke gebieden en plekken verdienen aandacht en bescherming, niet alleen omdat ze van belang zijn voor de gezondheid, maar ook vanwege de maatschappelijke waarde.

De richtlijn gaat niet in op laagfrequent geluid, stemgeluid, trillingen en op geluid van horeca, burelen, windturbines, bouwwerkzaamheden of evenementen. Ook op geluid (anders dan het vergunde geluidsniveau, langtijdgemiddeld) van een specifiek bedrijf/industrie wordt in deze richtlijn niet ingegaan. Deze bronnen vergen door hun karakter en problematiek een specifieke aanpak en documentatie hierover is al (deels) voor de GGD'en beschikbaar. Voor meer informatie over laagfrequent geluid wordt verwezen naar de voorlopige GGD-richtlijn

³ Vergund langtijdgemiddeld beoordelingsniveau volgens vergunningen/geluidzones. Om dit uit te drukken wordt de etmaalwaarde (L_{etm}) gebruikt. Voor de gezondheidskundige beoordeling moet deze worden omgerekend naar L_{den} . Bij invoering van de Omgevingswet wordt ook industriegeluid standaard in L_{den} uitgedrukt.

'Meldingen over een bromtoon' (Slob et al., 2016). Voor geluid van windturbines is een GGD informatieblad beschikbaar (Van Kamp et al., 2014). Burenlawaaï is een omvangrijk, maar voor een groot deel sociaal probleem, wat een heel eigen benadering vraagt. Hiervoor heeft de Rijksoverheid in 2003 de 'Handreiking Burenlawaaï' opgesteld (VROM, 2003). Voor geluid van horeca en evenementen in relatie tot gehoorschaderisico's voor bezoekers, is een handreiking beschikbaar (Werkgroep geluid GGD GHOR NL, 2017).

Deze richtlijn geeft geen expliciete handvatten voor de behandeling van vragen van individuele burgers wat betreft geluid in de woning. Hiervoor wordt verwezen naar het handboek Binnenmilieu (Peeters, 2007) waarin een hoofdstuk gewijd is aan geluid. Een uitgebreid overzicht van de gezondheidseffecten van geluid is beschikbaar in het boek 'Geluid & Gezondheid' (Woudenberg et al., 2013).

Geluid is een complex thema. Voor volledig inzicht in de hele breedte en diepte van geluid is de informatie in deze richtlijn niet bedoeld en dus ontoereikend. In de bijlagen is achtergrondinformatie opgenomen. Deze informatie kan bijdragen aan een beter inzicht maar is niet per se noodzakelijk voor algemene advisering. Het inschakelen van experts is in complexe gevallen aan te raden.

1.5 Leeswijzer

Hoofdstuk 2 geeft GGD'en handvatten bij de advisering over geluid in relatie tot gezondheid. Hoofdstuk 3 gaat in op gezondheidseffecten van omgevingsgeluid. In de bijlagen wordt vervolgens achtergrondinformatie gegeven over het fysieke verschijnsel geluid, blootstellingmaten, bronnen, blootstelling, vaststellen geluidbelasting, wet- en regelgeving en industriegeluid.

2 Advisering GGD

2.1 Inleiding

Advisering door de GGD heeft het doel om nadelige gezondheidseffecten ten gevolge van omgevingsgeluid te beperken en een goede leefomgevingskwaliteit te bevorderen.

De advisering van de GGD is afhankelijk van de specifieke situatie. Iedere situatie vergt een gerichte behandeling en een passend gezondheidskundig advies. Er zijn verschillende situaties waarin de GGD een advies-op-maat kan geven over gezondheidsaspecten van geluid:

1. Adviseren over gemeentelijk geluidbeleid (bijv. geluidactieplannen).
2. Adviseren bij ruimtelijke-planvorming (m.e.r.-trajecten, bouwprojecten, verkeerscirculatieplannen, omgevingsvisies- en -plannen etc.): hierbij is geluid vaak één van de milieufactoren.
3. Adviseren individuele burgers of bewonersgroepen die overlast ervaren of bezorgd zijn over gezondheidseffecten van de geluidbelasting op hun woonplek.

In dit hoofdstuk wordt aangegeven hoe je als GGD kunt handelen wat betreft de punten 1 en 2. Voor punt 3 wordt verwezen naar het Handboek Binnenmilieu (Peeters, 2007).⁴

2.2 Betrokkenheid in het proces belangrijk

Om op tijd betrokken te worden bij geluidsadviezen zijn goede connecties belangrijk met de collega's binnen de GGD, gemeente, provincie en omgevingsdienst of regionale uitvoeringsdienst die te maken hebben met geluid in de leefomgeving.

2.3 Uitgangspunten en basisadviezen van de GGD voor geluid en gezondheid

Om nadelige gezondheidseffecten te voorkomen, is het van belang inwoners te beschermen tegen te hoge niveaus van omgevingsgeluid. In deze paragraaf worden algemene uitgangspunten gegeven voor een gezondheidskundig advies van de GGD wat betreft blootstelling aan geluid. Doordat de situatie per locatie sterk kan verschillen, blijft elk advies maatwerk.

Wanneer gezondheid vroegtijdig in een ruimtelijk proces is betrokken en er ruimte is om verschillende varianten te beschouwen, kunnen instrumenten worden toegepast om de gevolgen van lokale ruimtelijke maatregelen op de gezondheid af te wegen. In paragraaf 2.5 wordt dieper ingegaan op deze instrumenten. Voor het opstellen van een vanuit gezondheid optimale variant kunnen de uitgangspunten in 2.3.1 gebruikt worden.

⁴ Al is deze richtlijn niet gericht op adviseren van individuele burgers, veel van de gegeven informatie kan nuttig zijn bij de behandeling van dit soort vragen.

De GGD levert een gezondheidskundige beoordeling op basis van door anderen aangeleverde (blootstelling)gegevens. De GGD levert geen geluidgegevens en beoordeelt ook niet de juistheid van deze gegevens. Andere partijen zoals omgevingsdiensten en afdelingen Ruimtelijke Ordening van gemeenten zijn verantwoordelijk voor de (kwaliteit van) geleverde gegevens. In Bijlage 5 staat enige achtergrondinformatie over het vaststellen van de geluidbelasting.

2.3.1 *Uitgangspunten van advisering door de GGD*

Voor een gezondheidskundige beoordeling van een geluidssituatie door de GGD zijn de volgende geluidsniveaus van belang⁵:

- Gezondheidskundige richtwaarde van **50 dB L_{den}** op de hoogst belaste gevel voor de bronnen wegverkeer, railverkeer en bedrijven^{6,7}, ter bescherming van de gezondheid. Vanuit gezondheid is het streven dus een belasting van 50 dB L_{den} of lager op de gevel.
- Gezondheidskundige richtwaarde van **40 dB L_{night}** op de hoogst belaste gevel voor de bronnen weg-, railverkeer en bedrijven, om slaapverstoring zo veel mogelijk te voorkomen. Vanuit gezondheid is het streven dus een belasting van 40 dB L_{night} of lager op de gevel.
- Voor vliegverkeer is (nog) geen gezondheidskundige richtwaarde te geven. Vliegverkeer is bij een gelijk geluidsniveau hinderlijker en geeft meer slaapverstoring dan wegverkeer, railverkeer en bedrijven. Op grond van hinder en slaapverstoring moet vliegverkeer zwaarder worden beoordeeld dan andere bronnen. Zolang er geen gezondheidskundige richtwaarde is te noemen, kan worden uitgegaan van de WHO-advieswaarden (45 dB L_{den} en 40 dB L_{night}). Hierbij moet wel het besef zijn dat bij deze waarden nog steeds een hoog percentage ernstige hinder (10%) en ernstige slaapverstoring (11%) optreedt.
- Maximale binnenwaarde van **33 dB L_{den}**.

NB: Bovengenoemde waarden gaan over jaargemiddelde geluidsniveaus. Hinder van eventuele piekgeluiden wordt hiermee niet uitgesloten. Piekgeluiden zijn plotselinge harde geluiden. Ze kunnen schrikreacties en slaapverstoring veroorzaken. Zie paragraaf 3.4.2.

Zie ook paragraaf 2.3.2 over toepassing van deze uitgangspunten.

Zie paragraaf 3.11 voor uitleg over de WHO advieswaarden en paragraaf 3.12 voor de onderbouwing van de gezondheidskundige richtwaarden van de GGD.

Naast de bovengenoemde geluidsniveaus zijn de volgende punten van belang:

⁵ In Bijlage 2 staan enkele blootstellingsmaten genoemd en omschreven.

⁶ Geluid van bedrijven/industrie wordt weergegeven in L_{etm}. Zie Bijlage 3 voor definities van verschillende geluidmaten en Bijlage 9 voor verschil L_{etm} en L_{den}.

⁷ Transportgeluid wordt weergegeven in L_{den} met als eenheid dB (notatie zonder de A, ook al is het A-gewogen). Industriegeluid wordt tot op heden uitgedrukt met langtijdgemiddeld beoordelingsniveau (L_{ar}; L_t) en het maximale niveau (L_{Amax}): eenheid dB(A). Het gaat bij beide om dB, A-gewogen, maar de notatie is anders.

- De GGD kijkt naar de blootstelling aan geluid bij gevoelige bestemmingen zoals woningen, scholen, kinderdagverblijven, verzorgings-, verpleeg- en bejaardentehuizen. Zie paragraaf 3.10 over kwetsbare groepen.
- De GGD gaat bij haar advisering uit van de gezondheidseffecten van geluid en niet van wettelijke normen. Ook onder deze normen kunnen gezondheidseffecten optreden, zie hoofdstuk 3.
- De GGD gaat bij haar advisering uit van de werkelijke geluidsniveaus, en niet van (juridisch) gecorrigeerde niveaus. In veel situaties is juridisch een aftrek mogelijk. Dat wil zeggen dat gerekend mag worden met een waarde lager dan het werkelijk niveau. Deze aftrek is in de wet opgenomen met de verwachting dat het wegverkeer in de toekomst stiller wordt. Het stiller worden van verkeer is echter tot nu toe niet gerealiseerd. Uit Beleidsdoorlichting geluid (Van Beek et al., 2015a): *Maatregelen aan de bron, zoals stillere auto's en vooral stillere banden, zijn belangrijk om op grote schaal hinder te verminderen. De internationale regelgeving stelt hiervoor normen. Tot op heden heeft dit nog niet geleid tot lagere geluidsniveaus langs wegen, terwijl hierop wel was geanticipeerd in de geluidregelgeving. In de praktijk zijn woningen daardoor aan meer geluid blootgesteld dan was beoogd en nemen de kosten voor gevelisolatie nog niet af.*
- De GGD houdt in haar advisering zo veel mogelijk rekening met het geluid van alle aanwezige geluidbronnen. Bij de beoordeling van de geluidbelasting worden meestal de afzonderlijke bronnen beoordeeld. Er zijn echter mensen die in hun woning aan meerdere bronnen worden blootgesteld, zoals de combinatie van wegverkeer en vliegverkeer of de combinatie van wegverkeer met bedrijven. Dan is er sprake van cumulatie. Deze mensen vormen een risicogroep; zij worden in werkelijkheid hoger blootgesteld dan uit de beoordeling van de afzonderlijke geluidbronnen blijkt.
Beoordelen van het gecumuleerde geluidsniveau lost dit probleem deels op. Lastig is dat niet alle bronnen, zoals brommergeluid en stemgeluid⁸, onderdeel zijn van de Wet geluidhinder, waardoor deze in berekeningen vaak buiten beschouwing blijven. Hierdoor is het niet mogelijk om ze mee te nemen in een cumulatie. Bovendien wordt de geluidbelasting per gevel gecumuleerd. Bij blootstelling aan geluid op meerdere gevels, wordt ook bij cumulatie de blootstelling aan geluid nog steeds onderschat (Van Beek & Swart, 2015b).
Er is nog niet veel wetenschappelijk onderzoek gedaan naar gecumuleerde blootstelling en effecten op de gezondheid. Het tot nu toe gepubliceerde onderzoek laat zien dat geluidhinder van verschillende bronnen samen een nog sterker effect hebben.
- Naast een acceptabele woonomgeving (woning en directe omgeving) pleit de GGD ook voor de aanwezigheid van stille of

⁸ Stemgeluid in de buitenlucht wordt wel in de planologische toets beoordeeld, in het kader van een 'goede ruimtelijke ordening' (zie Bijlage 5). Zo moet bijv. het stemgeluid bij een nieuw sportveld worden meegenomen bij de planologische afweging i.r.t. woningen. Als het sportveld er eenmaal ligt hoeft stemgeluid niet meer te worden getoetst (wel eventuele speakers e.d.). Ruimtelijke afweging is dus dan heel belangrijk. Ook als een sportveld er al ligt en er nieuwe woningen dichterbij worden gepland.

rustige gebieden in de nabije omgeving. Deze gebieden dragen positief bij aan de gezondheid, zie paragraaf 3.11.

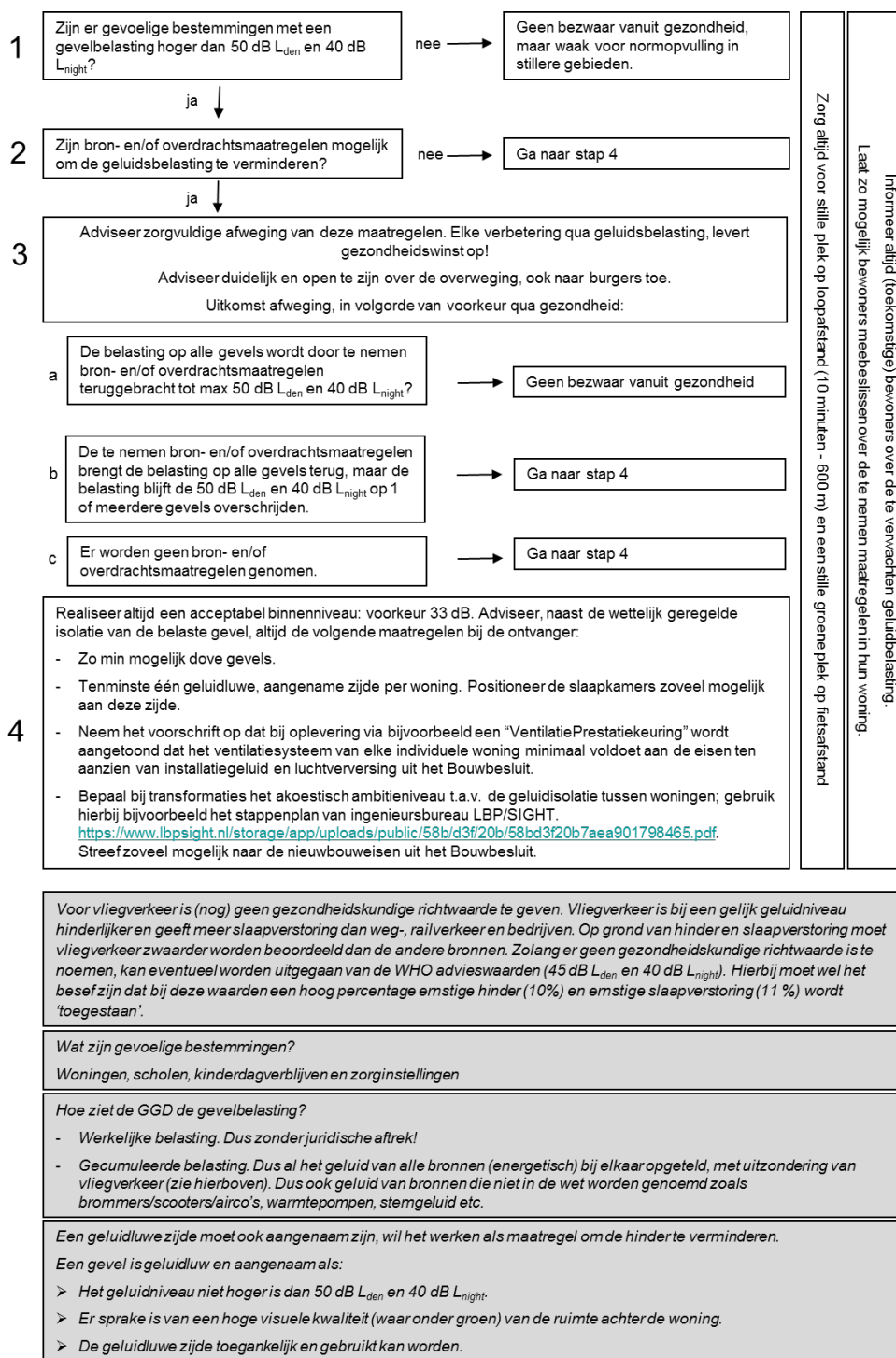
- Voor gezondheid is een waarde van 50 dB L_{den} en 40 dB L_{night} of lager op de gevel gewenst. In een stedelijke omgeving zijn deze waarden zeer moeilijk te realiseren, zeker langs drukke wegen. Dan moet het doel altijd zijn om in elk geval zo dicht mogelijk bij deze waarden te komen, bij voorkeur door maatregelen aan de bron (stillere auto's, minder auto's, aanpassingen weggengnet etc.) en overdrachtsmaatregelen (geluidscherm, geluidsreducerend asfalt etc.).
- Als bron- en overdrachtsmaatregelen niet mogelijk of onvoldoende effectief zijn, zijn isolerende maatregelen gericht op een acceptabel binnenniveau noodzakelijk. Bovendien adviseert de GGD in dit geval altijd een geluidsluwe, aangename zijde: een toegankelijke, bruikbare en liefst groene en schone zijde met een geluidbelasting minder dan 50 dB L_{den} en 40 dB L_{night} . De slaapkamers moeten zo veel mogelijk aan deze geluidsluwe zijde zijn gesitueerd. Zie hoofdstuk 3.11.
- Naast isolatie is het belangrijk dat er voldoende en bruikbare ventilatiemogelijkheden in de woning aanwezig zijn en dat de geluidproductie van eventuele mechanische ventilatiesystemen of klimaatsystemen zo laag mogelijk is (bij voorkeur lager dan de 30 dB(A) uit het Bouwbesluit).
- Bij transformatie van bestaande gebouwen, zoals kantoren naar woningen, speelt geluid een belangrijke rol. Bespreek bij transformaties het akoestisch ambitieniveau voor geluidisolatie tussen woningen.⁹ Streef hierbij zo veel mogelijk naar de nieuwbouweisen uit het Bouwbesluit.
- Zonder blootstelling, geen gezondheidseffecten. Beperken van de blootstelling is dus het eerste doel. Echter, een relatief hoge blootstelling aan geluid zal in een stedelijke omgeving vaak niet te voorkomen zijn. Hinder en slaapverstoring en in mindere mate ook het risico op een hoge bloeddruk en een hartinfarct, worden ook beïnvloed door factoren die niets te maken hebben met het geluidsniveau zoals geluidgevoeligheid, angst voor de bron, gevoel dat het geluid door verantwoordelijken vermijdbaar is, voorspelbaarheid, toegang tot informatie, procedurele rechtvaardigheid, geluidgeschiedenis, verwachtingen over toekomstige geluidsniveaus en tevredenheid met de leefomgeving. Sommige van deze factoren zijn lokaal te beïnvloeden met maatregelen zoals het goed en tijdig informeren van (toekomstige) bewoners over de geluidssituatie (nu en in de toekomst) en bewoners betrekken in de besluitvorming over mogelijke maatregelen. Zie ook paragraaf 3.3.4.

2.3.2

Stappenplan voor GGD-advisering over geluid voor verkeer en bedrijven

De uitgangspunten voor de GGD advisering over geluid zijn weergegeven in het onderstaande stappenplan. Dit stappenplan kan niet los gezien worden van de in paragraaf 2.3 gegeven informatie.

⁹ Gebruik bijvoorbeeld het stappenplan van ingenieursbureau LBP/SIGHT.
<https://www.lbpsight.nl/storage/app/uploads/public/58b/d3f/20b/58bd3f20b7aea901798465.pdf>



Maatregelen

2.3.3

Algemeen

Wanneer geluidsreductie noodzakelijk of gewenst is kunnen er op verschillende niveaus maatregelen getroffen worden. Hiervoor kan onderscheid gemaakt worden in:

- Bronmaatregelen
- Overdrachtsmaatregelen
- Maatregelen bij de ontvanger

Goede informatievoorziening en communicatie met bewoners over het inzetten van maatregelen is belangrijk. Zorg dat bewoners goed weten wat de maatregelen inhouden en wat ze kunnen verwachten aan werkzaamheden, en bijvoorbeeld welk effect ze kunnen verwachten op het geluidsniveau. Bewoners kunnen ook betrokken worden bij de keuze voor maatregelen of oplossingen en meedenken over de lokale uitvoering.

De GGD is niet verantwoordelijk voor het beoordelen van het effect van maatregelen op de geluidbelasting of blootstelling. Andere partijen zoals omgevingsdiensten, planologische afdelingen van gemeenten en geluidbureaus hebben de expertise in huis om per situatie de mogelijke maatregelen en hun effect in beeld te brengen.

De GGD kan wel, binnen de aangedragen mogelijkheden, een doorvertaling maken naar effecten op de gezondheid. De voorkeur gaat altijd uit naar bronmaatregelen omdat naast de directe planomgeving (binnen en buiten) ook een breder gebied buiten de planomgeving baat heeft bij de maatregel.

Zijn bronmaatregelen (op korte termijn) niet mogelijk, dan moet gekeken worden naar overdrachtsmaatregelen. Deze maatregelen hebben alleen invloed op de directe omgeving (binnen en buiten). Zijn bron- en overdrachtsmaatregelen niet (voldoende) mogelijk, dan moeten maatregelen bij de ontvanger genomen worden. Bij deze maatregelen wordt alleen gekeken naar een aanvaardbaar binnenniveau. De kwaliteit van de buitenruimte (aan de belaste zijde) wordt losgelaten.

Of een maatregel wel of niet haalbaar is hangt van meerdere factoren af, zoals de te behalen geluidsreductie, inpasbaarheid in de omgeving, kosten, gezondheidswinst en wensen van bewoners.

Het is moeilijk aan te geven wat de precieze gezondheidswinst per maatregel is. Dit is sterk afhankelijk van de specifieke omstandigheden (zowel akoestische als niet-akoestische). Wel kan gesteld worden dat elke maatregel die de geluidbelasting omlaag brengt, een positieve invloed heeft op de gezondheid.¹⁰

De GGD adviseert op basis van gezondheid. De uiteindelijke beslissing of een maatregel haalbaar en betaalbaar is, is niet aan de GGD.

¹⁰ NB. Een maatregel die hoge weerstand oproept bij de omwonenden kan, via stressreacties, leiden tot negatieve effecten op de gezondheid. Het positieve effect op de gezondheid door de geluidsmaatregel kan zo (deels) teniet gedaan worden.

Maatregelen worden hier niet uitgebreid beschreven met uitzondering van de geluidsluwe zijde, wegens het belang van deze maatregel in de GGD-advisering (zie paragraaf 2.4.5).

2.3.4 *Voorbeelden van maatregelen*

Maatregelen aan de bron kunnen onder meer zijn:

Alle transportbronnen (weg-, rail- en vliegverkeer):

- (periodieke) beperking van het verkeer;
- (periodieke) beperking van de rijsnelheid (weg- en railverkeer);
- inzet van stiller materieel (bijvoorbeeld stillere motoren).

Specifiek voor wegverkeer:

- stille(re) banden;
- de aanleg van geluidsreducerend asfalt;
- 30 km/u zone, eenrichtingsverkeer, rotonde, groene golf, routing vrachtverkeer, parkeerbeleid.

Specifiek voor railverkeer:

- geluidsbeperkende maatregelen aan spoor zoals raildempers;
- toepassing van wielschermen;
- (periodieke) beperking van goederentransport.

Specifiek voor vliegverkeer:

- aanpassing aanvlieg- en vertrekroutes.
- methode van landen/stijgen aanpassen (andere hoek en met minder motorgeluid).

Specifiek voor bedrijven en industrie:

- inzet stiller materieel;
- inpakken geluidbronnen;
- periodieke uitschakeling bronnen;
- vermindering capaciteit in nacht (bijv. ventilatoren);
- verplaatsen van bedrijven of bronnen;
- organisatorische aanpassingen;
- onderhoud: controle op/verhelpen van trillingen/geluid door slijtage.

Bij overdrachtsmaatregelen kan gedacht worden aan:

- gesloten bouwblok;
- geluidscherm/-wal;
- ruimere afstand bron-ontvanger;
- verdiepte aanleg;
- zachte berm;
- coulissenscherm;
- de realisatie van afschermende niet-geluidgevoelige gebouwen zoals kantoren;
- geluiddiffractor.¹¹

¹¹ Een diffractor is een betonnen constructie met holtes die parallel aan het wegdek lopen (resonatoren), waardoor geluid geabsorbeerd wordt en geluidsgolven naar boven worden gericht. De geluidsreductie van de diffractor werkt aanvullend op andere geluidsmaatregelen, zoals geluidsreducerend wegdek. De effectiviteit en toepasbaarheid van de diffractor wordt momenteel nog onderzocht.

Enkele maatregelen bij de ontvanger:

- geluidsluwe zijde;
- geluidsluwe buitenruimte;
- dove gevel (soms een wettelijke verplichting, echter ongewenst vanuit gezondheid: beperking van spui Mogelijkheid, beperking keuzevrijheid bewoners om een raam open te zetten);
- vliesgevel;
- extra geluidsisolatie/gevelisolatie;
- standaard suskasten belaste zijde;
- andere woningindeling.

2.3.5 Geluidsreductie maatregelen wegverkeer

In Tabel 2-1 staan verschillende voorbeelden van geluidsreducerende maatregelen voor wegverkeer genoemd. De vermelde reductie in decibel is slechts een indicatie. In de praktijk hebben vele factoren invloed op de uiteindelijke reductie. Uiteraard kan ook gekozen worden voor een combinatie van maatregelen, zodat de maatregelen elkaar versterken.

Tabel 2.1: Voorbeelden van geluidsreducerende maatregelen op het niveau van de bron, overdracht en ontvanger voor wegverkeer

Niveau	Maatregel	Indicatie geluidsreductie (dB)
Bron-maatregelen	Ontmoedigen of beperken autoverkeer: Halvering intensiteit Bijvoorbeeld via: - Eenrichtingsverkeer - Routing (vracht)verkeer - Parkeerbeleid	3
	Snelheidsbeperking: - 100 -> 80 km/uur - 50 -> 30 km/uur	2 5
	Stil asfalt, afhankelijk van soort stil asfalt en omstandigheden als snelheid en leeftijd asfalt	2-6
	PERS-wegdek (Poro Elastic Road Surface, in ontwikkeling)	8-10
	Stille banden: alle banden in NL	2-3
	Verminderen snelheidsvariaties Bijvoorbeeld: - Rotonde - Groene golf - LARGAS	2 2 3-5
	Elektrische voertuigen	Sterk afhankelijk van aandeel voertuigen en snelheid
	Controle emissie bromfietsen, handhaving	Sterk afhankelijk van uitvoering
Overdrachts-maatregelen	Gesloten bouwblok	10-15
	Bebouwing verspreid	2
	Geluidscherm/-wal	Meer dan 10,

Niveau	Maatregel	Indicatie geluidsreductie (dB)
		afhankelijk van hoogte en afstand
	Verdubbeling afstand weg - woning	Ca. 4
	Verdiepte aanleg: 2 meter	Tot 3
	Zachte berm ¹²	Sterk afhankelijk van uitvoering
Maatregelen bij de ontvanger	Geluidsluwe zijde	5
	Extra geluidsisolatie	Sterk afhankelijk van uitvoering
	Suskasten (let op: eigen geluidproductie bij mechanische suskasten kan effectiviteit verminderen)	Sterk afhankelijk van uitvoering
	Woningindeling, situeren slaapkamers aan geluidsluwe zijde	Sterk afhankelijk van uitvoering

Bronnen: Infomil e-factbooks Stiller op Weg, Fast et al., 2018; De Kluizenaar et al., 2013; GGD Haaglanden, 2013.

2.3.6 Aandachtspunten bij maatregelen

Maatregelen om verkeerslawaaai te verminderen op het niveau van de bron gaan vaak samen met winst op het gebied van luchtkwaliteit (en omgekeerd). Vanwege de groeiende aandacht voor verbetering van luchtkwaliteit, zijn er daarom ook meer kansen om geluidhinder te beperken. Een betere doorstroming van het verkeer zorgt er bijvoorbeeld voor dat voertuigen minder hoeven te remmen en op te trekken. Dit zorgt zowel voor een winst op het gebied van geluid als luchtkwaliteit.

Bij maatregelen zoals het weren van verkeer in bepaalde zones of op bepaalde tijden kan onbedoelde afwenteling plaatsvinden: de maatregel leidt op een andere plek tot meer blootstelling. Infrastructurele veranderingen zouden op deze aspecten moeten worden getoetst met specifieke aandacht voor verdelingsissues: bij welke groepen komen de lusten en waar komen de lasten terecht? (Van Beek et al., 2015a).

Nieuwe woningen zijn tegenwoordig zodanig geïsoleerd, dat het geluidsniveau binnen, bij gesloten ramen, met 20-25 dB gereduceerd kan worden. Een gevel met licht geopende ramen reduceert het geluidsniveau circa 10-15 dB(A) (WHO, 2009).

Een gesloten bouwblok zorgt daarnaast ook voor een aanzienlijke reductie aan de ingesloten/afgeschermd zijde. Het creëren van een geluidsluwe zijde leidt tot een aanzienlijke reductie van hinder (De Kluizenaar et al., 2013). Het maakt dan wel uit hoe de betreffende ruimte(n) aan de geluidsluwe zijde wordt gebruikt. Ook blijkt dat de visuele kwaliteit van de geluidsluwe zijde ertoe doet (Van Beek et al., 2015a). Zie ook paragraaf 2.4.5.

¹² Geluid wordt door een harde bodem, zoals verharding of een bevroren bodem, en door water geheel gereflecteerd. Als een bodem los is, met veel poriën, zal er wel geluid geabsorbeerd worden. Een luchtige oppervlaktelaag (pas geploegd land, strooisellaag) zal geluid goed absorberen. Dit geldt trouwens vooral voor de hogere frequenties; laagfrequent geluid wordt veel minder door de bodem geabsorbeerd. De geluidsdemping van een bos wordt vooral veroorzaakt door een goed absorberende strooisellaag (Huisman, 1990).

Bij overdrachtsmaatregelen moet gelet worden op ongewenste bijwerkingen op (beleving van) de leefomgeving of woning. Zo beschermen geluidschermen de hogere etages of slaapkamers niet of niet goed, kan er geluid weerkaatsen naar de overzijde van de weg, en kan geluid verplaatst worden naar verder weg gelegen gebied achter schermen. Een geluidscherm is het meest effectief als het dicht bij de bron of dichtbij de waarnemer staat (Fast et al., 2018). Geluidschermen kunnen ook van invloed zijn op de bereikbaarheid van een gebied (barrièrewerking) of het uitzicht beïnvloeden. Als bewoners het gevoel hebben dat hun leefbaarheid (ernstig) wordt aangetast, is het aannemelijk dat dit – via stressmechanismen in het lichaam – negatieve effecten kan hebben op welbevinden en gezondheid.

Bij bronmaatregelen en maatregelen bij de ontvanger speelt het bovenstaande minder. Bij maatregelen bij de ontvanger, zoals gevelisolatie, moet men realiseren dat deze maatregelen geen effect hebben op de buitenruimte of achterliggende woningen. Bovendien gaat het reductieniveau van gevelisolatie vaak uit van gesloten ramen. In de praktijk blijkt dat veel bewoners, vooral in de zomer, graag met geopende ramen slapen. Het effect van gevelisolatie op geluidsniveaus in de woning is op dat moment beperkt.

De aanwezigheid en het gebruik van standaard ventilatievoorzieningen, zoals roosters of (klep)ramen, verhogen het geluidsniveau binnenshuis. Het is echter niet goed om ventilatiemogelijkheden te beperken, omdat de luchtkwaliteit binnenshuis hieronder lijdt. Suskasten kunnen bijvoorbeeld gebruikt worden als ventilatievoorziening, zonder een te groot verlies aan geluidsisolatie.

In het algemeen hebben maatregelen een gunstig effect op de geluidhinder. Voor interventies op het gebied van weg- en vliegverkeer kan het effect op hinder geschat worden door middel van blootstelling-effect relaties. Uit diverse studies blijkt dat de reductie in hinder groter is dan verwacht op grond van de reductie in decibellen. Het lijkt erop dat dit 'extra' effect aanhoudt in de tijd. Het 'extra' effect bij maatregelen gericht op wegverkeer is het grootst bij bronmaatregelen (Brown & Van Kamp, 2017).

Brown en Van Kamp (2017) onderzochten voor de WHO door middel van een systematische review (1980-2014) de relatie tussen interventies op het gebied van transportgeluid (weg-, rail- en vliegverkeer) en gezondheid (slaapverstoring, hinder, hart- en vaatziekten en cognitieve ontwikkeling van kinderen). De resultaten laten zien dat veel interventies zijn geassocieerd met gezondheidswinst, ongeacht de bron, het gezondheidseffect (hinder, slaapverstoring, etc.) of type interventie.

2.3.7 *Geluidsluwe zijde*

Een geluidsluwe zijde houdt in dat een woning een kant heeft waar de geluidbelasting duidelijk lager is dan aan de meest lawaaiige kant van de woning. Deze geluidsluwe zijde (ook wel stille zijde genoemd) geeft mensen de mogelijkheid om zich (tijdelijk) aan het geluid te onttrekken en om te slapen met een open raam.

De meeste mensen slapen, zeker in de zomer, graag met het raam open (WHO, 2009). Als mensen het raam moeten sluiten vanwege lawaai,

doen ze dat niet graag vanwege andere nadelen zoals bedompte lucht. Uitgangspunt is daarom dat mensen met (enigszins) geopend raam kunnen slapen. Het wordt echter niet verwacht dat in de nabij toekomst buitenniveaus overal laag genoeg zullen zijn. Wel kan zodanig gebouwd worden dat woningen ten minste één geluidsluwe zijde hebben. Aan die kant kan dan wel een raam worden geopend zonder veel lawaai binnen te laten.

1.1.1.5 Definitie geluidsluwe zijde

Er zijn verschillende definities van een geluidsluwe zijde in gebruik:

- een zijde met een geluidbelasting lager dan 48/50 dB L_{den} ;
- een zijde met relatieve rust: verschil belaste en rustige zijde groter dan bijvoorbeeld 10 dB.

In 2013 is een groot Europees project afgerond: QSIDE, naar het effect van geluidsluwe zijden. QSIDE geeft de volgende definitie voor een geluidsluwe gevel: "Een gevel is geluidsluw als het geluidsniveau bij voorkeur maximaal 45 dB L_{den} is, en in ieder geval niet hoger dan 50 dB L_{den} ."



De GGD'en hanteren, in lijn met de definitie van QSIDE, de volgende definitie van een geluidsluwe zijde: een zijde is geluidsluw als het geluidsniveau maximaal 50 dB L_{den} en 40 dB L_{night} bedraagt.

1.1.1.6 Factoren die het effect van een geluidsluwe zijde (positief of negatief) beïnvloeden

Factoren die het positieve effect van een geluidsluwe zijde teniet kunnen doen zijn bijvoorbeeld:

- geluid van andere bronnen zoals ventilatiesystemen, airco's en warmtepompen,
- burenlawaai,
- laden en lossen van vrachtwagens.

Factoren die het positieve effect mede bepalen:

- toegankelijkheid, het kunnen gebruiken van de stille kant,
- visuele kwaliteit (waaronder groen) van de ruimte achter de woning,
- positie slaapkamer, keuzemogelijkheid bewoners om te slapen aan geluidsluwe zijde.

1.1.1.7 Relatie geluidsluwe zijde en hinder en slaapverstoring

Onderzoek naar de geluidsluwe zijde is relatief nieuw. Uit een review van het RIVM (Van Kempen & Van Beek, 2013) blijkt dat de beschikbare onderzoeken eenduidig wijzen op een positieve invloed van een stille zijde op hinder en slaapverstoring. De mate van invloed van stille zijden op hinder komt ruwweg overeen met een verlaging van het geluid aan de meest belaste zijde van woningen – doorgaans de voorkant – met 2 tot 8 decibel.

De Kluizenaar et al. (2013) vergeleek twee groepen woningen in Amsterdam, belast door geluid van wegverkeer: een groep met en een groep zonder een relatief rustige zijde. Een woning had een rustige zijde als het verschil tussen de meest en de minst belaste zijde groter of gelijk was aan 10 dB L_{den} . De aanwezigheid van een relatief stille/rustige zijde had een duidelijk positief effect op de ervaren hinder. Ook werd een relatie aangetroffen tussen de ervaren hinder en de actuele belasting aan de rustige zijde, onafhankelijk van de belasting aan de hoger belaste zijde.

De aanwezigheid van een rustige zijde had een positief effect op hinder: uitgaande van een gelijke geluidbelasting op de hoger belaste gevel, had de groep met een rustige zijde minder hinder, overeenkomend met een 5 dB reductie op de belaste gevel. Tevens werd gevonden dat 10 dB afname van de geluidbelasting op de hoger belaste gevel een gelijk effect had op de hinder als een 5 dB afname aan de rustige zijde.

Het bovenstaande is vooral van toepassing op 'traditionele' stille gevels: de achterkant van een woning waar geen of weinig verkeer is. Verkennend onderzoek van Van den Berg en Groenwold (2017) laten zien dat het bovenstaande niet lijkt te gelden voor oplossingen waarin een geluidsluwe zijde wordt 'gecreëerd', bijvoorbeeld door het afschermen van een raam of balkon aan de geluidbelaste kant. Een oplossing die soms gekozen wordt bij moderne stapelbouw waar woningen vaak maar aan één zijde een buitengevel hebben en die zijde aan een drukke weg of spoorweg ligt. Bij het wegverkeer komen de hinder en slaapverstoring die de deelnemers ervaren redelijk tot goed overeen met wat verwacht wordt bij de hoge geluidbelasting zonder de extra (afschermende) maatregelen. Bij railverkeer is er meer hinder en aanzienlijk meer slaapverstoring dan verwacht. De onderzoekers concluderen dat de 'gecreëerde' beperkt geluidsluwe gevel weinig of geen effect heeft op de hinder.

2.3.8 *Groen (vegetatie) en geluid*

Vegetatie of groen kan aangenaam geluid produceren, zowel direct (ruisen) als indirect (vogels). Bovendien vermindert een aangenaam groen uitzicht de hinder die lawaai kan opleveren (zie paragraaf 3.3.4). Op het feitelijke geluidsniveau van een geluidbron heeft groen meestal niet zo'n grote invloed. Losse beplanting zal meestal geen hoorbare geluidsreductie veroorzaken. Om vegetatie te gebruiken voor geluiddemping is een zeer dichte beplanting nodig. Ook groene geluidschermen moeten goed dicht zijn.

Voor meer informatie over groen en geluid wordt verwezen naar het informatieblad Groen en Geluid, opgesteld door de GGD-werkgroep Groen&Gezondheid. Dit informatieblad is te vinden op een besloten platform voor GGD'en in het dossier 'geluid' via <https://cgm.healthandsafety.nl>.

2.4 Instrumenten en tools

Er zijn verschillende instrumenten en tools die in de advisering kunnen worden toegepast om de gevolgen van lokale ruimtelijke maatregelen op de gezondheid in beeld te brengen. Een overzicht is te vinden op de website Gezonde Leefomgeving (www.gezondeleefomgeving.nl/instrumenten).

Het RIVM heeft in 2018 een (Engelstalige) handreiking gepubliceerd voor lokale overheden in Europa om gezondheidkundige effecten van geluid te beoordelen (Kamp et al., 2018). In de handreiking worden de stappen van een gezondheidkundige evaluatie voor omgevingsgeluid (Health Impact Assessment) één voor één beschreven. Daarnaast worden de bijbehorende aannames, beslissingen en eisen uitgelegd. Vervolgens worden voor twee indicatoren de feitelijke rekenmethodes verder toegelicht: het aantal gezonde levensjaren gecorrigeerd voor ziekte, handicap en dood (DALY, disability adjusted life years), en het aantal mensen dat nadelige effecten ondervindt van geluid (NafP, number of people affected by noise).

In onderstaande tekstbox staat een voorbeeld van een eenvoudige methode om scenario's te vergelijken.

Tekstbox 1: Praktisch voorbeeld van methode voor vergelijken van scenario's

Een eenvoudige en praktische methode om scenario's te vergelijken (bronnen weg-, railverkeer en bedrijven/industrie)

Laat berekenen hoeveel woningen in de verschillende scenario's hoger worden blootgesteld dan 50 dB L_{den} en/of 40 dB L_{night} .

Laat voor woningen die hoger worden blootgesteld tevens het aantal woningen met een geluidsluwe zijde berekenen.

Aandachtspunten:

- Gebruik bij deze berekeningen de cumulatieve werkelijke geluidbelasting (energetisch opgeteld, zonder eventuele correcties).
- Gebruik de juiste definitie van een geluidsluwe zijde voor gezondheid (paragraaf 2.4.5.1). Deze kan afwijken van de definities in lokale beleidskaders.

Mogelijke vervolgberekeningen:

Met de rekenmethode 'kwantificeren van gezondheidsschade door luchtverontreiniging en geluid voor GGD'en' kan de GGD eventueel zelf berekenen hoeveel mensen ernstig gehinderd, ernstig slaapverstoord zijn, en het aantal gevallen van ischemische hartziekten, beroertes en hypertensie door geluid van weg- en railverkeer.

Een aantal instrumenten die de gezondheidseffecten van geluid in beeld kunnen brengen zijn opgenomen in Tabel 2.5. De genoemde instrumenten kunnen allemaal naast geluid ook op andere milieufactoren (zoals luchtkwaliteit) worden toegepast.

Tabel 2.5: Instrumenten voor geluid en gezondheid

Soort instrument	Voordelen	Beperkingen
Quickscan Gezonde Leefomgeving (screeningsmethode)		
De Quickscan Gezonde Leefomgeving brengt de gezondheid van de leefomgeving in kaart aan de hand van 11 thema's, waaronder geluid. Het begint met het maken van een kwalitatieve én kwantitatieve beschrijving van de wijk of buurt. Vervolgens worden per gezondheidsthema indicatoren benoemd waarmee je snel een beeld krijgt van de situatie per buurt. Per indicator wordt aangegeven hoe de resultaten zich verhouden ten opzichte van een norm of een gemiddelde wijk of buurt.	Geeft in één oogopslag een beeld van de gezondheidswaarde van een wijk of buurt in een spindigram. Het is eenvoudig toe te passen, enerzijds doordat het gebaseerd is op snel beschikbare informatie, anderzijds doordat het in het participatieproces richting kan geven aan de dialoog met stakeholders en burgers. Uit te breiden met eigen of andere indicatoren.	Gebruikt open data, dus beperkt door de data die voorhanden is. Er is wel de mogelijkheid om eigen data te gebruiken. Geeft een overzicht van de status quo, geen effecten van maatregelen te bekijken, tenzij dat berekend wordt. Geen doorrekening van gezondheidseffecten.
Gezondheidseffectscreening (GES) Stad en Milieu (screeningsmethode)		
De GES-methode vertaalt de hoogte van de milieubelasting naar een milieugezondheidswaarde en de bijbehorende GES-score en kleur. Het biedt de mogelijkheid om de blootstelling aan verschillende milieufactoren met verschillende gezondheidseffecten, ook onder grenswaarden, gezondheidskundig te beoordelen, onderling te vergelijken en op kaart weer te geven.	Duidelijke weergave op kaart. Knelpunten zijn snel te zien. Aandacht voor blootstelling onder de norm. Mogelijkheid om verschillende milieubelastingen met ongelijksoortige effecten gezondheidskundig te vergelijken.	Milieudata nodig, mogelijk later in het proces en daardoor minder sturend. Door weergave in klassen kunnen kleine effecten gemist of juist uitvergroot worden. GES-scores voor verschillende milieueffecten kunnen niet bij elkaar worden opgeteld. Op kaart is wel te zien waar een stapeling optreedt. Alleen te kwantificeren effecten zijn meegenomen.
Rekenmethode kwantificeren van gezondheidsschade door luchtverontreiniging en geluid voor GGD'en (kwantificeringsmethode)		
Op basis van blootstelling wordt berekend hoeveel mensen ernstig gehinderd, ernstig slaapverstoord zijn, en het aantal gevallen van ischemische hartziekten, beroertes en hypertensie (eindpunten geluid). Ook kunnen DALY's berekend worden en deze kunnen worden gemonetariseerd. Vooral geschikt voor de vergelijking van scenario's.	Gevoel van de orde van grootte van gezondheidseffecten. Inzicht in effecten onder de norm.	Gedetailleerde milieudata nodig. Berekeningen worden uitgevoerd voor de standaard Nederlandse populatie. Alleen te kwantificeren effecten zijn meegenomen. De methode beperkt zich voor geluid tot de bronnen 'weg- en railverkeer'.
Milieugezondheidsrisico (MGR, kwantificeringsmethode)		

Soort instrument	Voordelen	Beperkingen
De MGR geeft een indicatie van de milieukwaliteit vanuit een gezondheidkundig perspectief. Het is het milieugerelateerde gezondheidsrisico op een bepaalde plaats (adres, locatie) als percentage van de totale te verwachten gezondheidsrisico's. De MGR-indicator kan uitgesplitst worden naar milieufactor (luchtverontreiniging, geluid, etc.), maar ook naar bron (bijvoorbeeld weg- en railverkeer).	Milieukwaliteit vanuit gezondheidkundig perspectief ruimtelijk weer te geven. Ziektelast van verschillende milieubelastingen (ook onder de norm) met ongelijksoortige effecten gezondheidkundig is op te tellen (cumulatie). Afweging ongelijksoortige effecten is mogelijk. De MGR kan gebruikt worden om risico's tot op de schaal van een woning weer te geven.	Gedetailleerde milieudata nodig. Alleen het deel van de gezondheidseffecten, waarvoor kwantitatieve blootstelling-responsrelaties voor de milieufactor beschikbaar zijn, wordt meegenomen. Voor de berekening en weergave op kaarten is GIS expertise nodig.

2.5 Praktijkvoorbeelden

Adviseren over geluid en gezondheid kan afhankelijk van de situatie zeer complex zijn. Praktijkvoorbeelden laten zien hoe de GGD heeft geadviseerd in een bepaalde situatie en wat daarbij de aandachtspunten waren. Zo komt in de praktijkvoorbeelden onder andere terug waarom het belangrijk is tijdig betrokken te zijn als GGD bij de verschillende partijen en waarom communicatie en niet-akoestische factoren van belang zijn (zie paragraaf 2.3.1 en 3.3.4). Praktijkvoorbeelden kunnen heel nuttig zijn voor specifieke situaties. Bovendien kan contact opgenomen worden met de adviseur uit dat specifieke voorbeeld voor nadere informatie.

Voor GGD-medewerkers is een overzicht van verschillende praktijkvoorbeelden beschikbaar via een besloten platform. Hiervoor is een format ontwikkeld welke te vinden is in Bijlage 8.

3 Gezondheidseffecten van geluid

3.1 Inleiding

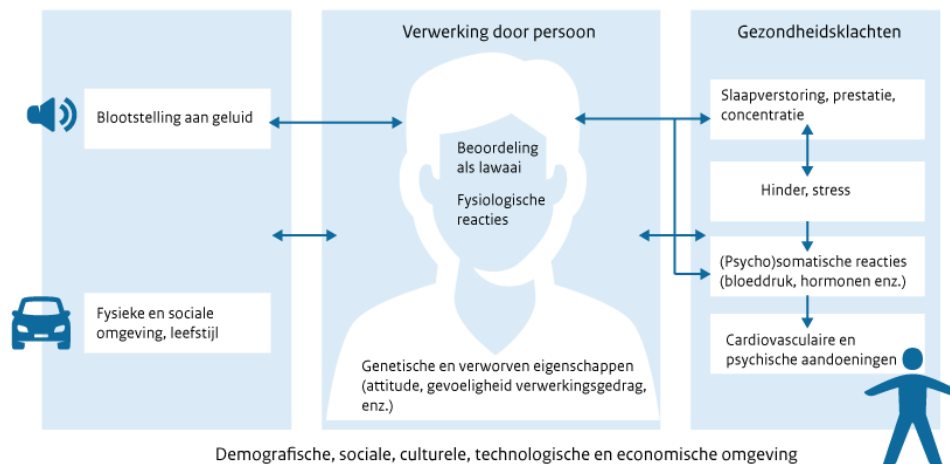
Geluid in de leefomgeving heeft invloed op de gezondheid. Zo kan blootstelling aan geluid leiden tot hinder, verstoring van de slaap, verstoring van de dagelijkse activiteiten en stressreacties. Langdurige blootstelling aan te veel geluid kan aanleiding geven tot chronische effecten zoals verhoogde bloeddruk en verhoogde niveaus van het stresshormoon cortisol, waardoor het risico op hart- en vaatziekten en psychische aandoeningen wordt verhoogd. Ook kan geluid een negatieve invloed hebben op de leerprestaties van kinderen. Dit hoofdstuk gaat dieper in op de verschillende gezondheidseffecten van geluid.

3.2 Werkingsmechanisme van geluid op gezondheid

Over het werkingsmechanisme van geluid op gezondheid zijn meerdere theorieën en modellen ontwikkeld, waarbij de individuele beoordeling van geluid een cruciale rol speelt. In deze richtlijn bespreken we het model dat de Gezondheidsraad hanteert (Gezondheidsraad, 1999).

De Gezondheidsraad hanteert een model (Figuur 3.1) dat ervan uitgaat dat gezondheidseffecten van geluid zowel direct als indirect kunnen ontstaan. Geluid heeft direct effect op het lichaam en geest, maar ook indirect als een individu het geluid als ongewenst beoordeelt. Deze negatieve beoordeling kan op haar beurt ook tot acute lichamelijke en psychologische reacties leiden. In beide gevallen kunnen deze (overigens normale) reacties leiden tot een toename van stresshormonen en een verhoogde bloeddruk en op den duur tot hart- en vaatziekten. Dit proces is lang niet altijd bewust, bijvoorbeeld bij blootstelling aan geluid tijdens de slaap (Gezondheidsraad, 2006). Maar ook overdag is men zich vaak niet bewust van de negatieve effecten die geluid kan hebben (denk aan het moment dat een ventilatiesysteem uitgaat en men een weldadige rust ervaart). Dit model is een gangbaar, internationaal geaccepteerd model.

Model voor de relatie tussen geluid en gezondheid



Bron: Gezondheidsraad, 1999; bewerkt door het RIVM

Figuur 3.1: Conceptueel model geluid en gezondheid (afbeelding uit VTV 2018)

3.3 Geluidhinder

Geluidhinder wordt gedefinieerd als een individuele negatieve reactie op geluid¹³ (ISO, 2003). De Gezondheidsraad en de WHO duiden geluidhinder breder aan als 'een gevoel van afkeer, boosheid, onbehagen, onvoldaanheid of gekwetstheid, dat optreedt wanneer het geluid iemands gedachten, gevoelens of activiteiten beïnvloedt' (Gezondheidsraad, 1999).

Geluidhinder treedt op wanneer aan de volgende kenmerken wordt voldaan:

1. Er is sprake van herhaalde verstoring door geluid;
2. Het gaat om een cognitieve respons. Er zijn gedachten bij het geluid, zoals de vaststelling dat weinig tegen de oorzaak van het geluid gedaan kan worden; en
3. Er is een emotionele of attitude respons (zoals boosheid over de blootstelling, negatieve evaluatie van de geluidbron);
4. Er is vaak sprake van aanpassing van gedrag om de verstoring te vermijden (van activiteiten, communicatie, luisteren naar tv of muziek, lezen, werken of slapen).

Bovenstaande maakt duidelijk dat de hinder die individuele mensen ervaren niet uitsluitend kan worden vastgesteld op basis van decibellen. Dat komt omdat de wijze waarop geluid beleefd wordt niet alleen door het geluid, maar ook door andere (niet-akoestische) factoren wordt beïnvloed. Overigens blijkt het geluidsniveau wel steeds de belangrijkste voorspeller van hinder te zijn. Meer hierover in paragraaf 3.3.4.

Omdat de ondervonden geluidhinder van persoon tot persoon kan verschillen, is het lastig om iets te zeggen over de geluidhinder van een individu. Wel is het mogelijk om te uitspraken te doen over de hinder die groepen mensen ondervinden van omgevingsgeluid. Dit maakt het

¹³ 'one person's individual adverse reaction to noise' (ISO, 2003)

mogelijk om vergelijkingen te maken tussen de hinderlijkheid van verschillende geluidbronnen en om de overheid handvatten te geven om goed geluidbeleid te kunnen maken.

Om uitspraken te kunnen doen over de (mate van) geluidhinder die groepen mensen ondervinden zijn er twee opties:

- Meten: er kan een (vragenlijst)onderzoek gestart worden om de geluidhinder vast te stellen.
- Berekenen: Als de relatie tussen blootstelling aan geluid en hinder bekend is uit eerder onderzoek kan deze gebruikt worden om de (verwachte) geluidhinder uit te rekenen.

Beide methoden hebben voor- en nadelen die in de volgende paragrafen worden uitgewerkt.

3.3.1 *Meten van geluidhinder*

Het meten van geluidhinder gebeurt meestal door het afnemen van vragenlijsten, bijvoorbeeld bij de inwoners van een stad of een wijk. De respondenten wordt direct gevraagd naar de mate waarin men gehinderd is door een bepaalde geluidbron. Hierbij wegen zij impliciet ook factoren anders dan geluid mee in hun antwoord. Het heeft de voorkeur om gebruik te maken van een gestandaardiseerde hindervraag. Voor geluid is in internationaal verband een vraag vastgesteld (vastgelegd in ISO/TS 15666 Acoustics: Assessment of noise annoyance by means of social and socio-acoustic surveys (2003)) over geluidhinder bij volwassenen, om de vergelijkbaarheid tussen onderzoeken te bevorderen. De vraag verwijst per geluidbron naar de hinderbeleving in de thuissituatie, waarbij meestal naar de afgelopen twaalf maanden wordt gevraagd.

In de ISO-norm wordt aangeraden om twee vragen te stellen: één met een verbale antwoordschaal en één met een numerieke antwoordschaal. De verbale schaal heeft de invulmogelijkheden 'helemaal niet, een beetje, tamelijk, erg of extreem'. Op de numerieke schaal kunnen de respondenten een getal van 0 tot 10 invullen. In de praktijk is het stellen van twee vragen vaak niet mogelijk en wordt meestal gekozen voor de vraag met de numerieke antwoordschaal.

Hieronder staat de gestandaardiseerde vraag naar geluidhinder zoals deze in de Gezondheidsmonitor 2016 is opgenomen (zie ook paragraaf 3.3.3).

O1 Denk bij deze vraag aan de afgelopen 12 maanden. Welk getal van 0 t/m 10 geeft het beste aan in welke mate geluid van de onderstaande bronnen u hindert, stoort of ergert wanneer u thuis bent?

Als een geluid bij u thuis niet hoorbaar is, kunt u dit in de laatste kolom aangeven.

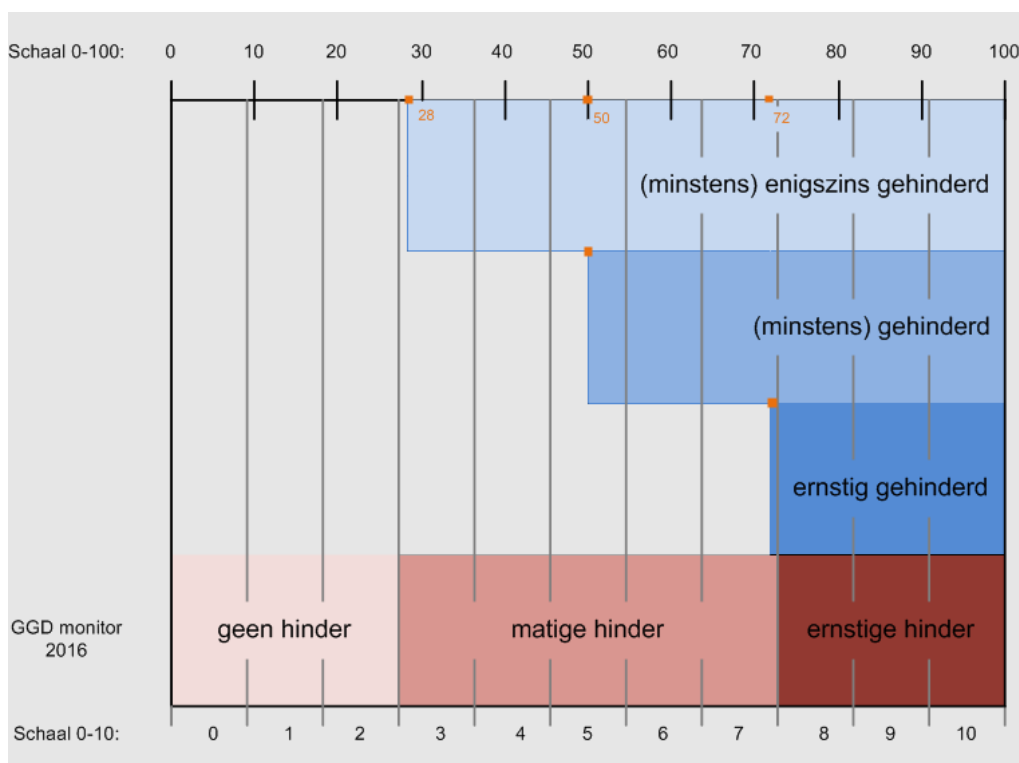
Geef op iedere regel uw antwoord.

	Ik ben helemaal niet gehinderd					Ik ben extreem gehinderd					Niet hoorbaar	
	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	
Verkeer op wegen waar je harder mag dan 50 km/uur	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐
Verkeer op wegen waar je niet harder mag dan 50 km/uur	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐
Treinverkeer	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐
Vliegverkeer	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐
Tram / metro	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐
Brommers / scooters	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐
Buren	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐
Bedrijven / industrie	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐
Windturbines, windmolens	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐

Figuur 3.2: Vraag naar geluidhinder (Gezondheidsmonitor 2016)

Het is gebruik geworden om de hinder te bepalen door elke antwoordschaal te hercoderen naar een schaal van 0 tot 100 en het percentage respondenten waarvoor de hinder op deze schaal boven de 72 uitkomt het percentage 'ernstig gehinderd' te noemen. Voor de schaal van 0-10 betekent dit feitelijk dat de respondenten die 8, 9 of 10 hebben ingevuld worden aangemerkt als ernstig gehinderd. Als 50 als grens wordt genomen, noemen we het resultaat het percentage '(minstens) gehinderd' en als 28 gebruikt wordt, noemen we het resultaat '(minstens) enigszins gehinderd'.

Deze drie hinderindicatoren kunnen vragen oproepen omdat de groep (minstens) gehinderden ook de groep ernstig gehinderden omsluit. Voor het presenteren van de geluidhinder zoals vastgesteld in de GGD volksgezondheidmonitor 2016 is daarom gekozen om over te stappen naar 'geen hinder' (respondenten die 0-2 hebben ingevuld), 'matige hinder' (3-7) en 'ernstige hinder' (8-10). De volgende figuur laat de verschillen zien.



Figuur 3.3: Omscoring van een 0-10 schaal naar de 0-100 schaal en de grenswaarden voor de hindercategorieën

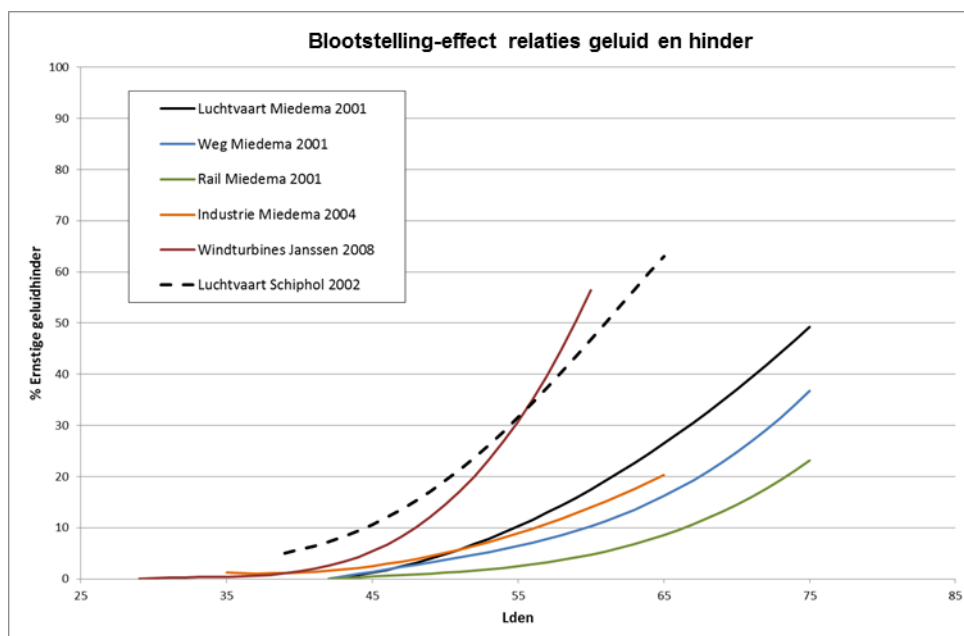
Vragenlijstonderzoek is gemakkelijk en tegen niet al te hoge kosten uitvoerbaar. Een belangrijke belemmering is het toenemende percentage mensen dat niet meedoet, en dat de gegevens bij een (te) kleine steekproef niet representatief zijn. Vragenlijstonderzoek leent zich bij herhaald uitvoeren goed voor het monitoren van het aantal gehinderden in de tijd (Dusseldorp et al., 2011). En het is bij uitstek geschikt om de hinder in het heden vast te stellen en rekening te houden met de situationele, persoonlijke en contextuele factoren die ook gemeten kunnen worden.

In Overveld en Van Franssen (2009) wordt uitleg gegeven over de mogelijke aanpak van een dergelijk vragenlijstonderzoek. De afdeling epidemiologie of onderzoek van de GGD kan daarbij ondersteunen.

3.3.2 Berekenen van geluidhinder

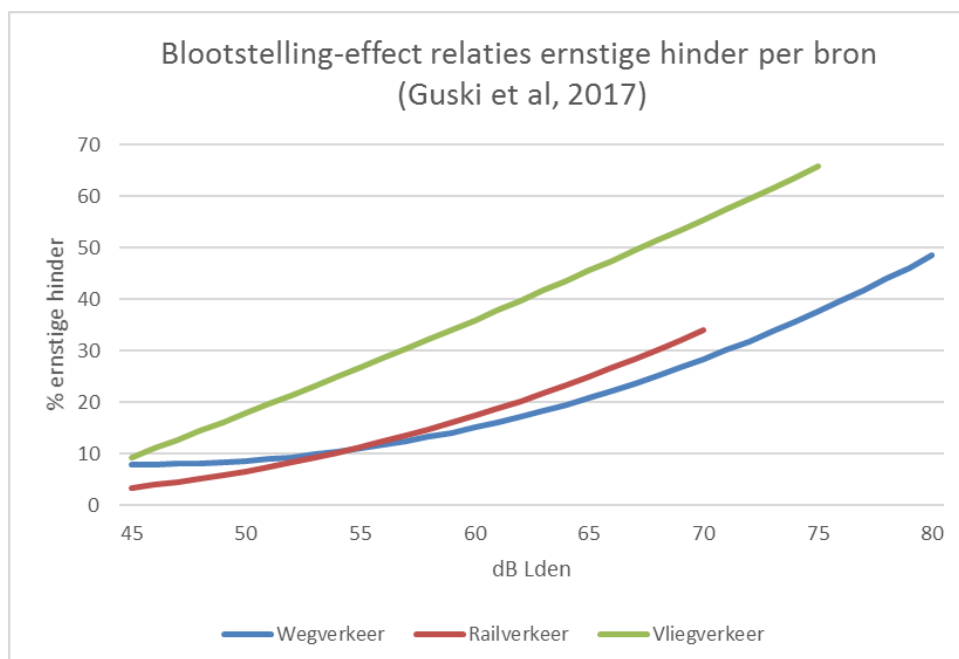
Het meten van de geluidhinder is niet altijd mogelijk. Ook is regelmatig inzicht nodig in de verwachte geluidhinder door aanpassingen in de bebouwde omgeving zoals de aanleg of uitbreiding van infrastructuur of het veranderen van vliegroutes rond een luchthaven. Daarvoor kunnen scenarioberekeningen worden gebruikt waarin de hinderlijkheid voor de omwonenden kan worden afgewogen tussen verschillende alternatieven. Er zijn methoden ontwikkeld waarmee op basis van de geluidbelasting berekend kan worden welk percentage van de blootgestelde mensen naar verwachting (ernstig) gehinderd is. Hierbij wordt gebruik gemaakt van blootstelling-effect relaties (ook wel blootstelling-respons relaties genoemd) waarbij de geluidbelasting op de gevel van de woningen wordt omgerekend naar een verwacht percentage gehinderden. Figuur

3.4 toont een aantal blootstelling-effect relaties voor omgevingsgeluid die worden toegepast in Nederland. De Miedema-relaties worden gebruikt in de Nederlandse wetgeving.



Figuur 3.4: Blootstelling-effect relaties in gebruik in Nederland

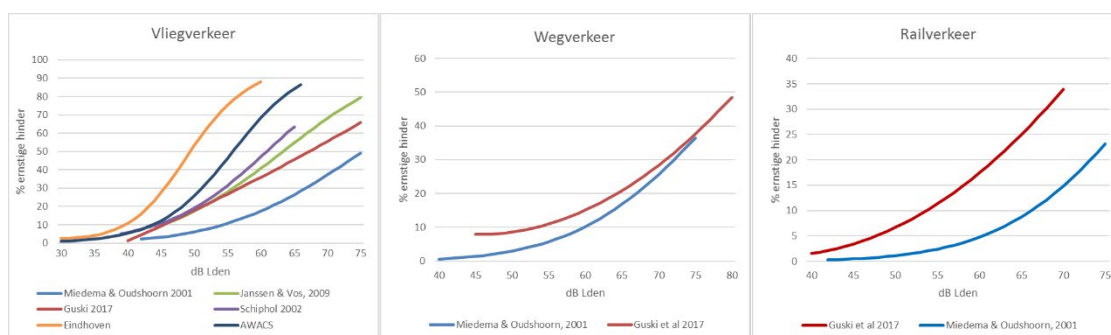
In opdracht van de WHO hebben Guski et al. de nieuwste wetenschappelijke inzichten over hinder van omgevingsgeluid op een rij gezet en beoordeeld. Eind 2017 is deze review voor omgevingsgeluid en hinder gepubliceerd (Guski et al., 2017). In de review worden onder andere nieuwe blootstelling-effect relaties gegeven voor de blootstelling aan geluid van weg-, vlieg- en railverkeer, zie Figuur 3.5.



Figuur 3.5: Blootstelling-effect relaties WHO (Guski et al., 2017)

De blootstelling-effect relatie voor ernstige hinder door wegverkeer valt binnen de betrouwbaarheidsintervallen van de relatie van Miedema en is dus vergelijkbaar. Dit geldt echter niet voor de blootstelling-effect relaties van rail- en vliegverkeer.

De door Guski et al. (2017) afgeleide relatie voor geluid van vliegverkeer en ernstige hinder is vergelijkbaar met de relatie afgeleid door Janssen en Vos (2009) en ligt flink hoger dan de relatie afgeleid door Miedema en Oudshoorn uit 2001 (zie Figuur 3.6). De nieuwe relatie voor geluid van railverkeer en ernstige hinder ligt ook hoger dan de relatie die is afgeleid door Miedema en Oudshoorn (2001). Het lijkt erop dat de hinder door geluid van railverkeer ongeveer gelijk is aan de hinder door geluid van wegverkeer, zie Figuur 3.5.



Figuur 3.6: Vergelijking blootstelling-effect relaties Guski met de 'oude' relaties

In de door Guski et al. afgeleide blootstelling-effect relatie voor wegverkeer valt iets vreemds op: van 40 tot 45 dB L_{den} neemt het percentage ernstige hinder af om vanaf 45 dB L_{den} weer toe te nemen. Volgens het RIVM (mondelinge mededeling Breugelmans, 2018) is dit hoogstwaarschijnlijk het gevolg van de onnauwkeurigheid in de geluidmodellen bij lage blootstelling. Dit kan leiden tot misclassificatie in de hindercijfers. Ook Miedema en Oudshoorn hadden hiermee te maken. Miedema en Oudshoorn hebben dit opgelost door de relaties geforceerd op 0 te zetten bij een blootstelling 42 dB L_{den} (Miedema & Oudshoorn, 2001). Dit was een arbitraire keuze, het had ook 40 of 38 kunnen zijn. In dit rapport wordt om bovenstaande reden de blootstelling-effect relatie voor wegverkeer vanaf 45 dB L_{den} weergegeven.

Uit onderzoek rondom luchthavens in verschillende landen blijkt, dat de hinderbeleving door geluid af kan wijken van wat op grond van gegeneraliseerde blootstelling-effect relaties (zoals bijvoorbeeld afgeleid door Miedema & Oudshoorn, 2001; en Guski et al., 2017) verwacht wordt. Daarom is een algemeen toepasbare relatie voor ernstige hinder vaak minder geschikt om de omvang van (ernstige) hinder op een specifieke locatie in te schatten. In die gevallen is het beter om gebruik te maken van locatiespecifieke data (Van Kempen et al., 2005a en 2005b). Een goed voorbeeld van hoe dit kan uitpakken, is het project 'Gezondheidskundige Evaluatie Schiphol' (Houthuijs & Wiechen, 2006). In dit project is met behulp van een blootstelling-effect relatie die is afgeleid van data die op een eerder tijdstip zijn verzameld rondom Schiphol, het aantal ernstig gehinderden rondom de luchthaven Schiphol geschat (Houthuijs & Wiegen, 2006). Dit bleek een betere schatting te geven van de omvang van het aantal gehinderden rondom de luchthaven Schiphol, dan het gebruik van een gegeneraliseerde

blootstelling-effect relatie – in dit geval de relatie afgeleid door Miedema en Oudshoorn (Miedema & Oudshoorn, 2001).

In Figuur 3.6 staan de, naast de generaliseerde relaties en de Schiphol relaties, ook enkele andere locatie specifieke relaties weergegeven.

In de review van Guski et al. is ook gekeken naar het effect van blootstelling aan meerdere bronnen. Helaas zijn er niet genoeg studies naar gecombineerde blootstelling om blootstelling-effect relaties te kunnen afleiden. De aanwezige gegevens lijken te wijzen op het belang van de dominante bron, als gekeken wordt naar hinder.

Naast het feit dat de blootstelling-effect relaties vaak niet (goed) toepasbaar zijn in een lokale situatie moet rekening gehouden worden met het feit dat in de berekening van de geluidbelasting alleen verkeer van auto's, vrachtwagens, bussen, bestelauto's en dergelijke is meegenomen. Wanneer in vragenlijstonderzoek gevraagd wordt naar de hinder door wegverkeer, kunnen mensen ook andere bronnen van wegverkeer (brommers, scooters) in hun oordeel betrekken (Dusseldorp et al., 2011).

Ook moet rekening gehouden worden met het feit dat in berekeningen vaak pas vanaf 55 dB de hinder wordt berekend terwijl ook onder 55 dB (ernstige) hinder optreedt. Dit hangt samen met de Europese Geluidrichtlijn, waarvoor gemeenten de geluidbelasting moeten rapporteren en in kaart brengen vanaf 55 dB.

Voor uitgebreidere informatie over de blootstelling-effect relaties en de review van de WHO, zie Bijlage 7.

3.3.3 *Geluidhinder in Nederland*

Geluid van wegverkeer is in Nederland de belangrijkste bron van geluidhinder in de woonomgeving. Ruim 9% van de volwassenen ondervindt ernstige hinder door geluid van wegverkeer. Geluid van burelen staat met ruim 8% op een tweede plaats. Railverkeer en vliegverkeer veroorzaken respectievelijk 2,2 en 4,6% ernstige hinder onder volwassenen in Nederland. 1,9% volwassen Nederlanders zijn ernstig gehinderd door fabrieken en bedrijven (Poll et al., 2018).

Wegen met een snelheidslimiet tot 50 km/uur veroorzaken de meeste ernstige geluidhinder. Binnen het wegverkeer zijn bromfietsen de belangrijkste bron van geluidhinder (Poll et al., 2018).

Het percentage van de Nederlandse bevolking dat geluidhinder ondervindt, hangt niet alleen samen met de hinderlijkheid van een geluidbron, maar ook met het vóórkomen van de geluidbron. Uit onderzoek is bijvoorbeeld bekend dat geluid van vliegverkeer bij hetzelfde geluidsniveau als hinderlijker wordt ervaren dan het geluid van wegverkeer. Maar, omdat het aantal mensen dat wordt blootgesteld aan geluid van wegverkeer op landelijk niveau groter is, komt wegverkeer als grootste hinderbron in het onderzoek naar voren.

Lokaal kan de hinder van bepaalde bronnen erg afwijken van het landelijk gemiddelde. Zo is het aandeel van de bevolking dat ernstige hinder ondervindt door vliegverkeer in Noord-Holland met 9,3% vrijwel gelijk aan de 9,6% ernstig gehinderden door wegverkeer. Dit wordt

veroorzaakt door de aanwezigheid van Schiphol in de regio (Poll et al., 2018).

Op de website van het RIVM staan kaarten en cijfers over gezondheidgerelateerde thema's, waaronder ook geluidhinder, op wijk- en buurtniveau (RIVM website Gezondheid per wijk en buurt). Het RIVM heeft deze cijfers berekend op basis van de ruim 200.000 respondenten van de Gezondheidsmonitor volwassenen 2016 van GGD'en, CBS en RIVM. De gegevens van de Gezondheidsmonitor zijn via vragenlijsten verzameld onder volwassenen van 19 jaar tot 65 jaar. Kaarten met cijfers op GGD-regio niveau staan op Volksgezondheidzorg.info. Op de website zijn ook de cijfers per gemeente te downloaden.

3.3.4 *Factoren die de mate van hinder bepalen*

Behalve het geluidsniveau (hoeveelheid dB) spelen ook andere akoestische factoren een rol bij de mate van hinder:

- karakteristieken van het geluid zoals frequentie, maximale niveaus en aanwezigheid meerdere geluidbronnen;
- interventies of maatregelen zoals raamsluitgedrag, isolatie en de beschikbaarheid van een stille zijde.

Daarnaast is bekend dat ook factoren die niets met het fysieke geluid te maken hebben de mate van hinder kunnen beïnvloeden. Het gaat hierbij om factoren als de houding ten opzichte van of vertrouwen in de producent of verantwoordelijke, houding ten opzichte van de bron, verwachtingen, coping, idee van beheersbaarheid etc. In de praktijk worden deze factoren vaak aangeduid als 'niet-akoestische factoren'.

Niet-akoestische factoren omvatten een groot aantal uiteenlopende aspecten en de term is weinig specifiek. Vaak wordt daarom in de literatuur de volgende onderverdeling gemaakt:

*Situationele factoren (fysieke factoren van de woonomgeving)*¹⁴:
Aantrekkelijkheid van de buurt, hoeveelheid groen, afstand tot voorzieningen etc.

Persoonlijke factoren (factoren 'eigen' aan een persoon):
Angst voor de geluidbron, geluidgevoeligheid, gevoel dat het geluid vermijdbaar is.

Contextuele factoren (factoren die de context bepalen)
Proces rond veranderingen/procedurele rechtvaardigheid, voorspelbaarheid, toegang tot informatie, mogelijkheid om geluidprobleem aan te kaarten (bijvoorbeeld via klachtentelefoon) of voorkeuren te uiten, media-aandacht etc.

Sociale factoren (factoren die een persoon 'aangeleerd' zijn)
Houding ten opzichte van de bron (bijvoorbeeld brommers), verwachtingen over toekomstig geluid, houding ten opzichte van de

¹⁴ In onderzoeken naar geluidhinder en de invloed van niet-akoestische factoren wordt de hinder gerelateerd aan de geluidsniveaus op de gevel van een woning. Omdat de geluidsisolatie en de aanwezigheid van een stille zijde geen invloed heeft op de gevelbelasting, worden deze maatregelen ook als een situationele factor gezien.

geluidbron of de verantwoordelijken, economische binding met de geluidbron etc.

Demografische kenmerken zoals geslacht, leeftijd, opleiding en inkomen hebben niet of nauwelijks effect op hinder en worden hier verder buiten beschouwing gelaten.

Situationele, contextuele en sociale factoren zijn met specifieke maatregelen goed te beïnvloeden; persoonlijke factoren niet of nauwelijks. Een voorbeeld om in te spelen op bovenstaande factoren is het goed informeren van (toekomstige) bewoners over de heersende en de te verwachten geluidsniveaus. Toekomstige bewoners kunnen zo een goed geïnformeerde keuze maken, eventueel rekening houdend met geluidgevoeligheid. Zij kiezen dan bewust om te gaan wonen op een plek met een bepaalde geluidbelasting.¹⁵

In Tekstbox 3.1 wordt een aantal factoren toegelicht.

Tekstbox 3.1. Toelichting op een aantal niet-akoestische factoren' (grotendeels gebaseerd op Dusseldorp et al., 2011)

Geluidgevoeligheid

Geluidgevoeligheid wordt op uiteenlopende manieren gemeten. Er zijn verschillende gevalideerde vragenlijsten. De uitkomsten hiervan hangen in sterke mate samen. Van de veelgebruikte Weinsteinschaal zijn zowel een 5-, 10- als 21-item versie beschikbaar. Het gebruik van een enkele vraag naar de mate waarin men zichzelf beschouwt als geluidgevoelig, wordt minder geschikt bevonden. In het algemeen blijkt een derde van de mensen gevoelig en 12-15% zeer gevoelig voor geluid te zijn (Van Kamp & Davies, 2013; Baliatsas et al., 2016). Miedema en Vos (1999) lieten zien dat de meest geluidgevoelige mensen omgevingsgeluid als 11 dB luider ervaren dan de minst geluidgevoeligen.

Angst voor de bron/voor geluid

Het kan hier gaan om angst voor de bron (bijvoorbeeld neerstorten vliegtuig) of directe angstreactions op geluid (zoals schrikken of bang worden). De directe angstreactions zijn moeilijk te beïnvloeden. Miedema en Vos (1999) lieten zien dat de mensen met veel angst voor de bron het geluid als 19 dB luider ervaren dan mensen zonder angst voor de bron.

Houding ten opzichte van de bron

Uit onderzoek rond Schiphol blijkt dat mensen die een negatieve houding ten opzichte van de luchthaven en/of de overheid hebben, vaker ernstig gehinderd zijn of een klacht indienen over geluid.

Verwachting over toekomstig geluid

De verwachting dat de geluidssituatie in de toekomst zal verslechteren, had in onderzoek rondom Schiphol een grote invloed op de ernstige hinder.

¹⁵ Hierbij wordt ervan uitgegaan dat bewoners keuzevrijheid hebben. In het geval van sociale woningbouw valt het te betwijfelen of bewoners keuzevrijheid hebben.

Aantrekkelijkheid van de omgeving

Als mensen toegang hebben tot een plek die natuurlijk aandoet (aanwezigheid groen) en die uitnodigt om er te blijven en tot rust te komen of om mensen te ontmoeten, is het aantal gehinderden door geluid van wegverkeer lager.

Bezorgdheid over de bron

Soms zijn mensen bezorgd over bepaalde effecten die direct of indirect met het geluid samenhangen, zoals de bezorgdheid over de gezondheidseffecten van geluid of van luchtverontreiniging door verkeer. Deze factor is vaak moeilijk te onderscheiden van angst. Echter, bezorgdheid is makkelijker te beïnvloeden dan angst.

3.4 Effecten op de slaap

De functie van slaap is rust te verschaffen aan lichaam en hersenen. Slapen spaart energie, biedt herstel van lichamelijke en mentale inspanning en geeft een prettig gevoel. Verstoorde slaap kan overdag tot uiting komen in een gevoel van vermoeidheid, een algemeen verminderd welbevinden, slaperigheid, verslechtering van de prestatie en toegenomen irritatie.

Geluid tijdens de slaap verstoort de herstelfunctie van de slaap. De kans op effecten door verstoorde slaap hangt af van de hoeveelheid en de soort verstoring van de slaap en ook hoe een persoon met de situatie omgaat.

De gevolgen van nachtelijk geluid tijdens de slaap zijn vooral onderzocht voor verkeersgeluid. Verkeersgeluid in de nacht bestaat in verreweg de meeste situaties uit afzonderlijk te onderscheiden geluidgebeurtenissen, zoals de passage van een trein, auto of vliegtuig. Biologische reacties op omgevingsgeluid treden op omdat een persoon, ook als deze slaapt, op 'prikkel' uit de omgeving reageert. Voorbeelden van biologische reacties zijn: reacties van het hart- en vaatstelsel (hartslagversnelling), wakker worden, moeilijker inslapen en meer bewegen tijdens het slapen. Mogelijk beïnvloedt nachtelijk geluid ook de niveaus van (stress)hormonen tijdens de slaap. Nachtelijk geluid kan de ervaren slaapkwaliteit en het algemeen welbevinden negatief beïnvloeden (Gezondheidsraad, 2004).

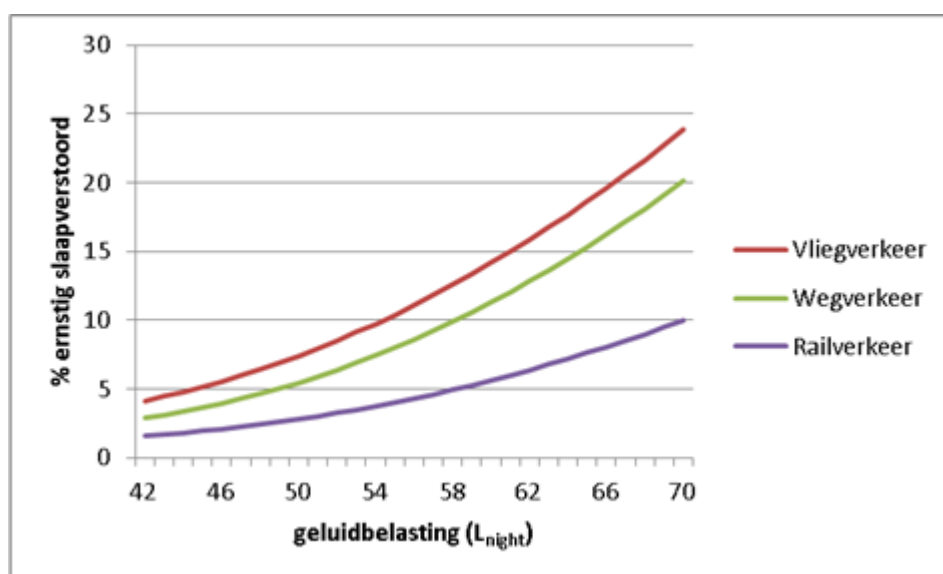
3.4.1 Slaapverstoring

Vaak wordt gesproken over slaapverstoring. Slaapverstoring kan gemeten worden door middel van vragenlijsten. De respondenten wordt direct gevraagd naar de mate waarin zij slaapverstoring ervaren door geluid van een bepaalde bron. In feite is slaapverstoring hinder door geluid in de slaaperiode.

NB: Wanneer in de richtlijn wordt gesproken over slaapverstoring gaat het over zelfgerapporteerde verstoring van de slaap.

In 2003 hebben Miedema et al. blootstelling-effect relaties gerapporteerd voor de associatie tussen de blootstelling aan geluid van weg- en railverkeer tijdens de nacht (L_{night}) en slaapverstoring. Hiervoor zijn net als bij hinder, gegevens gebruikt van vragenlijstonderzoeken die

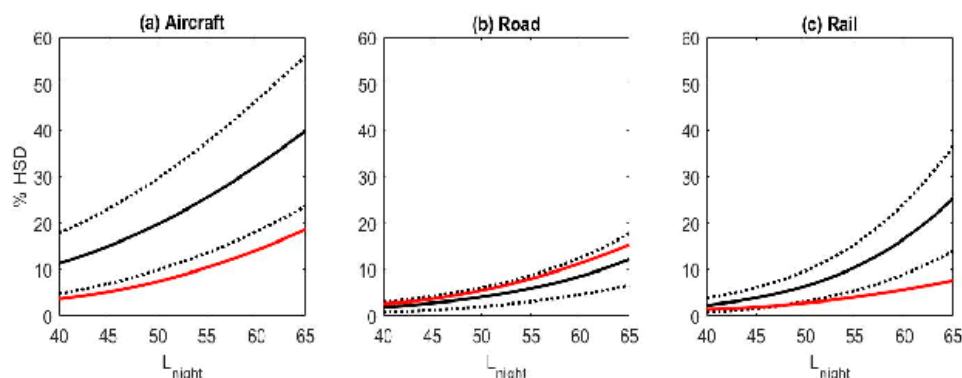
in Europa, Noord-Amerika en Japan in zijn uitgevoerd in de periode 1975-2001. In 2004 werd een relatie voor de nachtelijke blootstelling aan geluid van vliegverkeer en slaapverstoring afgeleid (Miedema & Vos, 2004). Genoemde relaties werden in het kader van de EU-richtlijn Omgevingsgeluid aanbevolen om het aantal (ernstig) slaapverstoorde personen te bepalen (European Commission, 2004). Net als hinder, werden de relaties in formulevorm gepresenteerd. In 2007 presenteerden Miedema en Vos nieuwe relaties voor de blootstelling aan nachtelijk geluid van weg- en railverkeer. De relatie voor de nachtelijke blootstelling aan geluid van vliegverkeer werd in 2009 door Janssen en Vos vernieuwd.



Figuur 3.7: Relatie tussen de geluidbelasting (L_{night} op de gevel) en de mate van ernstige slaapverstoring voor drie verschillende geluidbronnen op basis van blootstelling-effect relaties (Miedema et al., 2003, 2004)

In opdracht van de WHO hebben Basner en McGuire de nieuwste wetenschappelijke inzichten over de effecten op de slaap van omgevingsgeluid op een rij gezet en beoordeeld in een review (Basner & McGuire, 2018). Zij hebben naast zelfgerapporteerde slaapverstoring ook gekeken naar andere indicatoren van een verstoorde slaap zoals ontwaken en moeilijkheden met in slaap vallen. In Bijlage 8 wordt hier kort op ingegaan.

In onderstaande figuur worden de relaties getoond tussen geluid van vlieg-, weg- en railverkeer en ernstige slaapverstoring. Ter vergelijking zijn ook de bronspecifieke relaties voor geluid van weg-, vlieg- en railverkeer en ernstige slaapverstoring weergegeven die zijn afgeleid door Miedema (Miedema et al., 2003; Miedema & Vos, 2004).



Figuur 3.8: Het percentage ernstige slaapverstoring (%HSD) gebaseerd op de antwoorden op vragen over slaapverstoring, ontwaken en moeilijkheden met inslapen in relatie tot de blootstelling aan geluid van weg, vlieg en railverkeer. De stippellijnen geven de 95% betrouwbaarheidsintervallen weer. De rode lijn geeft de oude relatie weer die is afgeleid door Miedema (Basner & McGuire, 2018)

De relatie tussen geluid van railverkeer en ernstige slaapverstoring is met name bij de hogere geluidsniveaus (vanaf 55 dB L_{night}) steiler dan de relatie tussen geluid van wegverkeer en ernstige slaapverstoring. Dit is anders dan in de door Miedema afgeleide relatie (rode lijn), waarin railverkeer als minst versturende bron werd beoordeeld.

Net als bij hinder, kan ook slaapverstoring door geluid afwijken van wat op grond van gegeneraliseerde blootstelling-effect relaties verwacht wordt. Daarom is een algemeen toepasbare relatie voor (ernstige) slaapverstoring minder geschikt om de omvang van ernstige hinder op een specifieke locatie in te schatten. In die gevallen is het beter om gebruik te maken van locatiespecifieke data.

1.1.1.8 Slaapverstoring in Nederland

Wegverkeer en burelen zijn in Nederland, evenals bij geluidhinder, de belangrijkste veroorzakers van slaapverstoring. Ruim 4% van de volwassen Nederlandse bevolking ondervindt ernstige slaapverstoring door wegverkeer.

Vlieg- en railverkeer volgen met respectievelijk 2 en ruim 1% ernstige slaapverstoring. Fabrieken en bedrijven veroorzaken 1% ernstig gehinderden (Poll et al., 2018).

Binnen het wegverkeer zijn bromfietsen en scooters de belangrijkste oorzaak van slaapverstoring.

Evenals bij geluidhinder kan het percentage ernstige slaapverstoring lokaal sterk afwijken van het landelijk gemiddelde. Zo wordt rondom Schiphol gemiddeld door 4% omwonenden ernstige slaapverstoring door vliegverkeer ervaren (Oosterlee & Zandt, 2017).

Vliegverkeer is landelijk gezien de vijfde oorzaak van slaapverstoring, maar dit is sterk regionaal bepaald tot de regio rond de luchthaven Schiphol. Er zijn nog relatief weinig nachtvluchten rond de overige luchthavens van nationaal belang.

Opvallend is de sterke toename van de slaapverstoring door helikopters, vooral in het westen van het land (Poll et al., 2018).

3.4.2 *Piekgeluiden*

Piekgeluiden kunnen schrikreacties en slaapverstoring veroorzaken. De mate van slaapverstoring en/of hinder door deze geluiden is afhankelijk van akoestische factoren (stijgsnelheid, hoogte piek, duur periode rust tussen twee pieken, piekenfrequentie, verschil achtergrond en piek, tonale component, impuls karakter, etc.) en niet-akoestische factoren (zie paragraaf 3.3.4) (Van Kamp, 2011).

Omdat naast de hoogte van de piek ook de duur van een geluidgebeurtenis de kans op een effect zal beïnvloeden, lijkt SEL (zie Bijlage 2) een betere maat te zijn om piekgeluiden weer te geven dan L_{Amax} (Gezondheidsraad, 1997; Janssen & Salomons, 2014a; Janssen et al., 2014b).

Vanwege de invloed van afzonderlijke geluidgebeurtenissen, zoals het passeren van een trein, op de slaap, is er vaak discussie of de piekbelasting niet een betere blootstellingmaat is voor effecten op de slaap dan L_{night} . De kans op een effect neemt echter toe met het aantal piekgeluiden, dat ook gepaard gaat met een toename in de gemiddelde geluidbelasting. Met uitzondering van extreme gevallen en gevallen met een duidelijke tonale of impulscomponent¹⁶, is de gemiddelde geluidbelasting L_{night} daarom goed bruikbaar voor het vaststellen van een blootstellingsnorm ter bescherming van effecten op de slaap (Van Kamp, 2011; Janssen & Salomons, 2014a; Janssen et al., 2014b).

Aanpak van het tonale of impulsachtige karakter, voldoende lange rustperiodes tussen geluidgebeurtenissen, het creëren van een geluidsluwe/stille zijde en goed communiceren over de te verwachten geluidsniveaus, zodat bewoners weten wat ze kunnen verwachten, kunnen bijdragen aan het verminderen van schrikreacties en/of slaapverstoring.

3.5 Effecten op hart- en vaatstelsel

Hart- en vaatziekten worden veroorzaakt door verschillende factoren. Langdurige blootstelling aan geluid is één van die factoren. Het gaat dan om effecten als hartinfarct (ischemische hartziekten) en beroertes (Van Kempen et al., 2005a en 2017), evenals om risicofactoren voor hart- en vaatziekten zoals hoge bloeddruk (hypertensie).¹⁷ Er wordt verondersteld dat deze gezondheidseffecten het gevolg zijn van

¹⁶ Impulsachtig geluid: er is meestal sprake van impulsachtig geluid als in het geluidsbeeld regelmatig 'geluidsstoten' voorkomen die minder dan 1 seconde duren. Dit kunnen piekgeluiden zijn maar dat hoeft niet. Een bijzondere vorm is impulsachtig geluid met een continu (soms periodiek) karakter. Als criterium geldt dat het impulsachtig karakter waarneembaar moet zijn bij de ontvanger. Er is meestal sprake van impulsachtig geluid bij herhaald hameren of bikken in een constructiewerkplaats, een stansmachine (continu en periodiek) of door blaffende honden (Infomil).

Tonale geluid: Tonaal geluid is geluid met een duidelijk waarneembaar tonaal karakter (het duidelijk waarnemen van een zuivere toon). Evenals impulsachtig geluid moet het tonale karakter duidelijk waarneembaar moet zijn bij de ontvanger. Beoordeling van dit geluid is vaak subjectief (Infomil). Voorbeelden van tonaal geluid zijn jankende tandwielkasten, brommende transformatoren, gierende ventilatoren, modelvliegtuigen en bepaalde trilapparatuur (betonindustrie). Niet alles is tonaal, een ruisvormig of sissend geluid lijkt soms op een toon, maar is dat nadrukkelijk niet.

¹⁷ Hoge bloeddruk of hypertensie is een effect van blootstelling aan geluid. Bovendien is het een risicofactor voor het krijgen van een hartinfarct of beroerte.

chronische (fysiologische) stressreacties op geluid, ook door blootstelling tijdens de nacht (invloed op cortisolgehalte).

Net als bij hinder en slaapverstoring bestaan er aanwijzingen dat niet-akoestische factoren van invloed zijn op stresseffecten van geluid en dus (mogelijk) op de risico's van hart- en vaatziekten door geluid.

Als onderdeel van een review in opdracht van de WHO van onderzoeken naar de invloed van omgevingsgeluid op het cardiovasculaire en metabole stelsel, zijn de resultaten van 61 bestaande onderzoeken vergeleken en is de kwaliteit van deze studies beoordeeld. Niet alle studies bleken van even goede kwaliteit. Het best onderzocht zijn de effecten door geluid van wegverkeer op coronaire hartziekten zoals pijn op de borst en hartinfarct. Uit deze studies blijkt duidelijk dat door geluid van wegverkeer er een grotere kans ontstaat op coronaire hartziekten. Voor een blootstelling-effect relatie, zoals bij hinder en slaapverstoring, moet meer onderzoek worden gedaan. Maar dat dit effect gaat optreden vanaf ongeveer 50 dB L_{den} is zeer waarschijnlijk (Van Kempen et al., 2017).

Het grootste aantal studies onderzocht de relatie tussen geluid van wegverkeer en hoge bloeddruk. Dit zijn echter vooral studies die onder andere door hun opzet als 'van minder goede kwaliteit' zijn beoordeeld. De onderzoekers geven aan dat dit niet betekent dat blootstelling aan geluid geen effecten heeft op de bloeddruk. Het is biologisch zeer waarschijnlijk dat geluid effect heeft op de bloeddruk. Verder onderzoek is nodig om de kwaliteit van het bewijs te verbeteren (Kempen et al., 2017).

Mensen die langs een drukke weg wonen, worden naast geluid ook blootgesteld aan luchtverontreiniging. De gevonden effecten op het hart- en vaatstelsel kunnen aan beide factoren worden toegeschreven. In studies is geprobeerd de effecten van geluid en luchtverontreiniging te onderscheiden, maar deze geven nog niet voldoende duidelijkheid (Kempen et al., 2017).

In het kader van de Volksgezondheid Toekomst Verkenning (VTV) 2018 heeft het RIVM berekend wat de bijdrage van omgevingsgeluid is aan cardiovasculaire aandoeningen in Nederland. Uit de resultaten blijkt dat ongeveer 100 mensen per jaar sterven aan hart- en vaatziekten (beroerte en coronaire hartziekten) door geluid (RIVM, 2018b).

3.6 Effecten op leerprestaties

Er zijn aanwijzingen dat langdurige blootstelling aan verkeersgeluid een negatief effect heeft op de leerprestaties van kinderen. Het gaat dan vooral om begrijpend lezen, aandacht, langetermijngeheugen en probleemoplossend vermogen.

De relatie tussen vliegtuiggeluid en begrijpend lezen en langetermijngeheugen is het duidelijkst (Clark & Paunovic, 2018). Zo blijkt bijvoorbeeld dat de leesprestatie van basisschoolkinderen rondom vliegvelden gemiddeld lager is bij hogere geluidsniveaus. Het waargenomen verschil in leesprestatie komt in Nederland overeen met

een leesachterstand van circa 1 maand per 5 dB(A) geluidstoename (Kempen et al., 2005a). Het is niet duidelijk of de effecten blijvend of tijdelijk zijn, maar er zijn aanwijzingen dat wanneer de blootstelling aan geluid afneemt de meeste effecten omkeerbaar zijn. Evenmin is duidelijk of er sprake is van een drempelwaarde en wat de omvang van de effecten is in Nederland.

Voor overig omgevingsgeluid zoals weg- en railverkeer zijn negatieve effecten op leerprestaties nog onvoldoende onderzocht. Er zijn aanwijzingen voor een relatie tussen wegverkeer en cognitieve effecten. Zo laat een recente studie (Makles & Schneider, 2016) zien dat kinderen die worden blootgesteld aan hoge niveaus wegverkeersgeluid, een significante achterstand hebben wat betreft 'school readiness'. Een studie van Hjortebjerg et al. (2016) concludeert dat blootstelling aan wegverkeersgeluid in de vroege kinderjaren (geboorte tot 7 jaar) mogelijk samenhangt met gedragsproblemen zoals hyperactiviteit/onoplettendheid.

3.7 Overige effecten

Er zijn aanwijzingen dat geluid indirect de kans op diabetes (type 2) en overgewicht zou verhogen (Van Kempen et al., 2017). Het wetenschappelijk bewijs is onvoldoende om hier uitspraken over te doen.

3.8 Gehoorschade

Gehoorschade is een probleem dat vooral voorkomt bij werknemers die in lawaaiige omstandigheden werken, bijvoorbeeld als gevolg van machinegeluid. Ook geluid buiten het werk kan leiden tot gehoorschade, zoals blootstelling aan geluid bij het bezoeken van popconcerten en discotheken en door het luisteren naar harde muziek via hoofdtelefoons. Omgevingsgeluid door verkeer en bedrijven speelt geen rol bij het ontstaan van gehoorschade.

Voor gehoorschade wordt verwezen naar de GGD-handreiking 'Gehoorschade jongeren bij festival- en uitgaansbezoek' (Werkgroep geluid GGD GHORL NL, 2017).

3.9 Positieve effecten van 'stille' gebieden en de soundscape benadering

De beoordeling van geluid hangt af van meer factoren dan alleen het geluidsniveau. Wat omwonenden van een muziekfestival als lawaai kunnen bestempelen, wordt door de bezoekers als prettig ervaren. Natuurlijke geluiden worden over het algemeen als positief ervaren en 'technische' geluiden als meer negatief.

Onderzoek van Booi et al. (2010) laten zien dat de behoefte aan stilte toeneemt naarmate men meer hinder ondervindt van omgevingsgeluid. Mensen met een druk huishouden en mensen die in een levendige buurt wonen, geven aan minder behoefte te hebben aan stilte.

Verondersteld wordt dat een rustige omgeving bijdraagt aan de compensatie en het herstel van de negatieve effecten van geluid. Daarnaast versterkt de afwezigheid van (mechanisch) geluid mogelijk de

positieve, stressherstellende werking van verblijf in een groene omgeving.

Mensen willen vooral in huis rust hebben. Daarnaast is de aanwezigheid van en toegang tot relatief 'stille'¹⁸ plekken in de woonomgeving van belang. Hierbij geldt dat niet alleen het geluidsniveau bepaalt of een locatie als rustig of stil wordt ervaren. Ook de waardering van het geluid is relevant. Of een geluid gewenst of ongewenst is, hangt voor een deel af of het geluid gebiedsvreemd of gebiedseigen is: past het geluid in de omgeving of niet? Een plek in de stad kan als rustig worden ervaren ondanks een bepaalde mate van verkeersgeluid. Het geluid moet niet te hard zijn en niet onnodig. Daarnaast is de aanwezigheid van groen en water belangrijk voor een 'stille' plek en dragen factoren zoals veiligheid en netheid ook bij aan de waardering (Gezondheidsraad, 2006; Van Kempen & Van Beek, 2013).

De officiële definitie van een *soundscape* is een 'acoustic environment as perceived or experienced and/or understood by a person or people, in context' (ISO 12913-1:2014). Hieruit blijkt dat soundscapes inherent subjectief en contextafhankelijk zijn. Daarom is het bij soundscape-interventies van belang dat eerst de huidige situatie goed in kaart wordt gebracht en er vervolgens gekeken wordt naar de wensen en behoeftes van de betrokken partijen, om tot een optimale en gezonde geluidomgeving te komen.

Geluid wordt in deze benadering dus gezien als een middel in plaats van een afvalproduct. Het gaat om akoestische kwaliteit in plaats van niveaus, typen, normen en drempelwaarden (Brown, 2010). De benadering staat echter nog in de kinderschoenen waar het effecten op de gezondheid en welbevinden betreft.

Een omgeving waarin geen ongewenste geluiden zijn of waar de niveaus van ongewenste geluiden relatief laag zijn, heeft mogelijk een positief effect op het herstel van stress, terwijl ongewenst geluid een negatief effect heeft en het proces van herstel kan belemmeren (Gezondheidsraad, 2006).

3.10 Kwetsbare groepen

Een aantal groepen lopen door verschillende oorzaken meer risico op nadelige effecten door blootstelling aan geluid. Kamp en Davies beschrijven een aantal van deze groepen (Van Kamp & Davies, 2013):

- Kinderen: Hoewel kinderen minder gevoelig voor hinder zijn dan volwassenen, zijn ze meer kwetsbaar voor cognitieve effecten. Kinderen lijken bovendien minder snel te ontwaken door geluid maar meer kwetsbaar voor fysiologische effecten tijdens de slaap.
- Ouderen: Ouderen lijken net als kinderen minder last te hebben van hinder en slaapverstoring dan volwassenen, maar zijn mogelijk gevoeliger voor cardiovasculaire effecten (dit kan een gecombineerd effect zijn van blootstelling aan geluid en luchtvervuiling).

¹⁸ De term stille plekken wordt veel gebruikt. Stil suggereert plekken zonder geluid. Het gaat echter om plekken met een hoge akoestische kwaliteit, plekken met een aangename geluidomgeving.

- Overige groepen: Kamp en Davies adviseren om naast de bovengenoemde groepen ook meer aandacht te hebben voor specifieke kwetsbare groepen zoals mensen met een psychische aandoening, mensen met onregelmatige werktijden (avond- en nachtdiensten) en mensen die lijden aan tinnitus.

3.11 Advieswaarden WHO

In 2018 heeft de WHO nieuwe gezondheidkundige richtlijnen voor geluid gepubliceerd: Environmental Noise Guidelines for the European Region (2018). De richtlijn geeft aanbevelingen voor weg-, rail-, vliegverkeer, windturbines en recreatiegeluid en is gebaseerd op de nieuwste wetenschappelijke inzichten (tot en met 2014). De WHO heeft de advieswaarden gebaseerd op 'evidence reviews' voor verschillende gezondheidseffecten. Hierbij werd steeds hetzelfde protocol gevolgd. In deze 'evidence reviews' zijn niet alleen de resultaten van verschillende studies onderzocht, maar is ook de kwaliteit van de bewijskracht beoordeeld. Voor de volgende gezondheidseffecten zijn reviews geschreven:

- hinder
- effecten op slaap
- effecten op hart- en vaatstelsel en metabole systeem
- effecten op leerprestaties
- effecten op mentale gezondheid
- effecten op het ongeboren kind
- effecten op gehoor
- interventies.

Omdat windturbines en recreatiegeluid buiten de scope van deze GGD richtlijn vallen, worden de aanbevelingen van de WHO voor deze bronnen hier niet besproken.

De WHO volgt in de nieuwe guidelines een andere aanpak voor de onderbouwing van de advieswaarden dan voorheen. In plaats van een waarde waaronder geen gezondheidseffecten zijn te verwachten, geeft de WHO nu een advieswaarde gebaseerd op een bepaald percentage ernstige hinder en ernstige slaapverstoring, namelijk: 10% ernstige hinder en 3% ernstige slaapverstoring. De WHO maakt hierbij gebruik van de nieuwe blootstelling-effect relaties voor de verschillende bronnen, gepresenteerd in de reviews van Guski et al. (hinder) en Basner & McGuire (slaapverstoring). Zie Tabel 3.1 voor de advieswaarden.

Voor de nachtelijke blootstelling aan vliegverkeer gaat de WHO uit van 11% ernstige slaapverstoring. De WHO geeft aan dat de betrouwbaarheid van het voorspellen van ernstige slaapverstoring bij geluidsniveaus onder de 40 dB L_{night} te laag is om een betrouwbare advieswaarde af te leiden. Bovendien stelt de WHO het volgende: '*lower levels would probably require a ban on night or early morning flights altogether, which is not feasible in many situations, given that the general population tends to value the convenience of air travel*'.

Tabel 3.1: Environmental Noise Guidelines WHO (2018)

Bron	Jaargemiddelde blootstelling	Onderbouwing	Nachtelijke blootstelling	Onderbouwing
Wegverkeer	53 dB L _{den}	10% ernstige hinder bij 53,3 dB L _{den}	45 dB L _{night}	3% ernstige slaapverstoring bij 45,4 dB L _{night}
Railverkeer	54 dB L _{den}	10% ernstige hinder bij 53,7 dB L _{den}	44 dB L _{night}	3% ernstige slaapverstoring bij 43,7 dB L _{night}
Vliegverkeer	45 dB L _{den}	10% ernstige hinder bij 45,4 dB L _{den}	40 dB L _{night}	11% ernstige slaapverstoring bij 40 dB L _{night}

3.12 Gezondheidskundige richtwaarden van de GGD

De GGD gebruikt in haar advisering gezondheidskundige richtwaarden, zoals beschreven in hoofdstuk 2. Dit zijn waarden waaronder een goede akoestische kwaliteit van de leefomgeving is bereikt. Onder deze waarden worden behalve een beperkt percentage hinder en slaapverstoring geen andere gezondheidseffecten verwacht.

De richtwaarden zijn gebaseerd op de wetenschappelijke literatuur over de gezondheidseffecten van geluid, die niet gaan over (ernstige) hinder en slaapverstoring. De GGD stelt vast dat in onze samenleving, zeker in een stedelijke omgeving, een klein aantal gehinderden en slaapverstoorden helaas niet te vermijden is.

Gezondheidskundige richtwaarden voor de GGD-advisering over geluid van weg-, railverkeer en bedrijven:

50 dB L_{den}

Vanaf ongeveer 50 dB L_{den} neemt de kans op coronaire hartziekten toe. Zie paragraaf 3.5. Voor geluid van wegverkeer is dit zeer waarschijnlijk. Omdat de blootstelling-effect relaties van hinder- en slaapverstoring voor de bronnen wegverkeer, railverkeer en bedrijven¹⁹ in dezelfde orde van grootte liggen en uitgaand van eenzelfde biologisch mechanisme, hanteert de GGD voor deze bronnen dezelfde richtwaarde.

40 dB L_{night}

Op basis van wetenschappelijke data kan (nog) geen geluidsniveau op de gevel voor de nachtelijke periode worden afgeleid waaronder geen andere gezondheidseffecten dan slaapverstoring optreedt. De GGD-richtwaarde gaat daarom uit van een acceptabel binnenniveau (33 dB L_{den}) met geopend raam. Voor de bronnen weg- en railverkeer kan grofweg worden gesteld dat 33 dB L_{den} overeenkomt met circa 25 L_{night}. Mensen moeten de keuze hebben om met een open of gesloten raam te slapen. Een gevel met beperkt geopende ramen reduceert het geluidsniveau tot 15 dB(A). Dit betekent dat 40 dB(A) L_{night} op de gevel tot een acceptabel binnenniveau leidt.

Gezondheidskundige richtwaarden voor de GGD-advisering over geluid van vliegverkeer:

Voor vliegverkeer kan de GGD geen richtwaarde afleiden. Op basis van de huidige wetenschappelijke data kan (nog) geen waarde worden afgeleid waaronder geen andere effecten dan hinder en slaapverstoring optreden.

Geluid van vliegverkeer is bij een gelijk geluidsniveau hinderlijker en geeft meer slaapverstoring dan geluid van weg-, railverkeer en bedrijven. Op grond van hinder en slaapverstoring moet vliegverkeer daarom zwaarder worden beoordeeld dan de andere bronnen.

De GGD is geen voorstander van een gezondheidskundige richtwaarde gebaseerd op een bepaald percentage hinder en slaapverstoring. Zolang er geen gezondheidskundige richtwaarde is, kan gebruik gemaakt worden van de WHO-advieswaarden (45 dB L_{den} en 40 dB L_{night}). Met als kanttekening dat bij deze waarden een hoog percentage ernstige hinder (10%) en ernstige slaapverstoring (11%) optreedt.

¹⁹ Het gaat hierbij om bedrijven met een continue gelijkmatige geluidsemissie. Bedrijfsmatige activiteiten met een ander geluidkarakter (impuls geluid, piekgeluid etc.) veroorzaken meer hinder en slaapverstoring. Voorbeelden hiervan zijn windturbines en rangeerterreinen.

4 Informatiebronnen

4.1 Literatuur

Babisch W., Houthuijs D., Pershagen G., Cadum E., Katsouyanni K., Velonakis M., Dudley M-L., Marohn H-D., Swart W., Breugelmans O., Bluhm G., Selander J., Vigna-Taglianti F., Pisani S., Haralabidis A., Dimakopoulou K., Zachos I., Järup L. (2009). Annoyance due to aircraft noise has increased over the years-Results of the HYENA study. *Environment International*, 35 (8), pp. 1169-1176.

Baliatsas C., van Kamp I., Swart W., Hooiveld M., Yzermans J. (2016). Noise sensitivity: Symptoms, health status, illness behavior and co-occurring environmental sensitivities. *Environmental research*. 2016 Oct 1;150:8-13.

Basner M., McGuire S. (2018). WHO Environmental Noise Guidelines for the European Region: A Systematic Review on Environmental Noise and Effects on Sleep. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 2018, 15, 519.

Beek A.J. van, Gruijter D.G., Swart W., van Kamp I. (2015a). Beleidsdoorlichting geluid Artikel 20, begroting IenM. De sanering van knelpunten. RIVM Rapport 2015-0096
<https://www.rijksoverheid.nl/documenten/rapporten/2016/02/03/beleidsdoorlichting-geluid>

Beek A.J. van, Swart W. (2015b). Normen bij cumulatie van geluid. Kwantitatief onderzoek naar extra overschrijding van maximaal toegestane geluidsbelasting bij woningen. RIVM Briefrapport 2015-0054.

Berg F. van den, Groenwold H. (2017). Effectiviteit maatregelen in lokaal geluidbeleid: afscherming van een deel van de gevel. GGD Amsterdam, Amsterdam.

Booi H., van den Berg F., Bosveld, W. (2010). Quiet areas and the need for quietness in Amsterdam. *Proceedings of the Institute of Acoustics & Belgium Acoustical Society Noise in the Built Environment*, Ghent.

Brown A.L. (2010). Soundscapes and environmental noise management. *Noise Control Eng. J.* 58 (5), Sept-Oct 2010.

Brown A.L., van Kamp I. (2017). Review WHO Environmental Noise Guidelines for the European Region: A Systematic Review of Transport Noise Interventions and Their Impacts on Health. *Int. J. Environ. Res. Public Health* 2017, 14, 873.

Clark C., Paunovic K. (2018). WHO Environmental Noise Guidelines for the European Region: A Systematic Review on Environmental Noise and Cognition. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 2018, 15(2): 285.

Dusseldorp A., Houthuijs D., van Overveld A., van Kamp I., Marra M. (2011). Handreiking geluidhinder wegverkeer – Berekenen en meten, RIVM, Bilthoven. RIVM rapportnummer 609300020.

European Environmental Agency (2010). Good practice guide on noise exposure and potential health effects, European Environmental Agency, Copenhagen.

European Commission (2002). Position paper on dose response relationships between transportation noise and annoyance. Office for Official Publications of the European Communities: Luxembourg.

European Commission (2004). Position paper on dose response relationships for night time noise. Working group on Health and Socio-Economic Aspects. European Commission.

Europees Parlement (2002). Richtlijn Omgevingslawaaier 2002/49/EG, Europees Parlement, Brussel.

Fast T., van den Hazel P.J., Jans H., van de Weerdt D.H.J. (2018). Gezondheidseffectscreening. Handboek voor een gezonde inrichting van de leefomgeving. GGD GHOR NL.
<https://www.ggdghorkennisnet.nl/thema/ges/publicaties/publicatie/20513-handboek-ges>

Franssen E., van Dongen J., Ruysbroek A., Vos H., Stellato R. (2004). Hinder door milieufactoren van de leefomgeving in Nederland. Inventarisatie verstoringen 2003. Bilthoven: RIVM. Rapportnummer 815120001.

Gezondheidsraad (1997). Omgevingslawaaier beoordelen. Voorstel voor een uniform systeem van geluidmaten ter beoordeling van hinder en slaapverstoring door geluid. Nr 1997/23, Rijswijk.

Gezondheidsraad (1999). Committee on Health Impacts of Large Airports. Grote luchthavens en gezondheid. Den Haag: Gezondheidsraad; 1999/14.

Gezondheidsraad (2004). Over de invloed van geluid op slaap en de gezondheid. Den Haag: Gezondheidsraad.

Gezondheidsraad (2006). Stille gebieden en gezondheid. Den Haag: Gezondheidsraad; publicatie nr. 2006/12. ISBN 90-5549-608-1

GGD Haaglanden (2013). Gezondheid in Planvorming, themablad geluid en gezondheid. <https://www.ggdhaaglanden.nl/over/publicaties-en-onderzoeken/gezondheid-en-milieu/gezondheid-in-planvorming.htm> (geraadpleegd februari 2019).

Guski R., Schreckenberg D., Schuemer R. (2017). WHO Environmental Noise Guidelines for the European Region: A Systematic Review on Environmental Noise and Annoyance. International Journal of Environmental Research and Public Health, 2017, 14, 1539.

Hjortebjerg D., Andersen A.M., Christensen J.S., Ketzel M., Raaschou-Nielsen O., Sunyer J., Julvez J., Fornes J., Sorensen M. (2016). Exposure to Road Traffic Noise and Behavioral Problems in 7-Year-Old Children: A Cohort Study. *Environ Health Perspect.* 2016 Feb;124(2):228-34.

Houthuijs D.J.M. and van Wiechen C.M.A.G. (2006). *Monitoring van gezondheid en beleving rondom de luchthaven Schiphol*. RIVM: Bilthoven.

I&M (2012). Reken- en meetvoorschrift geluid 2012. Den Haag.

Infomil, rapporten Stiller op Weg (2012). Te vinden op <https://www.infomil.nl/onderwerpen/geluid/uitvoering-kartering/actieplan/maatregelen/> (geraadpleegd op 25-2-2019).

ISO/TS 15666: 2003 (2003). Acoustics – Assessment of noise annoyance by means of social and socio-acoustic surveys. Standard, International Organization for Standardization, Geneva.

ISO 12913-1: 2014 (2014). Acoustics – Soundscape – Part 1: Definition and conceptual framework. Standard, International Organization for Standardization, Geneva.

Janssen S.A., Vos H. (2009). A comparison of recent surveys to aircraft noise exposure response relationships TNO report TNO-034-DTM-2009-01799. Delft, the Netherlands.

Janssen S.A., Salomons E. (2014a). Invloed van piekgeluid en achtergrondgeluid op hinder en slaapverstoring. TNO rapport 2014 R11671, Utrecht.

Janssen S.A., Centen M.R., Vos H., van Kamp I. (2014b) The effect of the number of aircraft noise events on sleep quality *Appl Acoustics* 2014; 84:9-1'

Kamp, I. van (2011) The role of noise events in noise re-search, policy and practice (peaks, events or both...). *Report of expert meeting October 25 and 26, 2010*. Bilthoven: RIVM Letter report 815120005/2011.

Kamp I. van, Davies H. (2013) Noise and health in vulnerable groups: a review. *Noise Health.* 2013 May-Jun;15(64):153-9. doi: 10.4103/1463-1741.112361.

Kamp I. van, Dusseldorp A., van den Berg G.P., Hagens W.I., Slob M.J.A. (2014). Windturbines: invloed op de beleving en gezondheid van omwonenden: GGD Informatieblad medische milieukunde Update 2013. RIVM rapport 200000001. RIVM, Bilthoven.

Kamp I. van, van Kempen E., Klaeboe R., Kruize H., Brown A.L., Lercher P. (2016). Soundscapes, human restoration and quality of life. *Inter-Noise 2016*, Hamburg.

Kamp I. van, Schreckenberg D., van Kempen E.E.M.M., Basner M., Brown A.L., Clark C., Houthuijs D.J.M., Breugelmans O.R.P., van Beek A.J., Janssen-Stelder B.M. (2018) Study on methodology to Perform environmental noise and health assessment. RIVM Report 2018-0121. RIVM, Bilthoven.

Kempen E.E.M.M. van, Staatsen B.A.M., van Kamp I. (2005a). Selection and evaluation of exposure-effectrelationships for health impact assessment in the field of noise and health. RIVM report 630400001/2005.

Kempen E.E.M.M. van, van Kamp I. (2005b). Annoyance from air traffic noise. Possible trends in exposure-response relationships. National Institute of Public Health and the Environment. Bilthoven, the Netherlands.

Kempen E.E.M.M. van, van Beek A.J. (2013). De invloed van een stille zijde bij woningen op gezondheid en welbevinden. Literatuur en aanbevelingen voor beleid. RIVM briefrapport 630650005/2013. RIVM, Bilthoven.

Kempen E.E.M.M. van, Casas, M. Pershagen, G., Foraster, M. (2017). Cardiovascular and metabolic effects of environmental noise. Systematic evidence review in the framework of the development of the WHO environmental noise guidelines for the European Region. RIVM Report 2017-0078. RIVM, Bilthoven.

Kluizenaar Y. de, Janssen S.A., Vos H., Salomons E.M., Zhou H., van den Berg F. (2013). Road Traffic Noise and Annoyance: A Quantification of the Effect of Quiet Side Exposure at Dwellings. International Journal of Environmental Research and Public Health. 2013; 10(6): 2258-2270.

Makles A, Schneider K (2016). Quiet please! Adverse effects of noise on child development. Schumpeters discussion papers 2016-002.

Miedema H.M.E., Vos H. (1999). Demographic and attitudinal factors that modify annoyance from transportation noise. The Journal of the Acoustical Society of America. 105(6): 3336-3344.

Miedema H.M.E., Oudshoorn C.G.M. (2001). Annoyance from transportation noise: Relationships with exposure metrics DNL en DENL and their confidence intervals. Environmental Health Perspectives. 109(4): 409-16.

Miedema H.M.E., Passchier-Vermeer W., Vos H. (2003). Elements for a position paper on night-time transportation noise and sleep disturbance. Delft: TNO-Inro, Report number 2002-59.

Miedema H.M.E., Vos H. (2004). Self-reported sleep disturbance caused by aircraft noise. Delft: TNO-Inro, Report number 2004-15.

Miedema H.M.E., Vos H. (2007). Associations between self-reported sleep disturbance and environmental noise based on reanalyses of pooled data from 24 studies. Behavioral Sleep Medicine, 5 (1), pp. 1-20.

Oosterlee A., Zandt I. (2017). Gezondheidsmonitor volwassenen en ouderen 2016. Belevingsonderzoek naar hinder en slaapverstoring vliegverkeer Schiphol. Haarlem: GGD Kennemerland.

Overveld A.J.P. van, Franssen E.A.M. (2009). Naar een monitor voor beleving van de leefomgeving. Handreiking en vragenlijst voor GGD'en. RIVM, Bilthoven. RIVM Rapport 609300010.

Peeters (eds), E. (2007). Handboek binnenmilieu 2007. GGD Rotterdam-Rijnmond, Rotterdam.

Poll R. van, Breugelmans O., Houthuijs D., van Kamp I. (2018). Beleving Woonomgeving in Nederland. Inventarisatie Verstoringen 2016. Bilthoven: RIVM Rapport 2018-0084.

QSIDE project website: <http://www.qside.eu> (geraadpleegd februari 2019)

RIVM (2018a). VTV 2018 Themaverkenning 2: bredere determinanten van gezondheid – milieukwaliteit. <https://www.vtv2018.nl/milieukwaliteit> (geraadpleegd februari 2019)

RIVM (2018b). Integratiematen voor de Volksgezondheid Toekomst Verkenning (VTV) 2018. Resultaten en methodologie. Te downloaden via: <https://www.vtv2018.nl/media/7561>

RIVM website gezondheid per wijk en buurt: <https://www.rivm.nl/media/smap/index.html> (geraadpleegd februari 2019)

Slob R., van den Berg F., Niessen W., Jonkman A., de Meer G., Lops S., van Kamp I., Dusseldorp A. (2016). Meldingen over een bromtoon: Voorlopige GGD-richtlijn Medische Milieukunde. Bilthoven: RIVM Rapport 2016-0014.

Truax B. (1999). Handbook for acoustis ecology. Second Edition. Cambridge Street Publishing.

Volksgezondheidszorg.info: zelfgerapporteerde geluidhinder per gemeente <https://www.volksgezondheidszorg.info/onderwerp/fysieke-omgeving/regionaal-internationaal/regionaal-zelf-gerapporteerd> (geraadpleegd februari 2019)

VROM (2003). Handreiking Burenlawaaï. Te raadplegen via: <https://www.rijksoverheid.nl/onderwerpen/geluidsoverlast/documenten/brochures/2005/01/01/handreiking-burenlawaaï>

Werkgroep geluid GGD GHOR NL (2017). Handreiking gehoorschade jongeren bij festival- en uitgaansbezoek. <https://www.ggdghorkennisnet.nl/thema/gezondheid-en-milieu/publicaties/publicatie/19488-handreiking-gehoorschade-jongeren-bij-festival-en-uitgaansbezoek-augustus-2017> (geraadpleegd februari 2019)

WHO (2009). Night noise guidelines for Europe, WHO, Copenhagen.

WHO (2018). Environmental Noise Guidelines for the European Region. WHO, Copenhagen.

Woudenberg F., van den Berg G.P., van Kamp I., Devilee J., Perenboom R.J.M., Hofman W.F., van Kempen E. (2013). Geluid en Gezondheid, editie 2013. Sdu, Den Haag.

5 Samenstelling werkgroep

Penvoerder

Rita Slob, penvoerder vanaf maart 2016, GGD Rotterdam-Rijnmond
Imco Janssen (Penvoerder vanaf januari 2015), GGD Rotterdam-Rijnmond
Roel Kerkhoff (Penvoerder tot mei 2014), voorheen GGD Rotterdam-Rijnmond

Werkgroepleden

Marieke van Ballegooij, team Gezondheid, Milieu en Veiligheid, GGD'en Brabant
Oscar Breugelmans, RIVM
Paola Esser, GGD Zuid-Limburg
Lex Groenewold, GGD Noord- en Oost-Gelderland
Imco Janssen, GGD Rotterdam-Rijnmond
Bart Poelman, GGD Kennemerland
Donné Schmidt, GGD Kennemerland
Rik van de Weerd, GGD Gelderland-Midden
Fred Woudenberg, GGD Amsterdam

Coördinator

Annemiek van Overveld (werkgroeplid, coördinator), RIVM
Nelly van Brederode (coördinator tot 2016), RIVM

Geraadpleegde deskundigen

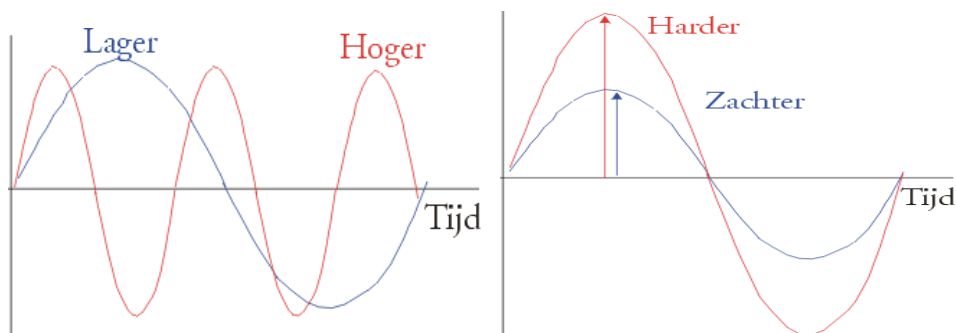
Irene van Kamp, RIVM
Elise van Kempen, RIVM
Danny Houthuijs, RIVM
Eefje Joosten, RIVM
Dorien Lolkema, RIVM
Dik Welkers, RIVM
George van den Hove, RUD Zuid-Limburg
Stefan Roche, gemeente Oss

Bijlage 1: Grondbeginselen van geluid

Geluid is een zich voortplantende trillende beweging (drukschommeling), meestal door de lucht, die door het gehoor waargenomen kan worden. Deze geluidstrillingen of -golven bezitten een bepaalde frequentie (aantal trillingen/drukschommelingen per seconde). De frequentie, uitgedrukt in Hz, bepaalt de toonhoogte: hoe hoger de frequentie, des te hoger de toon. De golflengte heeft een directe relatie met de frequentie: hoe lager de frequentie, hoe groter de golflengte en andersom. Deze paragraaf richt zich voor de duidelijkheid op geluid met één frequentie (zuivere tonen).

Het geluids(druk)niveau (L) of -volume wordt uitgedrukt in deciBel (dB). Het geluidsdrumniveau wordt bepaald door de amplitude van de trilling (maximale geluidsdruk), zie Figuur B1.1. De decibel is een logaritmische maat. Dit betekent dat het aantal decibels afkomstig van verschillende bronnen niet zomaar opgeteld kan worden. Het geluid van twee even sterke onafhankelijke bronnen geeft een verhoging van het geluidsniveau met 3 dB (3 dB meer dan het geluidsniveau van één bron).

Een verdubbeling van het geluidsniveau wil echter niet zeggen dat het geluid ook twee keer zo luid wordt ervaren en er twee keer zoveel hinder is. Een toename van het geluidsniveau met 10dB wordt meestal door een mens ervaren als 'twee maal zo hard'.

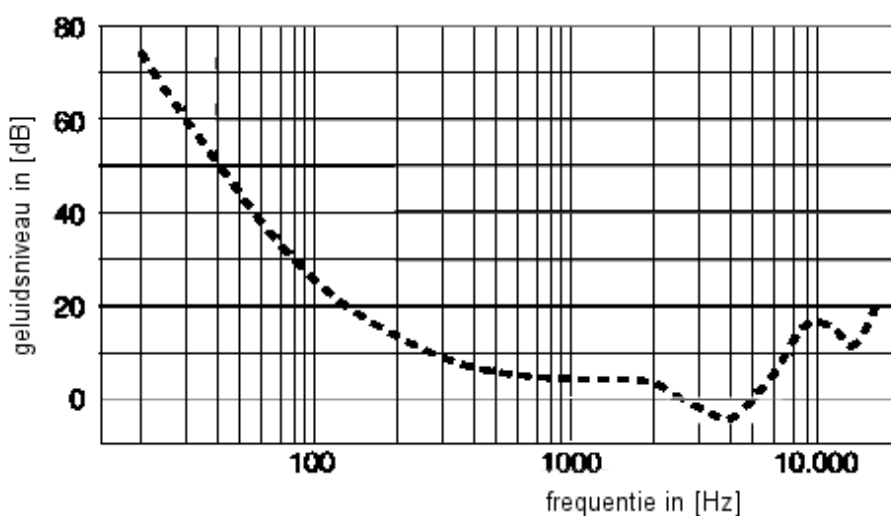


Figuur B1.1: Laag- en hoogfrequent geluid (linker figuur) en hard en zacht geluid (rechter figuur)

Het menselijk gehoor heeft een bereik voor geluidsfrequenties tussen ongeveer 20 en 20.000 Hertz. Frequenties buiten dit bereik kan de mens niet als geluid waarnemen. Het menselijk oor is niet voor alle frequenties even gevoelig. Binnen dit bereik is het menselijk gehoor het meest gevoelig voor frequenties van ongeveer 1000 tot 5000 Hertz. Dat wil zeggen dat frequenties bij gelijke geluidsterkte in dit gebied beter waargenomen worden dan lagere of hogere frequenties. Omgekeerd is voor het horen van een lagere of hogere frequentie een hogere geluidsdruk nodig.

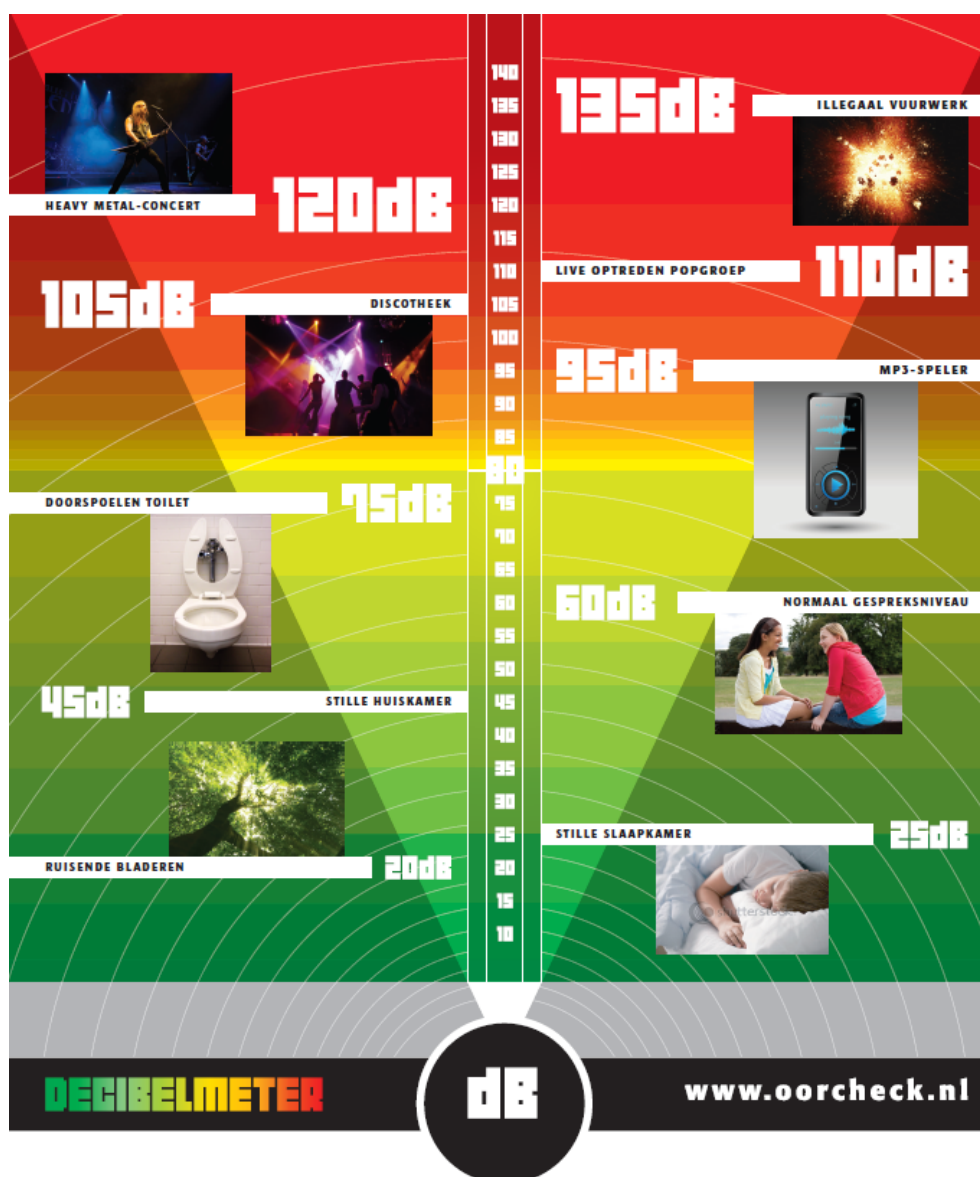
Deze richtlijn richt zich voornamelijk op geluid met frequenties hoger dan 100 Hz. Geluid met frequenties onder de 100 Hz, laagfrequent geluid en infrageluid, wordt uitgebreid besproken in de richtlijn 'Meldingen over een bromtoon'.

De laagste geluidsdruk waarbij een persoon een frequentie nog kan waarnemen, met andere woorden: het zachtste geluid dat een persoon kan horen, heet de gehoordrempel (ook wel waarnemingsdrempel genoemd). De gehoordrempel wordt dus bepaald door de frequentie en geluidsdruk. In Figuur B1.2 is deze relatie tussen de gehoordrempel en de geluidsfrequentie voor het (gemiddeld) menselijk oor weergegeven. Een jong, gezond mens hoort het beste rond een frequentie van 4000 Hz. Naarmate iemand ouder wordt of door langdurige blootstelling aan hard geluid, wordt het bereik aan de kant van de hoge tonen, hoge frequenties, kleiner.



Figuur B1.1: De gemiddelde gehoordrempel van jonge, gezonde mensen (ISO 226: 2003, geluidsniveau in dB SPL)

Het menselijk oor is dus niet voor alle frequenties even gevoelig. Om hiermee bij de beoordeling van de geluidbelasting rekening te houden wordt de A-weging toegepast. Met de A-weging wordt voor het verschil in frequentiegevoeligheid gecorrigeerd en kan de geluidbelasting voor meerdere frequenties in één getal worden weergegeven. Wanneer geluidsniveaus met gebruikmaking van een zogenaamd A-filter gemeten zijn, dan wordt als eenheid dB(A) gebruikt. Er wordt dan niet meer gesproken over geluidsdrukniveaus maar over geluidsniveaus. Omgevingsgeluid wordt bijna altijd uitgedrukt in dB(A) of in een blootstellingmaat die daarop gebaseerd is. In Figuur B1.3 is voor een aantal situaties het geluidsniveau in dB(A) weergegeven. Bij 140 dB(A) ligt de pijngrens.



Geluidssterkte wordt aangegeven in decibel (dB).

In de decibelmeter zie je geluid dat uiteenloopt van ruisende bladeren (ongeveer 20 dB) tot het ontploffen van illegaal vuurwerk (ongeveer 135 dB). Tijdens een heavy metal-concert of techno-festival waarbij je vlakbij de geluidsboxen staat, krijgen je oren zo'n 120 dB te verduren. Geluiden tot 80 dB zijn niet schadelijk voor je gehoor. Wordt geluid harder, dan kan het wel schade veroorzaken. Hoe harder het geluid en hoe vaker je dat in je oren krijgt, hoe groter de kans is dat je gehoorschade krijgt. Boven 120 dB gaat geluid pijn aan je oren doen en boven 135 dB kan je gehoor zelfs in een keer onherstelbaar beschadigd raken.

Alles over risico op gehoorschade vind je op: www.oorcheck.nl

Nationale
HOOR STICHTING

Met dank aan
**VRIENDEN
van de
LOTERIJ**

Figuur B1.2: Oplopende geluidsschaal (dB(A)) met enkele geluidssituaties ter illustratie (bron: www.oorcheck.nl)

Bijlage 2: Veelgebruikte blootstellingmaten voor geluid

Geluid kan op verschillende manieren in een getal worden uitgedrukt. Veelgebruikte blootstellingmaten die toegepast worden in de literatuur en wetgeving zijn hieronder weergegeven. Van belang is te weten dat bij de meeste blootstellingmaten de A-weging is toegepast en de eenheid feitelijk dB(A) is, terwijl vaak de eenheid dB wordt genoteerd.

Tabel B2.1: Veelgebruikte blootstellingmaten voor geluid

Blootstellings -maat	Omschrijving
L _{den}	Jaargemiddelde geluidsniveau op de gevel op basis van de equivalente²⁰ geluidsniveaus gedurende de dag (07:00 – 19:00 uur), de avond (19:00 – 23:00 uur) en de nacht (23:00 – 07:00 uur). Bij de avond en de nachtwarde wordt vervolgens een straffactor van respectievelijk 5 en 10 dB(A) opgeteld, aangezien in die periode blootstelling aan geluid als hinderlijker wordt gezien dan overdag. Na optellen van de straffactor wordt dus het (energetische) gemiddelde geluidsniveau over de verschillende perioden in de dag berekend en gebruikt als L_{den}-waarde. Dit in tegenstelling tot de L_{etm}, waarbij enkel het hoogste niveau wordt gebruikt. L_{den} staat voor Level day evening night. NB: Om het onderscheid te maken worden normen in de etmaalwaarde aangeduid met 'dB(A)' en de L_{den}-normen in 'dB'. De L_{den} is uiteraard wel A-gewogen.
L _{night}	Jaargemiddelde equivalente geluidsniveau op de gevel gedurende de nachtperiode (23:00 – 07:00 uur). L_{night} staat voor Level night.
L _{etm}	Etmaalwaarde, gedefinieerd als de hoogste waarde van het equivalente geluidsniveau op de gevel gedurende de dag (07:00 – 19:00 uur), de avond (19:00 – 23:00 uur) met straffactor van 5 dB(A) en de nacht (23:00 – 07:00 uur) met straffactor van 10 dB(A). L_{etm} staat voor Level etmaal. Voor de NL situatie is bij de overgang naar L_{den} uitgerekend dat bij spoor en weg bij benadering geldt: $L_{den} = L_{etm} - 2$ Tot 1 januari 2007 was de etmaalwaarde de blootstellingmaat die in de Wet geluidhinder werd gebruikt. Deze is voor weg- en railverkeerslawaaï vervangen door de L_{den}. De etmaalwaarde geldt nog wel voor industrielawaai. Voor wegverkeer en spoorwegen werden de jaargemiddelden genomen. Bij industrielawaai gaat het om de zogenoemde representatieve bedrijfssituatie. In de regel geldt dan de voor een etmaal relevante maximale geluidproductie welke meer dan 12 keer per jaar optreedt. Situaties die 12 keer of minder voorkomen worden gezien als incidenteel. Daarvoor geldt een aparte beoordeling. Zie voor de relatie met L_{den} ook Bijlage 9.

²⁰ Equivalente geluidsniveau = Het energetisch gemiddelde geluidsniveau over een bepaalde tijdsperiode.

Blootstellings-maat	Omschrijving
L_{Aeq}	Middeling van de geluidsniveaus gedurende een periode tot één waarde. De hoogte en het verloop van het geluidsniveau spelen hierbij een rol. L_{Aeq} staat voor Level Equivalent A-gewogen, uitgedrukt in dB(A). L_{Aeq} is één van de eerste blootstellingmaten voor geluid. Met introductie van L_{den} en L_{night} wordt L_{Aeq} niet of nauwelijks meer toegepast, maar komt nog wel voor in oude rapporten. De L_{night} is als norm opgenomen in de EU-richtlijn Omgevingslawaai. De L_{night} is daarom apart gedefinieerd in de Wet geluidhinder.
$L_{Ar;LT}$	Langtijdgemiddeld beoordelingsniveau in dB(A). Dit is de opvolger van het L_{Aeq} bij de beoordeling en normering van bedrijfsgeluid. Het geeft een gemiddeld geluidsniveau over een periode (dag, avond en nacht) en rekening houdend met specifieke bedrijfstoestanden (bijv. een deel van de dag met tonaal geluid).
L_{Amax}	Maximaal geluidsniveau over een aangegeven periode op een gegeven locatie, zowel binnen als buiten, uitgedrukt in dB(A). L_{Amax} staat voor Level A-gewogen maximum. L_{Amax} en SEL zijn blootstellingmaten voor piekgeluid, die in specifieke situaties zoals industrie en bouwlawaai nog van toepassing kunnen zijn.
SEL	Sound Exposure Level, het geluiddrukkniveau dat gedurende 1 seconde dezelfde hoeveelheid energie vertegenwoordigt als het werkelijke geluid in tijd T. Ook wel het geluidsniveau van een gebeurtenis genoemd. SEL integreert zowel het geluidsniveau als de duur gedurende welke het geluid aanwezig is. Deze maat wordt soms toegepast voor geluiden die relatief kort duren en daarin snel veranderen van luidheid. Zie ook de L_{Amax}.
Ke	Oude Nederlandse blootstellingmaat om de geluidbelasting over een periode van één jaar afkomstig van de grote luchtvaart uit te drukken, waarbij rekening wordt gehouden met de geluidsproductie van de vliegtuigen, de aantallen starts en landingen en de vertrek- en aankomsttijden. Ke staat voor Kosteneenheid. De eenheid is vernoemd naar prof. dr. ir. C.W. Kosten, die de blootstellingmaat mede heeft ontwikkeld. De maat is zo gedefinieerd dat zij rechtstreeks een schatting opleverde voor omvang van de ernstige geluidhinder. Het percentage ernstig geluidgehinderden is daarbij gelijk aan de Ke-waarde minus 10. Aangetoond is dat Ke-berekeningen de hinder van het civiele vliegverkeer significant onderschatten. De Ke wordt in Nederland nog gehanteerd voor militaire luchtvaart.
BKL	BKL staat voor 'belasting kleine luchtvaart'. Nederlandse blootstellingmaat om de geluidbelasting over een periode van één jaar afkomstig van de kleine luchtvaart (sportvliegers/kleine vliegvelden) uit te drukken, waarbij o.a. rekening wordt gehouden het verstorende effect op ontspannen in tuin en op balkon in het voorjaar en de zomer. Deze blootstellingmaat wordt op termijn omgezet in L_{den}.

Bijlage 3: Bronnen omgevingsgeluid

In de leefomgeving kunnen voor betrokkenen in principe alle bronnen bijdragen aan geluidbelasting. In deze bijlage worden de geluidbronnen verkeer en industriële activiteiten besproken.

Wegverkeer

In de Wet geluidhinder is geregeld hoe geluid van het wegverkeer moet worden betrokken bij ruimtelijke plannen. De feitelijke rekenregels staan in het Reken- en meetvoorschrift geluidhinder 2012 (RMG2012, I&W, 2012). Wettelijk (Wet geluidhinder) worden met wegverkeer in de regel auto's, bussen en vrachtauto's bedoeld, oftewel: motorvoertuigen met drie of meer wielen. Geluid afkomstig van scooters, brommers en motoren wordt – als het gaat om toetsing aan wettelijke normen – meestal niet meegerekend. Als het geluid van brommers of motoren een relevante bijdrage levert is in het RMG2012 wel een formule voor de geluidemissie opgenomen. Het geluid van bijvoorbeeld scooters kan wel een belangrijke bijdrage leveren aan de hinderbeleving (Franssen et al., 2004; Poll et al., 2018). Wegverkeer is, landelijk gezien, in omvang de grootste bron van geluidhinder.

Het RMG2012 moet worden gehanteerd bij de berekening van het wegverkeer. Het rekenmodel houdt rekening met bijv. snelheid, type wegdek, aantal voertuigen per categorie, afscherming. Er is een standaardrekenmethode I (SRM1) voor eenvoudige situatie en een SRM2 voor de meer complexe gevallen.

Om snel een indruk te krijgen van de geluidbelasting is op de site van Infomil een rekentool te vinden conform SRM1 (zie: <https://www.infomil.nl/onderwerpen/geluid/aan-de-slag/rekentool/>).

Railverkeer

Railverkeer omvat wettelijk (Wet geluidhinder) al het materieel dat zich over rails voortbeweegt. Dit is het reguliere personenvervoer van bijvoorbeeld de NS en het goederenvervoer. Ook het materiaal van de sneltram, lightrail en metro wordt als railverkeer beschouwd. Een uitzondering wordt gemaakt als een spoorweg onderdeel is van een weg. In dit geval moet het geluid van deze spoorweg meegenomen worden in de berekening van het geluid van het verkeer op deze weg. De geluidbelasting wordt dan getoetst aan de normen voor wegverkeerslawaaï. Die normen zijn strenger dan de normen voor spoorverkeer.

Spoorwegemplacementen worden niet gezien als een onderdeel van het reguliere railverkeer, maar als een 'inrichting'. Een spoorwegemplacement als geluidbron wordt behandeld als industrielawaai.

Vliegverkeer

Elk transportmiddel dat zich in de lucht kan verplaatsen valt wettelijk (Wet luchtvaart) onder de noemer vliegverkeer. Denk hierbij naast vliegtuigen bijvoorbeeld aan een helikopter, luchtballon en zweeftoestel. In de wet- en regelgeving wordt onderscheid gemaakt in verschillende

categorieën. Er is sprake van kleine en grote luchtvaart. Kleine luchtvaart omvat de luchtvaartuigen die geen vracht of grote passagiersaantallen vervoeren (bijvoorbeeld een reclamevliegtuigje of luchtballon). De grote passagiersvliegtuigen en vrachtvliegtuigen behoren tot de grote luchtvaart. Daarnaast bestaat het onderscheid tussen burgerluchtvaart en militaire luchtvaart.

Industrie en bedrijven

Volgens de Wet geluidhinder wordt onderscheid gemaakt tussen een industrieterrein en een bedrijventerrein. Een industrieterrein is een aangewezen gebied (in het bestemmingsplan) waarop (grote) lawaaimakers gevestigd kunnen worden en waarbij specifieke regels zijn als het gaat om de geluidproductie. Er is dan sprake van een gezoneerd industrieterrein. Rond een industrieterrein ligt een gedefinieerde zone, waarop de bijdrage van alle bedrijven tezamen niet hoger mag zijn dan 50 dB(A). Wonen op een gezoneerd terrein is in principe niet toegestaan. Voor wel aanwezige woningen gelden geen of nauwelijks geluidnormen.

Een bedrijventerrein is bedoeld voor lichte bedrijfsactiviteiten, waarbij de geluidproductie beperkt is. In het Activiteitenbesluit milieubeheer is voor woningen op een (niet-gezoneerd) bedrijventerrein een 5 dB ruimere grenswaarde voor geluid opgenomen, zowel voor het $L_{ar,LT}$ als voor het L_{Amax} en voor alle perioden.

Lichte bedrijfsactiviteiten vinden niet alleen plaats op een bedrijventerrein. Er kan ook sprake zijn een geïsoleerd bedrijf, bijvoorbeeld een autogarage in een woonwijk. Daarvoor gelden de standaard geluidvoorschriften uit het Activiteitenbesluit milieubeheer.

Nevenactiviteiten van verkeer, zoals een spoorwegemplacement, maar ook activiteiten op een (lucht)haven, zoals laden en lossen, vallen eveneens onder de noemer industriegeluid.

Hoe industrielawaai moet worden berekend staat in de Handleiding meten en rekenen industrielawaai, VROM 1999 (HMRI 1999).

Bij de beoordeling van een geluidsniveau op een gevel kan sprake zijn van een toeslag voor hinderlijkheid. Deze toeslag is 5 dB als het geluid een tonaal of impuls karakter heeft en 10 dB als het geluid ter plaatse van de woning herkenbaar is als muziek. Dit ter beoordeling van de toezichthouder.

Als op voorhand duidelijk is dat sprake is van een toeslag, dan dient dit ook al in het akoestisch rapport te zijn verwerkt.

Bijlage 4: Vaststellen van de geluidbelasting

De geluidbelasting kan op twee manieren worden vastgesteld: door de geluidbelasting met behulp van apparatuur te meten of door op basis van een aantal gegevens over de bron en de omgeving de geluidbelasting te berekenen. Welke manier toegepast wordt, hangt af van het doel en de mogelijkheden

Metten van de geluidbelasting

Geluid wordt gemeten met geluidsniveau- of blootstellingmeters. Hierbij kan er onderscheid gemaakt worden tussen klasse 1 en klasse 2 geluidmeters. Klasse 1-meters zijn nauwkeuriger dan klasse 2 meters en worden vaak bij juridische kwesties gebruikt. Klasse 2-meters zijn goedkoper en geschikt voor standaardmetingen.

Geluidsniveaumeters zijn handzaam en licht. Op relatief gemakkelijke wijze kunnen geluidsniveaus van circa 30 dB(A) tot 140 dB(A)²¹ gemeten worden. Dit betreft een momentopname waarbij het totale geluidsniveau op een bepaald moment of tijdinterval (bijvoorbeeld een uurgemiddelde) wordt gemeten. Deze lichte apparatuur is geschikt voor een persoonlijke meting om zo een beeld te krijgen van het geluidsniveau in de omgeving, maar is niet of nauwelijks bruikbaar om de geluidbelasting over een langere periode te bepalen en aan een bepaalde norm te toetsen. Hetzelfde geldt voor applicaties op smartphones waarmee geluid kan worden gemeten. Een aandachtspunt bij het meten via een smartphone applicatie is dat de apparatuur niet periodiek wordt geijkt, waardoor de betrouwbaarheid van de meetwaarde niet kan worden vastgesteld.

In een pilotproject in Schiedam bouwt het RIVM eenvoudige sensorapparatuur om op basis van bestaande technologie geluid te registreren, zodat burgers geluidsniveaus kunnen meten. De verzamelde data worden samen met burgers geanalyseerd. Meer informatie over deze ontwikkelingen vind u op www.samenmetenaanluchtkwaliteit.nl.

Het meten van geluid om te kunnen toetsen aan een bepaalde norm is gecompliceerder. Dit heeft te maken met het feit dat men meestal de bijdrage van één geluidbron wil meten en andere bronnen er uit gefilterd moeten worden. Daarnaast is de meetmethodiek afhankelijk van de blootstellingmaat die bepaald moet worden: het meten van een jaargemiddelde waarde zoals L_{den} vereist een andere methodiek dan het meten van een piekbelasting. Het uitvoeren van deze metingen vraagt meer specialistische apparatuur, kennis en tijd en is daardoor vaak een kostbare aangelegenheid.

Afhankelijk van het doel kan de meetmethodiek vastliggen. Als het gaat om toetsing van industriegeluid dan is de meetmethodiek beschreven in de HMRI 1999. Voor wegverkeersgeluid en spoorweggeluid is de

²¹ Afhankelijk van de meter. Geluidsniveaus aan de grenzen van het bereik zijn niet altijd nauwkeurig.

meetmethodiek voorgeschreven in het 'Reken- en meetvoorschrift geluid 2012' (I&M, 2012). Overigens wordt in 99% van de gevallen de geluidbelasting van weg- en railverkeer berekend, omdat het meten erg gecompliceerd is.

Het RIVM beheert het Trendmeetnet Geluid. Op een groot aantal plaatsen in Nederland wordt het geluidsniveau van wegverkeer en spoor gemeten. De meetresultaten van het trendmeetnet geluid worden getoond via een kaart. Er is een kaart voor rijkswegen, en een kaart voor het hoofdspoor. Op de kaart worden de meetlocaties getoond. Door op een locatie te klikken, worden de gemeten en berekende waarden, en ook het verschil tussen beide, per kalenderjaar getoond. Zie <https://www.rivm.nl/geluid/geluidniveaus/trendmetingen-geluid>.

Berekenen van de geluidbelasting

De in Nederland meest gangbare manier om te bepalen wat de geluidbelasting als gevolg van een bron is, is door deze met een model te berekenen. Hierbij wordt volgens een voorgeschreven rekenmethode op basis van een aantal variabelen het geluidsniveau op een bepaald punt berekend. Variabelen die hierbij van belang zijn, zijn bijvoorbeeld de verkeersintensiteit op een weg of spoor, het type wegdek, de afstand tot de geluidbron en de afschermende werking van bebouwing. Afhankelijk van het aantal variabelen kunnen modelberekeningen simpel of complex zijn. De nauwkeurigheid is onder andere afhankelijk van de mate van kwaliteit van de invoergegevens, de modelinvoer etc. Het is goed zich te realiseren dat niet alles te berekenen is en een model altijd een benadering is.

Het berekenen van de geluidbelasting heeft, vergeleken met meten, verschillende voordelen. Vergeleken met meten is het berekenen goedkoper en praktischer uit te voeren, zeker als het gaat om een groot gebied waarvan men de geluidbelasting in kaart wil brengen. Daarnaast is een modelberekening de enige manier om de toekomstige geluidbelasting als gevolg van ruimtelijke ontwikkelingen (bouwplannen, aanleg van nieuwe wegen) te schatten, aangezien metingen dan niet mogelijk zijn.

De betrouwbaarheid van de modelberekeningen is vanzelfsprekend afhankelijk van de kwaliteit van de invoergegevens. Als deze gegevens niet actueel of correct zijn, is de uitkomst dat evenmin.

De betrouwbaarheid is tevens afhankelijk van de mate waarin de te meten werkelijkheid met het model overeenkomt. Juist in bijzondere situaties is dit van belang.

Ook hier geldt dat, afhankelijk van het doel, de manier van berekenen vast kan liggen. Zo is om de geluidbelasting voor gezonde industrieterreinen, wegverkeersgeluid en spoorweggeluid te berekenen, het eerder genoemde 'Reken- en meetvoorschrift geluid 2012' (I&M, 2012) van toepassing.

Bijlage 5: Wet- en regelgeving en beleid

Inleiding

Wet- en regelgeving is altijd aan veranderingen en aanpassingen onderhevig. Zo betekent de invoering van de Omgevingswet in 2021 een enorme omslag voor de regelgeving.

In deze bijlage wordt kort ingegaan op wet- en regelgeving. Voor details en de meest recente versies/informatie wordt verwezen naar de websites van Kenniscentrum Infomil en rijksoverheid:

<https://www.infomil.nl/onderwerpen/geluid/>

<https://www.rijksoverheid.nl/onderwerpen/geluidsoverlast/geluidsoverlast-in-de-wet>

<https://aandeslagmetdeomgevingswet.nl/>

Het verschil in eigenschappen en bronnen van geluid heeft geleid tot veel specifieke wet- en regelgeving. De Wet geluidhinder is de basis voor de wetgeving in Nederland. De Wet geluidhinder wordt nu stapsgewijs opgenomen in de Omgevingswet, die naar verwachting in 2021 in werking zal treden. Naast de Wet geluidhinder zal ook alle andere geluidregelgeving, met uitzondering die wat betreft luchtvaart, worden opgenomen in de Omgevingswet. De Omgevingswet maakt meer lokale afwegingsruimte mogelijk waardoor lokale overheden voor specifieke gebieden meer nadruk kunnen leggen op gezonde leefomgeving en geluid.

Wet geluidhinder

De Wet geluidhinder stamt uit 1979 en beoogt geluidsgevoelige bestemmingen (zoals woningen) bescherming te bieden tegen geluidhinder van wegverkeerslawaai, spoorweglawaai en industrielawaai door middel van zonering.

De belangrijkste onderwerpen die in de Wet geluidhinder worden geregeld zijn:

- Industrielawaai, voor zover dit betrekking heeft op industrieterreinen waar zich 'grote lawaaimakers' kunnen vestigen.
- Wegverkeerslawaai:
 - bouwen van woningen langs wegen (niet voor 30 km/u-wegen);
 - aanleg/ wijzigen van wegen (niet voor hoofdwegen en 30 km/u-wegen).
- Spoorweglawaai:
 - bouwen van woningen langs (hoofd)spoorwegen
 - aanleg/wijzigen van secundaire spoorwegen (niet het hoofdspoorwegnet).

Voorkeursgrenswaarde en maximale ontheffingswaarde

De Wet geluidhinder hanteert de systematiek van een voorkeursgrenswaarde en een maximale ontheffingswaarde. Een geluidbelasting bij geluidgevoelige bestemmingen onder de voorkeursgrenswaarde is zonder meer toegestaan. Indien de voorkeursgrenswaarde overschreden wordt, moet worden nagegaan

welke maatregelen mogelijk zijn om de geluidbelasting terug te brengen tot aan de voorkeursgrenswaarde. Indien dit niet haalbaar is, kan ontheffing worden aangevraagd. De gemeente kan dan een hogere waarde vaststellen tot aan de maximale ontheffingswaarde (via de zogenoemde 'hogere waarde procedure').

Aangezien de ene geluidbron als hinderlijker wordt ervaren dan de andere geluidbron, verschillen ook de voorkeursgrenswaarden per geluidbron. Wat de maximale ontheffingswaarde is, hangt van verschillende factoren af. Zo wordt onder andere onderscheid gemaakt naar het type bestemming (bijvoorbeeld woning, onderwijsgebouw, woonwagenstandplaats), tussen nieuwbouw en vervangende nieuwbouw of tussen aanleg of wijziging van een spoorweg.

Grofweg gelden de volgende normen

	Locatie	Voorkeur	Max. Ontheffing	Grootheid
Wegverkeer	70 km en meer	48 dB	53 dB	L _{den}
	Overige wegen	48 dB	63 dB	L _{den}
Railverkeer		55 dB	68 dB	L _{den}
Industrie	Gevel woning	50/45/40 dB(A)		L _{ar} ;L _t
		70/65/60 dB(A)		L _{Amax}

Op geluidberekeningen vanwege wegverkeer in het kader van de Wet geluidhinder wordt al geruime tijd een aftrek toegepast. Met behulp van deze aftrek wordt rekening gehouden met de ontwikkeling dat voertuigen op termijn stiller worden. Sinds 2007 is de grootte van de aftrek 2 dB bij snelheden vanaf 70 km/uur. Het gaat dan om een aftrek op de berekende geluidbelastingen in het kader van de Wet geluidhinder. Voordien bedroeg de aftrek 3 dB. Voor lagere snelheden geldt een aftrek van 5 dB (www.infomail.nl). Zie ook paragraaf 2.3.1 'Uitgangspunten van advisering door de GGD'.

Voor een gezonde industrieterrein gelden aparte normen. Sommige gemeenten hebben beleid voor zonebeheer opgesteld. Ook hanteren veel gemeente geluidbeleid voor het vaststellen van hogere grenswaarden voor weg- en railverkeer. Bijvoorbeeld door te eisen dat er een geluidsluwe gevel moet zijn, of dat voor drukke 30 km wegen ook de geluidbelasting in beeld moet worden gebracht.

Saneringslijsten

Met de invoering van de Wet geluidhinder is een grootschalig saneringsprogramma gestart om alle, bij de invoering van de wet, woningen met een te hoge belasting aan te pakken.

Er bestaan vier lijsten, al richt de huidige sanering zich (voornamelijk) op de A-lijst:

- A-lijst: 65-70 dB(A)
- B-lijst: 60-65 dB(A)
- 70+-lijst: >70 dB(A)
- E-lijst: >60 dB(A)

A- en B-lijst

In de jaren negentig is een eerste inventarisatie gedaan van de saneringssituaties. Destijds konden gemeenten woningen melden die op 1 maart 1986 een geluidbelasting hadden tussen 60 dB(A) en 70 dB(A) door wegverkeerslawaai. De woningen die een geluidbelasting tussen 65 en 70 dB(A) hadden werden geplaatst op de A-lijst; de woningen met een geluidbelasting tussen 60 en 65 dB(A) op de B-lijst.

70+-lijst

Woningen met een geluidbelasting hoger dan 70 dB(A) werden aanvankelijk wel gemeld, maar niet op een lijst geplaatst. Door de hoge geluidbelasting van minimaal 70 dB(A) wist het ministerie aanvankelijk niet hoe deze woningen te saneren. Later is besloten deze woningen op een 70+-lijst te plaatsen.

E-lijst

Door de jaren heen is gebleken dat in de jaren negentig niet alle saneringssituaties waren gemeld aan het toenmalige Ministerie van VROM. Omdat het ministerie inzicht wilde hebben in de saneringsomvang en een budget wilde begroten voor de resterende te saneren woningen, hebben gemeenten tot 31 december 2008 de mogelijkheid gekregen alsnog saneringswoningen te melden. Deze operatie had de naam Eindmelding en leidde tot de Eindmeldingslijst of kortweg E-lijst. De woningen die tijdens de eindmelding zijn gemeld, zijn op deze lijst geplaatst. De woningen op deze lijst hadden een geluidbelasting van minimaal 60 dB(A) op 1 maart 1986. Meer informatie over de sanering is te vinden op de website van het Bureau Sanering Verkeerslawaai (<http://www.bsv.nu/>).

In de Omgevingswet zal de lijst van nog te saneren woningen worden aangepast. Er worden woningen toegevoegd, bijvoorbeeld woningen die in het verleden al gesaneerd zijn, maar nu weer erg hoge belasting hebben door veranderde omstandigheden. Echter, er gaan ook woningen af doordat de grens voor sanering hoger komt te liggen. Dit betekent dat totdat de Omgevingswet ingaat, een aantal woningen nog met subsidie gesaneerd kunnen worden, daarna niet meer.

NB: Bewoners kunnen een sanering weigeren. Deze woningen worden dan wel als gesaneerd genoteerd. Een eventuele volgende bewoner heeft geen recht meer op subsidie.

Handhavingsgat

Toetsing aan de normen vindt alleen plaats op moment van (nieuw)bouw van geluidgevoelige bestemmingen en aanleg of wijziging van (spoor)wegen en industrieterreinen. Door de (autonome) groei van het verkeer is de geluidbelasting op veel plaatsen echter toegenomen. In de Wet geluidhinder was niemand expliciet verantwoordelijk voor het handhaven van de in die wet opgenomen geluidsnormen bij autonome groei. De nieuwe geluidsgrenzen (geluidsproductieplafonds) zijn overigens, om financiële en organisatorische redenen, zo hoog gekozen dat het handhavingsgat wat betreft rijkswegen feitelijk is gelegaliseerd.

In nieuwe situaties waarbij na aanleg of wijziging van (spoor)wegen of industrieterreinen de geluidbelasting toeneemt is de bronbeheerder verantwoordelijk voor eventuele sanering (paragraaf 4.3).

Wet milieubeheer en SWUNG

De Wet geluidhinder is lang de basis geweest voor de bescherming van de bevolking tegen geluidhinder. Hoewel de Wet geluidhinder positieve aspecten heeft, zoals het preventieve karakter, zijn er toch een aantal dwingende redenen om de Wet geluidhinder grondig te herzien:

1. De onbeheerste groei van het verkeer, waardoor het 'handhavingsgat' is ontstaan.
2. De Wet geluidhinder wordt als bijzonder complex en ontoegankelijk ervaren.
3. De Wet geluidhinder biedt gemeenten en provincies onvoldoende mogelijkheden voor maatwerk.

De Wet geluidhinder wordt nu stapsgewijs opgenomen in de Wet milieubeheer.

In 1993 is hiervoor een eerste stap gezet met de overgang van het artikel over stiltegebieden van de Wet geluidhinder naar de Wet milieubeheer.

In 2012 is gestart met een samenwerkingstraject 'SWUNG' (Samen Werken in de Uitvoering van Nieuw Geluidbeleid) voor een grootschalige aanpassing van de Wet geluidhinder en het stapsgewijs overnemen van onderwerpen in de Wet milieubeheer.

SWUNG 1 is op 1 juli 2012 ingevoerd in de Wet milieubeheer onder hoofdstuk 11. Het betreft de invoering van de geluidproductieplafonds (GPP's) voor de Rijksinfrastructuur. GPP's zijn maximale geluidsniveaus langs wegdelen. Wanneer zo'n plafond overschreden wordt, moet de wegbeheerder maatregelen treffen om weer onder het geluidsniveau te geraken. Geluidproductieplafonds gelden op referentiepunten langs wegen en spoorwegen en geven de toegestane geluidproductie van een weg of spoorweg aan. Als vuistregel geldt dat de referentiepunten op circa 50 meter van de buitenste rijstrook of spoor en op een onderlinge afstand van circa 100 meter liggen. De hoogte van de referentiepunten bedraagt 4 meter boven het maaiveld. GPP's kunnen dus ook midden in een weiland liggen en geven daarom niet (per se) de blootstelling ter hoogte van de dichtstbijzijnde geluidgevoelige bestemming aan. Aan de hand van berekeningen wordt jaarlijks de geluidbelasting op de referentiepunten berekend en vergeleken met het vastgestelde plafond. In tegenstelling tot de voorheen geldende Wet geluidhinder moeten er maatregelen getroffen moeten worden door de bronbeheerders (ProRail en Rijkswaterstaat) om te voorkomen dat de geluidbelasting boven het vastgestelde plafond uitkomt. Voor het vaststellen van de geluidproductieplafonds is de algemene vuistregel geweest 'heersende geluidbelasting' + 1,5 dB werkruimte, waarbij de werkruimte ongeveer gelijk staat aan een 40% toename van het verkeer.

SWUNG 2 gaat onder andere over de provinciale wegen en wordt nog voorbereid. SWUNG 2 zal worden ingevoerd via het Aanvullingsbesluit Geluid (Omgevingswet).

Overigens gelden de GPP's alleen voor de bronbeheerders. Bij de realisatie van bijvoorbeeld een nieuwe woonwijk langs een snelweg gelden voor de geluidbelasting gewoon de standaard normen uit de Wet geluidhinder.

Beperkingen van SWUNG

Vanuit gezondheidskundig oogpunt kent SWUNG een aantal beperkingen:

- De geluidproductieplafonds zijn weinig ambitieus, waardoor (soms) meer ruimte ontstaat voor groei (1,5 dB werkruimte is groei verkeer van 40%).
- Het handavingsgat wordt (juridisch) opgelost. Dat is met name relevant voor het beperken van toekomstige groei, maar bestaande overbelaste situaties worden veelal niet aangepakt. Het gezondheidsprobleem is hiermee niet opgelost.
- SWUNG gaat niet of nauwelijks in op het creëren of behouden van rust (stiltegebieden/stille gebieden?), maar richt zich met name op het tegen gaan van een (te) hoge geluidbelasting. Dit terwijl een rustige woonomgeving en toegang tot stille gebieden een belangrijk punt is als het gaat om geluid(beleving) en gezondheid.
- De grootste geluidproblemen zitten bij drukke gemeentelijke wegen. De moeilijkste opdracht komt daardoor bij gemeenten te liggen, terwijl er geen middelen meekomen om deze problemen op te lossen.
- Gemeenten en provincies krijgen meer beleidsvrijheid. Als er bij opstellen van het beleid onvoldoende rekening wordt gehouden met de gezondheidsaspecten en alleen de grenzen worden opgezocht, kan dit resulteren in beleid wat niet of nauwelijks bijdraagt aan een gezonde leefomgeving of juist zorgt voor verslechtering.

Stiltegebieden

Stiltegebieden zijn gedefinieerd als gebieden waarin de geluidbelasting door toedoen van menselijke activiteiten zo laag is, dat de in dat gebied heersende natuurlijke geluiden niet of nauwelijks worden gestoord. Het streven is om de geluidbelasting in stiltegebieden lager te houden dan 40 dB L_{den} . Voor activiteiten in een stiltegebied die lawaai maken en als niet gebiedseigen kunnen worden beschouwd (zie omgevingsverordeningen of provinciale milieuverordening van de desbetreffende provincie), moet ontheffing aan de provincie gevraagd worden.

In 1993 is het artikel over stiltegebieden in de Wet geluidhinder komen te vervallen en het wettelijk kader overgenomen in de Wet milieubeheer. Volgens artikel 4.9 van de Wet milieubeheer dienen de provincies eenmaal per vier jaar een provinciaal milieubeleidsplan vast te stellen. Daarin wijzen zij gebieden aan waarin voor het behoud van de kwaliteit van het milieu of aspecten daarvan bijzondere bescherming nodig is; de milieubeschermingsgebieden. In het geval van stiltegebieden gaat het dan om het aspect stilte. Daarnaast dienen de provinciale staten een provinciale milieuverordening vast te stellen, waarin regels zijn opgenomen die geluidhinder in stiltegebieden voorkomen of beperken.

Europese richtlijn Omgevingslawaai

De EU-richtlijn Omgevingslawaai is erop gericht om binnen Europa op uniforme wijze het omgevingslawaai, en de daar aan gekoppelde gezondheidseffecten, te monitoren en te evalueren. Het uiteindelijke doel is om het probleem van omgevingslawaai beheersbaar te maken. De richtlijn is van toepassing op omgevingslawaai waaraan mensen worden blootgesteld en richt zich op de geluidbelasting van een aantal gedefinieerde brontypen, te weten wegverkeer, railverkeer, vliegverkeer en industrie. In Nederland is deze richtlijn in 2004 ingevoerd in de Wet geluidhinder.

Niet alle gemeenten zijn verplicht om het omgevingslawaai te monitoren, evalueren en beheersen volgens de Europese richtlijn. In Nederland geldt de verplichting voor stedelijke agglomeraties vanaf 100.000 inwoners. Deze agglomeratiegemeenten worden vastgesteld via een Ministeriële Regeling.

Deze agglomeratiegemeenten moeten elke vijf jaar het volgende doen:

- Het inventariseren van de blootstelling aan omgevingslawaai door middel van geluidbelastingkaarten.
- Vaststellen van actieplannen om omgevingslawaai te voorkomen of te beperken.
- Voorlichten van het publiek over omgevingslawaai en de effecten daarvan; daarbij hoort het publiceren van de geluidbelastingkaarten en het houden van inspraak over de actieplannen.

Geluidbelastingkaarten

Voor geluidgevoelige gebouwen moet de geluidbelasting door wegverkeer, railverkeer, industrie en luchtvaart (alleen Schiphol) afzonderlijk worden vastgesteld en weergegeven worden in geluidbelastingkaarten. Afhankelijk van de geluidbron en waar deze zich bevindt, is de gemeente, provincie, Rijkswaterstaat of ProRail verantwoordelijk voor het maken van de kaarten. De geluidbelasting wordt in klassen van 5 dB(A) in kaart gebracht vanaf 55 dB(A) L_{den} en 50 dB(A) L_{night} . Aan de hand van deze gegevens wordt het aantal ernstig gehinderden en slaapverstoorden berekend. Aangezien ernstige hinder ook onder 55 dB L_{den} optreedt en ernstige slaapverstoring ook onder de 50 dB(A) L_{night} , geeft deze berekening een onderschatting.

Actieplan geluid

In een actieplan wordt aangegeven hoe een te hoge geluidbelasting aangepakt gaat worden. Onderdeel hiervan is het vaststellen van een plandrempel. Een plandrempel is geen wettelijke norm, maar een waarde waarboven de opsteller van het plan maatregelen nodig acht. De EU-richtlijn vereist als onderdeel van het actieplan maatregelen om stille gebieden binnen de bebouwde kom van een agglomeratiegemeente te beschermen tegen een toename van geluidhinder en normopvulling te voorkomen. Er is geen toezicht vanuit Rijksoverheid of EU op uitvoering van de actieplannen. In theorie zou men wel door burgers ter verantwoording kunnen worden geroepen, aangezien de plannen openbaar zijn (hoewel de mate waarin deze actief onder de aandacht worden gebracht aan burgers sterk kan verschillen per opsteller).

Activiteitenbesluit milieubeheer

Bedrijven die niet gesitueerd (moeten) zijn in een gezoneerd industrieterrein, vallen onder het Activiteitenbesluit milieubeheer. Het Activiteitenbesluit milieubeheer bevat een aantal algemene regels op het gebied van milieu, waaronder geluid. Het maakt daarnaast wat geluid betreft onderscheid op een aantal specifieke activiteiten, zoals bijvoorbeeld horeca, betonbedrijven, tankstations en glastuinbouw. Naast een standaard toetsingskader, geeft het Activiteitenbesluit milieubeheer een specifiek toetsingskader voor inrichtingen (bedrijfsmatige activiteiten of activiteiten in een dusdanige omvang als ware het bedrijfsmatig, zoals bedrijventerreinen, tankstations, agrarische inrichtingen, glastuinbouw binnen een glastuinbouwgebied en windturbines).

Luchtvaart

In de wetgeving wordt naast het type luchtvaart ook onderscheid gemaakt in nationale en regionale luchthavens:

- *Nationale luchthaven (Schiphol): Wet luchtvaart*
De Inspectie Leefomgeving en Transport (ILT) houdt toezicht op de veiligheid van de luchthaven en de naleving van de milieunormen en -regels. Schiphol beschikt over een Luchthavenbesluit afgegeven door het ministerie van Infrastructuur en Milieu. Hoofdstuk 8 van de Wet luchtvaart (de 'Schipholwet') vormt de basis van de wet- en regelgeving voor de luchthaven Schiphol.
- *Regionale luchthavens: Wet Regelgeving burgerluchthavens en militaire luchthavens (RBML)*
Vanaf 1 november 2009 is de RBML van kracht. De provincies zijn het bevoegd gezag voor het vaststellen van luchthavenbesluiten of luchthavenregelingen en het uitvoeren van het milieutoezicht.

De grenswaarden voor geluid zijn vastgelegd in het luchthavenbesluit of de luchthavenregeling.

De regelgeving wat betreft luchtvaart wordt niet opgenomen in de Omgevingswet.

Interimwet Stad en Milieu

De Interimwet Stad en Milieu is bedoeld om ruimtelijke ontwikkelingen mogelijk te maken op locaties met een zware milieubelasting. Hierbij kan afgeweken worden van bestaande milieunormen, op voorwaarde dat een aantal stappen doorlopen wordt door het bevoegd gezag:

1. Deskundigen op het gebied van milieukunde en ruimtelijke ordening werken vanaf het begin van een project samen aan de ontwikkeling van de locatie. De bron van de milieubelasting moet zo veel mogelijk worden beperkt.
2. Maak gebruik van de ruimte in de regels en lever maatwerk.
3. Als stap 1 en 2 niet kunnen leiden tot een optimale leefkwaliteit en geen doelmatig ruimtegebruik, dan is bij uitzondering mogelijk om af te wijken van bestaande milieunormen.

Afwijken van o.a. geluidsnormen ten aanzien van een aangewezen projectgebied, in het belang van zuinig en doelmatig ruimtegebruik en

het bereiken van optimale leefomgevingskwaliteit, is mogelijk ten behoeve van:

- het vestigen van milieugevoelige bestemmingen;
- vestigen of verplaatsen van kleinschalige bedrijvigheid bij functiemenging van wonen en werken

Het is de bedoeling dat de Interimwet Stad en Milieu opgenomen wordt in de Omgevingswet.

Goede ruimtelijke ordening

De Wet ruimtelijke ordening schrijft voor dat het bevoegd gezag moet zorgen voor een 'goede ruimtelijke ordening'. Wat een 'goede ruimtelijke ordening' precies is staat nergens letterlijk omschreven, maar het beoogt een integrale afweging van alle belangen die effect hebben op de kwaliteit van de ruimte. Door de ruimtelijke aspecten in kaart te brengen – bijvoorbeeld geluid en luchtverontreiniging – en de diverse belangen af te wegen, komt men tot een onderbouwde verdeling van de ruimte (die schaars is). Het uiteindelijke doel blijft om tot een aanvaardbaar woon- en leefklimaat te komen.

Het koppelen van gezondheid aan een goede ruimtelijke ordening geeft voor de GGD een ingang om met het bevoegd gezag in gesprek te komen. De uitdaging is om zo vroeg mogelijk in het proces betrokken te raken.

Algemeen plaatselijke verordening (APV)

De APV is de algemene verordening van de gemeente. Hierin staan regels over openbare orde en veiligheid, verkeerszaken en horeca-aangelegenheden. Gemeenten bepalen zelf welke regels zij opnemen. In de APV kunnen bijvoorbeeld ook voorschriften tegen geluidhinder zijn opgenomen.

Bijlage 6: Blootstelling-effect relaties geluidhinder

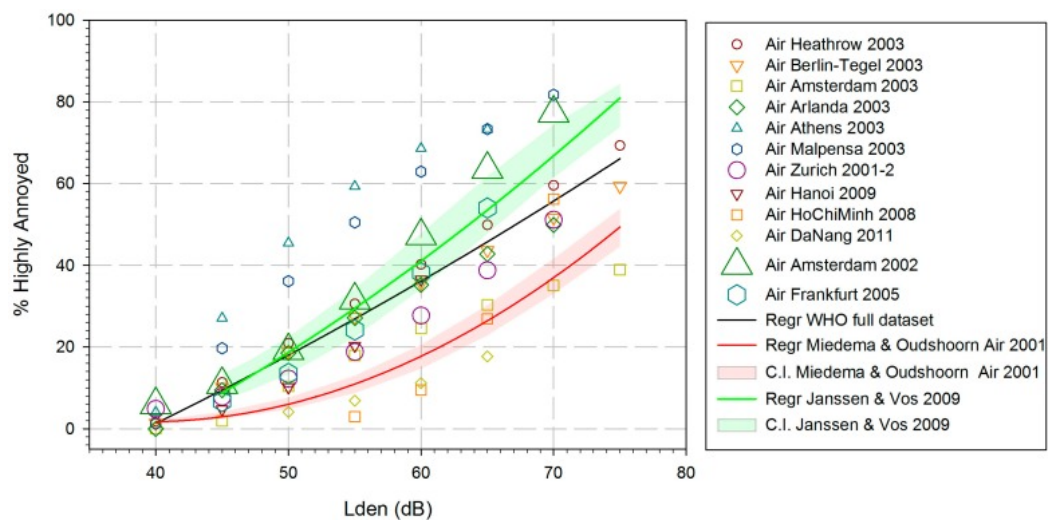
Bij het berekenen van geluidhinder worden blootstelling-effect relaties gebruikt, zie paragraaf 3.3.2 'Berekenen van geluidhinder'. Deze bijlage geeft extra informatie over de blootstelling effect relaties.

In 2000 hebben Miedema & Oudshoorn blootstelling-effect relaties gerapporteerd voor de associatie tussen de blootstelling aan geluid van weg-, vlieg- en railverkeer en hinder. Hiervoor zijn de gegevens gebruikt van vragenlijstonderzoeken die in Europa, Noord-Amerika en Australië in de periode 1965-1994 zijn uitgevoerd. In 2001 werd een update van de relaties gepresenteerd (Miedema, 2001). Voor de update werden meer geavanceerde statistische modellen gebruikt en werd de blootstelling aan geluid uitgedrukt in L_{den} . De relaties werden in formulevorm gepresenteerd, waarbij het percentage ernstige hinder bij 42 dB (L_{den}) door nul werd geforceerd (drempelwaarde van 42 dB L_{den})²². In 2002, werden de relaties in het kader van de EU-richtlijn Omgevingslawaaai aanbevolen om het aantal (ernstig) gehinderde personen te bepalen (European Communities, 2002). Daarnaast worden de relaties ook vaak gebruikt door instanties als de Wereld Gezondheid Organisatie (WHO) en het Europese Milieu Agentschap (EEA) (World Health Organization, 2011; European Environment Agency, 2010).

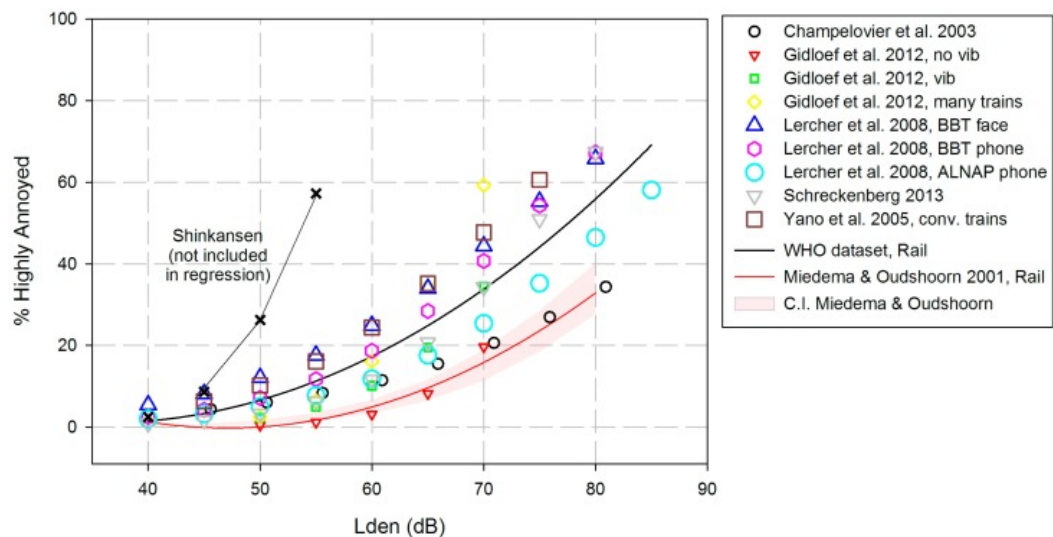
Verschillende onderzoekers suggereerden dat de relatie tussen geluid van vliegverkeer in de loop van de tijd 'steiler' is geworden. Met andere woorden: er werd in recentere studies meer ernstige hinder gemeten bij gelijke geluidsniveaus. De voor de EU-richtlijn aanbevolen relatie zou bovendien niet de meest recente studies bevatten. In 2009 is er daarom een update van de relatie tussen geluid van vliegverkeer en hinder verschenen. Daarin werden ook meer recente studies (uitgevoerd na 1995) meegenomen (Janssen & Vos, 2009).

Onlangs heeft de WHO nieuwe gezondheidskundige richtlijnen voor geluid opgesteld. Deze zijn gebaseerd op de nieuwste wetenschappelijke inzichten, die samengevat zijn in een aantal evidence reviews. Eind 2017 is de review voor omgevingsgeluid en hinder gepubliceerd (Guski et al., 2017). In de review worden onder andere nieuwe blootstelling-effect relaties gegeven voor de blootstelling aan geluid van weg-, vlieg- en railverkeer. Voor geluid van wegverkeer en ernstige hinder, ondersteunt de review van Guski et al. de bevindingen van Miedema. De door Guski et al. afgeleide relatie voor geluid van vliegverkeer en ernstige hinder is vergelijkbaar met de relatie afgeleid door Janssen et al. (2009). De nieuwe relatie voor geluid van railverkeer en ernstige hinder ligt hoger dan de relatie die is afgeleid door Miedema.

²² Ook onder dit niveau kan sprake zijn van ernstige hinder (Dusseldorp et al., 2011). Dit zal echter slechts een klein deel van de bevolking zijn.

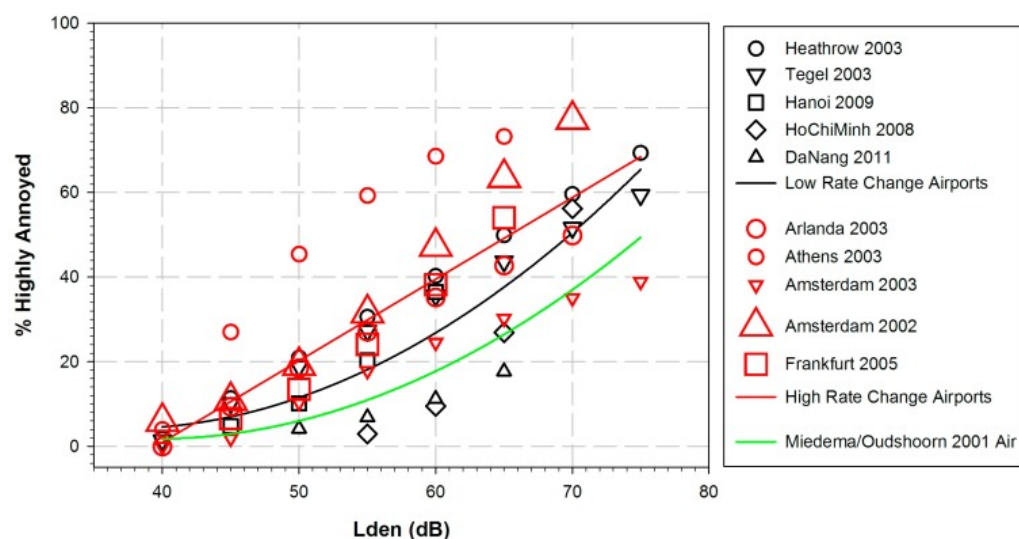


Figuur 6.1a: Vergelijking blootstelling-effect relaties vliegverkeer WHO 2017 met Miedema en Oudshoorn, 2001 en Janssen en Vos, 2009 (Guski et al., 2017)



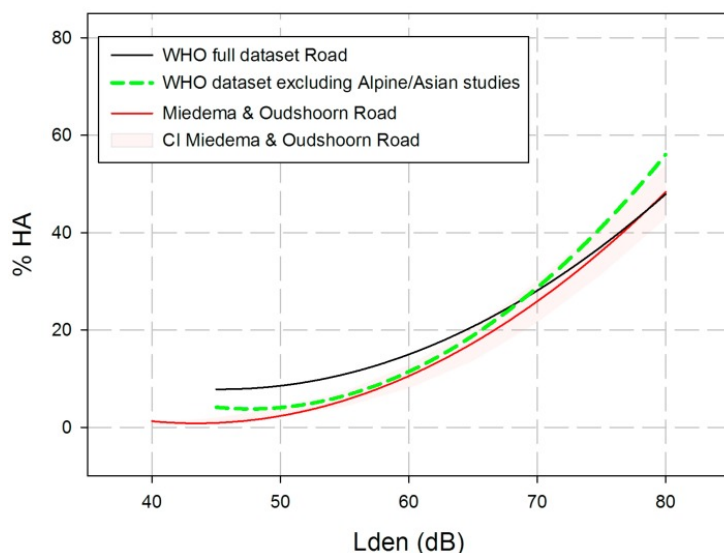
Figuur 6.1b: Vergelijking blootstelling-effect relaties railverkeer WHO 2017 met Miedema en Oudshoorn, 2001 en Janssen en Vos, 2009 (Guski et al., 2017)

De hogere aantallen ernstig gehinderden ten opzichte van de Miedema-curves zijn gevonden voor zowel luchthavens waar onlangs een grote verandering had plaatsgevonden (zoals meer vluchten, extra landings/startbaan etc.) als voor luchthavens zonder een grote verandering, al is het aantal gehinderden rond luchthavens met een grote verandering aanzienlijk hoger (Figuur 6.1c.).



Figuur 6.1c: Vergelijking blootstelling-effect relaties vliegverkeer rond luchthavens met recente grote verandering en luchthavens zonder verandering met blootstelling-effect relatie Miedema en Oudshoorn, 2001 (Guski et al., 2017)

De blootstelling-effect relatie voor wegverkeer (zonder de Alpine/Asian studies) valt binnen de betrouwbaarheidsintervallen van de relatie van Miedema, met uitzondering van geluidsniveaus boven de 70 dB L_{den} . Zie Figuur 6.1d.



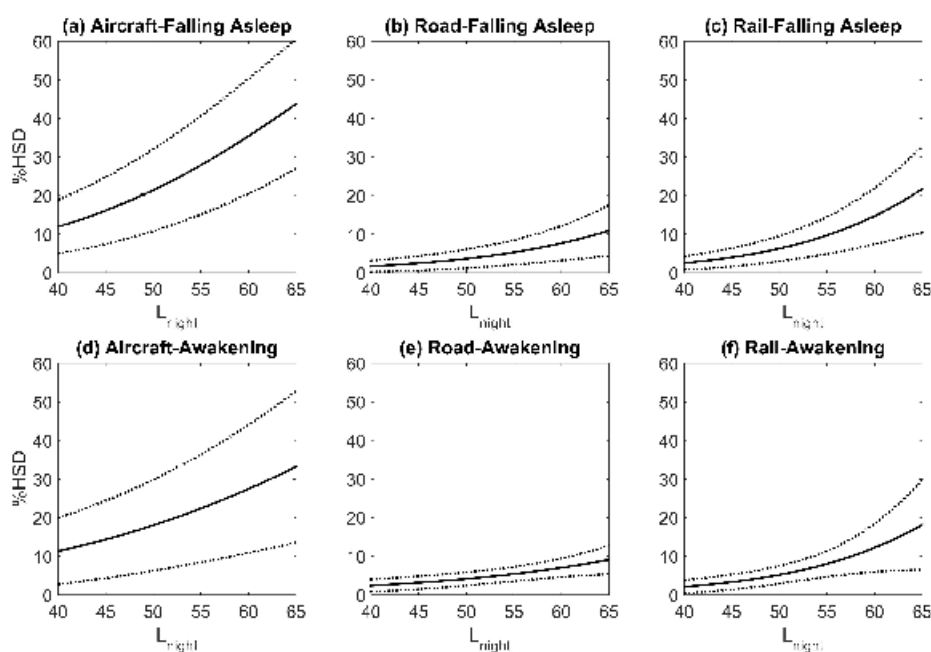
Figuur 6.1d: Vergelijk blootstelling-effect relaties wegverkeer WHO 2017 met Miedema en Oudshoorn 2001 (Guski et al., 2017)

In de review is ook gekeken naar het effect van blootstelling aan meerdere bronnen. Helaas zijn er niet genoeg studies naar gecombineerde blootstelling om blootstelling-effect relaties te kunnen afleiden. De aanwezige gegevens lijken te wijzen op het belang van de dominante bron, als gekeken wordt naar hinder.

Bijlage 7: Blootstelling-effect relaties voor verstoorde slaap

Evenals voor hinder, is in het kader van de WHO Guideline ook voor de effecten op slaap een evidence review gepubliceerd (Basner & McGuire, 2018). Basner en McGuire hebben naast zelfgerapporteerde slaapverstoring ook gekeken naar andere indicatoren van een verstoorde slaap zoals ontwaken en moeilijkheden met in slaap vallen. De resultaten voor slaapverstoring staan in paragraaf 3.4.1.

Als onderdeel van deze review zijn nieuwe blootstelling-effect relaties afgeleid voor de relatie tussen nachtelijk geluid van weg-, vlieg- en railverkeer (uitgedrukt als L_{night}) en indicatoren van zelfgerapporteerde slaapkwaliteit: (i) ontwaken (awakenings), (ii) moeilijkheden met inslapen (difficulties falling asleep), en (iii) slaapverstoring (sleep disturbance). In onderstaande figuur worden de relaties getoond tussen geluid van vlieg-, weg- en railverkeer en moeilijkheden met inslapen en ontwaken.



Figuur 7.1: Het percentage ernstige slaapverstoring (HSD) gebaseerd op de antwoorden op vragen over ontwaken en moeilijkheden met inslapen in relatie tot de blootstelling aan geluid van weg-, vlieg- en railverkeer. De stippellijnen geven de 95% betrouwbaarheidsintervallen weer (Basner & McGuire, 2018)

Bijlage 8: Template praktijkvoorbeeld GGD

Praktijkvoorbeeld (bijvoorbeeld gezondheid in hogere waardenbeleid gemeente x)	
Contactpersoon GGD en contactgegevens	Naam, GGD Telefoonnummer, e-mailadres
Adviesvraag en context	<i>Wat was de adviesvraag? Van wie kwam de vraag? Beschrijving situatie, beleidskader, geluidbron.</i>
Rol GGD	<i>Door wie en wanneer werd de GGD betrokken? Wat was de rol van de GGD? Waren er andere betrokken partijen? Beschrijving proces.</i>
Advisering GGD	<i>Hoe is de vraag beantwoord? Hoe heb je de richtlijn gebruikt? Heb je bepaalde methoden of instrumenten gebruikt? Wie heb je betrokken om het advies op te stellen? Welk advies heb je gegeven en op welke manier? Hoe werd het ontvangen?</i>
Vervolgtraject (evt.)	
Resultaat	<i>Wat heeft de betrokkenheid van de GGD opgeleverd voor de gezondheid?</i>
Discussie en aanbevelingen	<i>Wat ging goed? Zijn er leerpunten in het proces? Zijn er inhoudelijke leerpunten?</i>

Bijlage 9: Industriegeluid: Relatie L_{den} - L_{etm}

Definitie L_{etm}

Om de etmaalwaarde te bepalen, wordt een rekensom gemaakt met de equivalente geluidsniveaus. Voor industriegeluid gaat dat als volgt. Eerst wordt het equivalente geluidsniveau overdag (van 7.00 tot 19.00) bepaald; hetzelfde wordt gedaan voor de avond (van 19.00 uur tot 23.00 uur) en de nacht (van 23.00 tot 7.00 uur).

De etmaalwaarde is de hoogste waarde van:

- $L_{A,eq,dag}$
- $L_{A,eq,avond} + 5 \text{ dB}$
- $L_{A,eq,nacht} + 10 \text{ dB}$

Definitie L_{den}

L_{den} is een jaargemiddeld geluidsniveau. Om de L_{den} te bepalen wordt gebruikgemaakt van de volgende formule:

$$L_{den} = 10 \log \left\{ \frac{12 \cdot 10^{L_{day}/10} + 4 \cdot 10^{(L_{even} + 5)/10} + 8 \cdot 10^{(L_{night} + 10)/10}}{24} \right\}$$

L_{day} = het equivalente geluidsniveau bepaald over alle dagperioden (07:00-19:00 uur) van een jaar;

L_{even} = idem avondperioden (19:00-23:00 uur);

L_{night} = idem nachtperioden (23:00-07:00 uur).

Net als bij de etmaalwaarde wordt gebruik gemaakt van een straffactor voor de avond- en nachtperiode (respectievelijk +5 en +10 dB(A)). Na optellen van de straffactor wordt het (energetische) gemiddelde geluidsniveau over de verschillende perioden in de dag berekend en gebruikt als L_{den} -waarde. Dit in tegenstelling tot de L_{etm} , waarbij enkel het hoogste niveau wordt gebruikt.

Hieronder worden enkele rekenvoorbeelden gegeven om het verschil tussen de etmaalwaarde en L_{den} te verduidelijken.

Verskil tussen L_{etm} en L_{den}

L_{etm}			L_{den}
Dag	48		48
Avond	46	+5	46
Nacht	36	+10	36
51 dB(A)			48,2 dB
Dag	50		50
Avond	46	+5	46
Nacht	40	+10	40
51 dB(A)			50,2 dB
Dag	50		50
Avond	45	+5	45
Nacht	40	+10	40
50 dB(A)			50 dB

- De geluidbelasting in de dag kan nog 2 dB en in de nacht nog 4 dB toenemen zonder toename van de etmaalwaarde.
- Bij L_{den} zal een toename in één van de perioden leiden tot een toename van L_{den} .

In het Activiteitenbesluit milieubeheer staat als standaard een $L_{ar};L_t$ van 50, 45 en 40 dB(A) voor respectievelijk dag, avond en nacht. Als een bedrijf precies volgens de norm werkt (elk etmaal in het jaar), dan levert dat een L_{den} van 50 dB.

Echter, een bedrijf zal niet altijd exact volgens de norm in bedrijf zijn. Grofweg gesteld staat voor industrielawaai de L_{den} gelijk aan de L_{etm} -2. Dus 48 L_{den} staat ongeveer gelijk aan 50 L_{etm} .

De gezondheidkundige richtwaarde bedraagt 50 dB L_{den} . Wanneer meerdere bronnen een gevel belasten, wordt de cumulatieve waarde in L_{den} gebruikt (energetisch optellen van de verschillende geluidsniveaus). Hiervoor moeten de etmaalwaarden worden omgerekend tot L_{den} .

Wanneer een gevoelige bestemming alleen door het geluid van bedrijven en industrie (te hoog) belast wordt, gaat bij een gezondheidkundige beoordeling de voorkeur uit om de etmaalwaarde te laten omrekenen tot L_{den} .

RIVM

De zorg voor morgen begint vandaag