



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

Methoden voor gecombineerde **blootstelling aan geluid** en het **effect op hinder**

Het geheel is groter dan de som der delen

Methoden voor gecombineerde blootstelling aan geluid en het effect op hinder

Het geheel is groter dan de som der delen

RIVM-rapport 2025-0156

Colofon

© RIVM 2026

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-2025-0156

A. Sahai (auteur), RIVM
T. Wartenberg (auteur), RIVM
E. van Kempen (auteur), RIVM
A. Kok (auteur), RIVM

Contact:
Abhishek Sahai
Onderzoek en advies Lucht en Geluid
abhishek.sahai@rivm.nl

Dit onderzoek werd verricht in opdracht van het ministerie van Infrastructuur en Waterstaat (IenW) in het kader van het Expertise Centrum Geluid

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

Publiekssamenvatting

Methoden voor gecombineerde blootstelling aan geluid en het effect op hinder

Het geheel is groter dan de som der delen

De komende jaren zijn veel nieuwe woningen nodig. Sommige plannen daarvoor gaan over gebieden waar veel geluid is, zoals in de omgeving van Schiphol. Een aandachtspunt hierbij is de hoeveelheid geluid en het effect daarvan op gezondheid. Want als mensen lange tijd aan veel geluid blootstaan, kan dat slaapproblemen, hinder en andere effecten op de gezondheid veroorzaken.

De Omgevingswet schrijft nu een methode voor die berekent hoeveel hinder verschillende geluidbronnen samen veroorzaken. Hierbij worden de geluidniveaus bij elkaar opgeteld op basis van de mate waarin ze hinderlijk zijn. Het RIVM is gevraagd uit te zoeken of deze methode nog goed is. En of andere methoden hinder door meerdere geluidbronnen samen beter kunnen berekenen.

De aanleiding hiervoor is dat de relatie tussen het geluid van vliegtuigen en hinder de afgelopen jaren is veranderd. Mensen geven aan dat ze meer hinder ervaren bij dezelfde hoeveelheid geluid van vliegtuigen. Deze relatie tussen geluid en gezondheid, de zogeheten blootstelling-respons-relatie, is een belangrijk onderdeel van de berekening van de opgetelde hoeveelheid hinder.

Het RIVM bestudeerde de wetenschappelijke inzichten en methoden die geluid en/of hinder van verschillende geluidbronnen bij elkaar optellen. Daarna beoordeelde het de gevonden methoden op verschillende eisen. Er is vooral gekeken of ze bruikbaar zijn voor Nederlands beleid en of de wetenschappelijke kwaliteit goed is.

In totaal vond het RIVM in de wetenschappelijke literatuur zestien methoden, waarvan de methode uit de Omgevingswet er een is. Naast deze methode blijken er nog twee kwalitatief goede methoden te zijn die bruikbaar zijn voor Nederlands beleid. Het RIVM concludeert dat de methode in de Omgevingswet niet beter of slechter is dan de andere twee. Er is dus geen reden om deze methode niet meer te gebruiken. Wel is het belangrijk om de meest actuele blootstellings-respons-relaties over de ervaren hinder door geluid erin te verwerken. Alle methoden geven aan dat wonen in gebieden met veel geluid niet gezond is.

Het RIVM deed dit onderzoek in opdracht van het ministerie van Infrastructuur en Waterstaat (IenW).

Kernwoorden: geluid, hinder, woningbouwopgave, cumulatiemethode, BR-relaties, vliegverkeer, wegverkeer, railverkeer, gezondheid

Synopsis

Methods for combined exposure to noise and the impact on annoyance

The whole is greater than the sum of its parts

Many new homes will need to be built in the coming years. Some plans in this respect relate to areas with a lot of noise, such as near Schiphol. A point of attention here are the noise levels and their impact on health. Long-term exposure to high levels of noise can lead to sleeping problems, annoyance and other health effects.

The Environment and Planning Act (*Omgevingswet*) currently prescribes a method to calculate the annoyance caused by various sources of noise. This involves adding up the sound levels based on the extent to which they cause annoyance. RIVM has been tasked with researching whether the currently used method is still adequate, or whether other methods are better suited for calculating the total annoyance caused by exposure to multiple sources of noise.

The reason for this is that the relationship between the noise from air traffic and annoyance has changed in the past years. People indicate that they experience more annoyance at the same level of noise originating from aircraft. This relationship between noise and annoyance, known as the 'exposure-response relationship', is a major component of the calculation of total combined annoyance.

RIVM studied the scientific insights and methods that add noise-levels and/or annoyance from various sources of noise. It then assessed the methods found based on various requirements. The main focus was on usability for Dutch policy and on scientific quality.

In total, RIVM found 16 methods in the scientific literature, including the method set out in the Environment and Planning Act. In addition to said method, two other methods were found that could be used for Dutch policy. RIVM concludes that, since the method set out in the Environment and Planning Act is not any better or worse than the other two, there is no reason to stop using this method. It is important, however, to include the most up-to-date exposure-response relationships regarding the noise annoyance experienced in the method. All methods show that living in areas with a lot of noise is not healthy.

RIVM conducted this study on behalf of the Ministry of Infrastructure and Water Management.

Keywords: noise, annoyance, housing construction target, cumulation method, ER relationships, air traffic, road traffic, rail traffic, health

Inhoudsopgave

Samenvatting — 9

1 Inleiding — 17

- 1.1 Aanleiding en vraagstelling — 17
- 1.2 Onderzoeksdoel — 18
- 1.3 Afbakening — 19
- 1.4 Leeswijzer — 19

2 Achtergrond — 21

- 2.1 Gezondheidseffecten — 21
- 2.2 Blootstelling-respons-relaties — 24
- 2.3 Huidige rekensystematiek over cumulatie van geluid — 26

3 Aanpak — 31

4 Resultaten inventarisatie cumulatiemethoden — 35

- 4.1 Resultaten literatuuronderzoek: kenmerken van de gevonden studies — 35
- 4.2 Gevonden methoden — 40
- 4.3 Inventarisatie op basis van rondvraag toepassing cumulatie in andere landen — 54

5 Beoordeling gevonden methoden — 57

- 5.1 Beoordelingscriteria — 57
 - 5.1.1 Geschiktheid voor beleid — 57
 - 5.1.2 Toepasbaarheid op de Nederlandse situatie — 58
 - 5.1.3 Solide wetenschappelijke basis — 61
- 5.2 Resultaten beoordeling — 63
 - 5.2.1 Resultaten geschiktheid voor beleid — 63
 - 5.2.2 Resultaten solide wetenschappelijke basis — 69
 - 5.2.3 Resultaten toepasbaarheid voor de Nederlandse situatie — 75

6 Verwerking van geschikte methoden naar formules — 81

- 6.1 Inleiding — 81
- 6.2 Equivalente hinder — 82
 - 6.2.1 Methodiek — 82
 - 6.2.2 Uitwerking — 82
- 6.3 Gewogen sommatie — 84
- 6.4 Dominante bron op basis van hinderlijkheid — 87

7 Voorbeeld van een rekenkundige toepassing van de methoden — 89

- 7.1 Beschrijving voorbeeld — 89
- 7.2 Uitwerking voor de geschikte methoden — 89
 - 7.2.1 Equivalente hinder — 89
 - 7.2.2 Gewogen sommatie — 91
 - 7.2.3 Dominante bron op basis van hinderlijkheid — 91

8 Discussie — 93

- 8.1 Belangrijkste bevindingen — 93

- 8.2 Voordelen en aandachtspunten van methoden met de grootste praktische toepasbaarheid voor beleid — 93
- 8.2.1 Equivalente hindermodel — 93
- 8.2.2 Gewogen sommatie — 94
- 8.2.3 Dominante bron op basis van hinderlijkheidmodel — 94
- 8.3 Observaties en aanvullende aandachtspunten — 95
- 8.4 Vergelijking met de resultaten van andere studies — 96
- 8.5 Sterke en zwakke punten van het onderzoek — 97
- 8.6 Groter dan de som der delen — 98

9 Conclusies en aanbevelingen — 101

- 9.1 Conclusies — 101
- 9.2 Aanbevelingen — 102

Literatuur — 105

Lijst begrippen en afkortingen — 111

Bijlage 1 Rekenregels, zoals die in de Omgevingsregeling zijn of kunnen worden opgenomen — 115

Bijlage 2 Blootstelling-respons-relaties — 118

Bijlage 3 Uitwerking uitgebreide voorbeelden voor combinaties van geluid op basis van Miedema (wegen, spoorwegen en industrie), Breugelmans (luchtvaart) en Janssen (windturbines) BR-relaties — 119

Bijlage 4 Uitwerking uitgebreide voorbeelden voor combinaties van geluid op basis van GGD2016 (wegen, spoorwegen en luchtvaart), Miedema (industrie) en Janssen (windturbines) BR-relaties — 120

Bijlage 5 Formuleblad en beschrijving cumulatiemodellen — 121

Samenvatting

Aanleiding

Woningnood en het belang van geluid bij woningbouw

Er is in Nederland een woningopgave om tot 2030 veel nieuwe woningen te bouwen. Om aan de groeiende vraag naar betaalbare woningen te voldoen, is het doel om 100.000 woningen per jaar te bouwen. De ruimte om te bouwen is echter schaars. Bovendien liggen nieuwe woningbouwplannen steeds vaker in gebieden met hoge geluidbelasting waar mensen ook nog eens worden blootgesteld aan meerdere geluidsbronnen tegelijk. Langdurige blootstelling aan hoge geluidniveaus kan tot verschillende gezondheidsproblemen leiden die variëren in ernst en omvang van hinder en andere welzijnseffecten, tot hart- en vaatziekten. Om mensen te beschermen tegen de effecten van (te) hoge geluidniveaus, zijn eisen voor geluid ook opgenomen in de Nederlandse wet- en regelgeving (stelsel Omgevingswet). Deze eisen gelden voor individuele bronnen door het opnemen van normen en regels voor de geluidbelasting per bron.

Voor blootstelling aan meerdere bronnen tegelijk zijn er geen landelijke normen of eisen opgenomen in de wet. Wel is in de Omgevingsregeling (die invulling geeft aan de Omgevingswet) een *methode* opgenomen waarmee het geluid van meerdere bronnen kan worden 'opgeteld': de equivalente hindermethode (ook wel bekend als de Miedema-methode). Met deze methode wordt een gecumuleerd geluidniveau bepaald, wat volgens de bestaande methode een geluidniveau is dat qua hinder vergelijkbaar is met de hinder van het geluid van wegverkeer (een hinderequivalent opgeteld geluidniveau voor geluid van wegverkeer). Bij het toelaten van woningen of besluiten over een geluidbron (zoals de wijziging van een weg) dient het bevoegd gezag, meestal gemeenten, een oordeel te geven over de aanvaardbaarheid van het gecumuleerde geluidniveau. Omdat er geen landelijke normering beschikbaar is voor een aanvaardbaar gecumuleerd geluidniveau, dat wil zeggen tot welk geluidniveau de gecumuleerde situatie acceptabel is, is het aan het bevoegd gezag om te bepalen hoe zij zelf de aanvaardbaarheid van gecumuleerd geluid beoordeelt. Dit wordt gedaan als onderdeel van de brede integrale afweging over aanvaardbaarheid. De uitkomst van de beoordeling van de aanvaardbaarheid bepaalt, naast andere afwegingsaspecten, of er in een gebied woningen gebouwd kunnen worden en welke maatregelen getroffen moeten worden om dit mogelijk te maken.

Waarom is er nu specifieke aandacht voor cumulatie?

Bij het gebruik van de equivalente hindermethode voor het cumuleren van geluid spelen blootstelling-respons (BR)-relaties een belangrijke rol. Deze relaties geven de relatie weer tussen blootstelling aan geluid van een bron en de respons die door deze bron (zoals ernstige hinder) is veroorzaakt. Meestal worden deze relaties beschreven als 'curves met de blootstelling aan de horizontale as' en de respons aan de verticale as. Met de invoering van de Omgevingswet is het voornemen om een andere BR-relatie te gebruiken voor de blootstelling aan luchtvaartgeluid

en ernstige hinder, namelijk de relatie die is afgeleid door Breugelmans et al. in 2004 (hier verder aangeduid als de Breugelmans-relatie). Deze relatie wordt gebruikt bij toepassing van de Wet luchtvaart en zal de bij de Omgevingswet gebruikte relatie (een relatie ontwikkeld door Miedema in 1998) (Miedema & Vos, 1998) meer in lijn brengen met de Wet luchtvaart. Volgens de Breugelmans-relatie is bij hetzelfde geluidniveau door luchtvaart de kans op (ernstige) hinder hoger dan volgens de oudere Miedema-relatie. Het gevolg van dit verschil is dat de bijdrage van luchtvaartgeluid in het gecumuleerde geluid groter wordt en ook de waarde van het gecumuleerd geluidniveau hoger wordt. Een toegenomen waarde van het gecumuleerde geluidniveau betekent in principe dat de omvang van negatieve gezondheidseffecten door geluid in een dergelijke situatie groter is. Een toegenomen waarde van het gecumuleerd geluidniveau betekent ook dat een zwaardere motivatie vereist is van bevoegde gezagen om de bouw van nieuwe woningen te rechtvaardigen.

Doelstelling

Het ministerie van Infrastructuur en Waterstaat (IenW) heeft het RIVM gevraagd onderzoek te doen naar alternatieve methoden voor de cumulatie van geluid en deze te vergelijken met de huidige methode. De resultaten van dit onderzoek zijn belangrijke input voor het vormen van een ambtelijk advies over de beleidsmatige keuze van een eventuele alternatieve methode voor het cumuleren van geluid.

De precieze onderzoeksvraag van het ministerie van IenW aan het RIVM luidt:

"Onderzoek de mogelijkheden voor een alternatieve methode voor de beoordeling van gecumuleerd geluid, die recht doet aan de verschillen in hinderlijkheid van verschillende soorten geluidbronnen."

Een alternatieve methode dient daarnaast – net als de bestaande methode – toepasbaar te zijn binnen het stelsel van de Omgevingswet en een kwantitatief beeld te geven van de gecumuleerde situatie.

Afbakening

Het RIVM inventariseert in dit rapport welke (alternatieve) cumulatiemethoden er wereldwijd zijn onderzocht en geeft een indicatie over hun toepasbaarheid voor beleid, de wetenschappelijke kwaliteit, en de mogelijke toepasbaarheid voor de huidige Nederlandse situatie. De eventuele besluitvorming over een mogelijke alternatieve cumulatiemethode in de wet- en regelgeving ligt bij het ministerie van IenW. In overleg met de opdrachtgever is - gezien het korte tijdspad - ervoor gekozen om alleen een inventarisatie van bestaande methoden uit te voeren en geen eigen onderzoek te doen bij het RIVM. Daarnaast kijkt dit onderzoek niet naar de beoordeling van de aanvaardbaarheid van gecumuleerd geluid en naar de bredere beleidsmatige afweging die op lokaal niveau plaatsvindt bij vraagstukken over ruimtelijke ordening. De focus ligt op hinder als gezondheidseffect; andere gezondheidseffecten worden in dit onderzoek niet onderzocht.

Aanpak

Voor dit onderzoek zijn de volgende stappen gevolgd:

1. *Identificatie van beschikbare methoden*
 Als eerste stap worden bestaande methoden geïnventariseerd die voor de cumulatie van geluid in relatie tot hinder internationaal zijn onderzocht en/of worden toegepast. Deze stap is opgesplitst in twee onderdelen:
 - a. Identificatie van cumulatiemethoden in de wetenschappelijke literatuur.
 - b. Rondvraag bij buitenlandse organisaties over cumulatiemethoden toegepast in andere landen.
2. *Data-extractie van kenmerken van studies en cumulatiemethodes uit de gevonden literatuur.*
 Uit de wetenschappelijke literatuur is een aantal relevante kenmerken gehaald van de studies/referenties waarin de verschillende cumulatiemethoden zijn onderzocht. Het gaat hier onder meer om de studielocatie, periode, studieopzet, blootstellings situatie, informatie over deelnemers, hoe de hinder is gemeten en hoe de blootstelling is bepaald (door metingen of met een model). Met deze kenmerken wordt een poging gedaan om de wetenschappelijke kwaliteit van de literatuur te beoordelen en of de uitkomsten toepasbaar zijn voor Nederland. Ook is bekeken welke cumulatiemethode(n) in de referentie/studie zijn onderzocht, hoe dat is gedaan en wat daar uitkwam.
3. *Methoden groeperen in overkoepelende categorieën*
 De gevonden cumulatiemethoden in stap 2 zijn vervolgens in een aantal hoofdcategorieën gegroepeerd. De reden hiervoor is dat er voor sommige cumulatiemethoden verschillende varianten zijn gevonden die op een vergelijkbare basismethode zijn gebaseerd.
4. *Ontwikkeling beoordelingscriteria*
 Om te bepalen welke methoden voor het doel geschikt zijn, is een aantal beoordelingscriteria bepaald. Deze criteria zijn onderverdeeld in de volgende drie categorieën:
 - 1) Geschiktheid voor beleid.
 - 2) Solide wetenschappelijke basis.
 - 3) Toepasbaarheid voor de Nederlandse situatie.
5. *Beoordeling gevonden methoden*
 Aan de hand van een aantal criteria per categorie zijn de gevonden cumulatiemethoden vervolgens op de drie categorieën van criteria beoordeeld. Voor geschiktheid voor beleid zijn harde eisen toegepast en deze categorie is als eerste beoordeeld. Dit is gedaan om gericht tot alleen die methoden te komen, die ook uiteindelijk voor het beoogde doel en beleid gebruikt kunnen worden. De beoordeling bij de twee andere categorieën (wetenschappelijke basis en toepasbaarheid voor Nederland) is vooral beschrijvend uitgevoerd. Dat wil zeggen dat er plus- en minpunten beschreven worden voor in hoeverre een methode aan de criteria voldoet, maar dat er geen harde eisen worden gesteld. De beoordeling leidt tot een beperkte selectie van een aantal cumulatiemethoden die aan de bepaalde beoordelingscriteria voldoen en daarom als kansrijk kunnen

worden beschouwd als mogelijk alternatief voor de bestaande methode.

6. *Toepassing van de geselecteerde methoden in een casus*
 Vervolgens zijn de methoden die mogelijk geschikt zijn voor het beoogde doel toegepast in een praktisch rekenvoorbeeld (casus). Hiermee wordt een indruk verkregen van hoe de methoden in de praktijk rekenkundig uitwerken.

Resultaat

De inventarisatie van cumulatiemethoden leidde in aanvulling op het equivalente hindermodel, tot nog vijftien verschillende cumulatiemethoden. Na beoordeling van alle gevonden methoden bleven in aanvulling op het equivalente hindermodel nog twee cumulatiemethoden over. De methoden die aan de gestelde beoordelingscriteria voldeden, zijn:

1. *Equivalente hinder*: Dit is de bestaande methode, oftewel de Miedema-methode. Bij deze methode worden alle geluidniveaus vertaald naar een equivalent geluidniveau van wegverkeer dat dezelfde kans op ernstige hinder geeft en vervolgens bij elkaar (energetisch) opgeteld.
2. *Dominante bron op basis van hinderlijkheid*: Bij deze methode wordt de bron met de hoogste kans op ernstige hinder als representatief beschouwd voor de totale situatie.
3. *Gewogen sommatie*: Bij deze methode worden geluidniveaus (energetisch) opgeteld met een (vaste) weging per bron. Deze weging is afgeleid op basis van de hinderlijkheid van de bron.

Alle drie de methoden zijn in een beperkt aantal studies onderzocht, waarin ze ook werden vergeleken met andere cumulatiemethoden. Het is op basis van de gevonden studies echter niet goed op te maken welk van de drie cumulatiemethoden nu de beste is.

Aandachtspunten per methode

Uit de toepassing van de methoden in de praktische casus (rekenvoorbeeld) blijkt dat het equivalente hindermodel en het dominante bronmodel op basis van hinderlijkheid vaak vergelijkbare trends en uitkomsten laten zien. Dit komt omdat er in veel praktijksituaties één bron is die de hoogste mate van hinder geeft. De vertaling naar wegverkeer als referentiebron voor equivalente hinder lijkt geen aanvullende of afwijkende inzichten te bieden in de gecumuleerde geluidssituatie ten opzichte van de dominante bron op basis van hinderlijkheid-methode. De uitkomst van equivalente hinder volgt doorgaans de *dominante bron op basis van hinderlijkheid*.

In een situatie waarbij twee of meerdere bronnen een vergelijkbare kans op ernstige hinder geven, is het resultaat van de dominante bron op basis van hinderlijkheid-methode minder goed uitlegbaar. In dat geval kan het een mogelijke optie zijn om voor alle (dominante) bronnen de kans op ernstige hinder te bepalen en deze in een volgorde te plaatsen. Vervolgens kunnen, waar mogelijk, gerichte maatregelen worden genomen voor het aanpakken van de dominante bronnen.

Een aandachtspunt bij de gewogen sommatiemethode is dat er momenteel geen vaste wegingsfactoren voorhanden zijn die gebruikt kunnen worden om geluidniveaus van de verschillende bronnen te wegen voordat ze worden opgeteld. In dit rapport is de weging per bron toegepast, zoals voorgesteld in ISO-2016:1. Deze methode met op basis van deze norm bepaalde weegfactoren is echter niet in de literatuur onderzocht, en is ook niet uitvoerig in de praktijk getest.

Conclusies

De implementatie van een andere methode dan de equivalente hindermethode heeft impact op de wet- en regelgeving.

Er dienen op hoofdlijnen twee beleidskeuzes te worden gemaakt:

1. *Er moet allereerst een keuze worden gemaakt over een geschikte, alternatieve methode.*
De dominante bronmethode op basis van hinderlijkheid kan in principe rechtsreeks in de regelgeving worden opgenomen; voor de equivalente hindermethode is dat al het geval. De gewogen sommatiemethode vergt meer praktische toetsing, voordat de methode breed in de regelgeving toepasbaar is. De beleidsmatige impact en overwegingen van een eventueel andere cumulatiemethode wordt aan de opdrachtgever overgelaten.
2. *De tweede keuze die gemaakt moet worden, betreft welke BR-relaties het beste toepasbaar zijn in een te gebruiken cumulatiemethode.*

Alle drie cumulatiemethoden maken in meerdere of mindere mate gebruik van BR-relaties. Er zijn er momenteel diverse in omloop. Het kan voor de uitkomst nogal uitmaken welke BR-relaties worden toegepast. Ongeacht, welke cumulatiemethode men kiest, bevelen we aan om daarbij zoveel mogelijk de meest recente BR-relaties te gebruiken die zijn afgeleid op basis van in Nederland verzamelde data. Deze geven de huidige situatie het beste weer. Maatregelen die op de meest recente inzichten zijn gebaseerd, zijn uiteindelijk ook het meest effectief.

In afwezigheid van in Nederland uitgevoerd onderzoek, kunnen de equivalente hindermethode en dominante bron op basis van hinderlijkheid *als even geschikt* worden beschouwd voor het beoogde doel. Hierbij is ook op te merken dat de equivalente hindermethode niet minder presteert dan de dominante bron op basis van de hinderlijkheid-methode en blijvend voor beleid kan worden gebruikt.

Beperkingen van het onderzoek en aanvullende observaties

Het RIVM heeft dit onderzoek uitgevoerd binnen sterk afgebakende kaders, waardoor het onderzoek een aantal beperkingen kent.

1. *Geen eigen onderzoek uitgevoerd in verband met korte aan- en doorlooptijd*

Om tot een methode te komen die voor Nederland met meer zekerheid de gecumuleerde situatie en de beleving van mensen in beeld kan brengen, dient idealiter onderzoek te worden uitgevoerd in Nederland. Daarbij zouden niet alleen verschillende blootstellingscombinaties in

Nederland moeten worden onderzocht, maar ook hoe deze de beleving van omwonenden beïnvloeden.

2. Beperkt wetenschappelijk bewijs voor de werking van methoden

In vrijwel alle beoordeelde studies is gekeken naar de correlatie van de totale hinder, zoals voorspeld met een cumulatiemethode, en de ervaren totale op basis van vragenlijsten bepaalde hinder. Hierbij valt op dat deze correlatie voor de meeste gevonden methoden niet heel sterk is. Ook de verklaarde variantie was vaak laag. In een aantal studies komt de dominante bron op basis van hinderlijkheid als de methode met de hoogste overeenkomst naar voren, maar er is geen methode die eenduidig in alle studies de beste correlatie en/of verklaarde variantie laat zien.

Het geheel is groter dan de som der delen

Modellen zijn een versimpeling van de werkelijkheid en slaan in principe de ervaren hinder plat door deze op basis van een getal te voorspellen. Voor een methode die werkbaar is voor beleid, is dit een onvermijdelijke praktische keuze. Maar door het toepassen van een model gaan veel nuances verloren. Het beleven van blootstelling aan meerdere geluidbronnen tegelijk is echter meer dan het puur optellen van geluidniveaus of kansen op ernstige hinder.

De kans op bronspecifieke ernstige hinder wordt in de bestudeerde cumulatiemethoden bijvoorbeeld niet beïnvloed door andere geluidsbronnen. In deze modellen is de verwachte hinderbijdrage van wegverkeer aan de totale hinder dus enkel afhankelijk van de van wegverkeer afkomstige geluidbelasting. In de praktijk is de hinderbijdrage van een bron niet onafhankelijk van het geluidniveau van een andere bron. Afhankelijk van de context kunnen interacties tussen bronnen de ervaren hinder van een bron versterken (synergie), of juist verzwakken (maskering). De mate van wisselwerking tussen bronnen hangt sterk af van de omgeving en de aard van de geluidsbronnen.

Door onderzoek te doen naar deze effecten is bijvoorbeeld te onderzoeken hoe de blootstelling aan geluid van wegverkeer de mate van hinder door geluid van railverkeer of luchtvaart beïnvloedt. En wat het betekent als men in de buurt van bijvoorbeeld zowel een drukke gemeentelijke weg als een spoorlijn woont. Op dit moment zijn er geen antwoorden op deze vragen, maar ze zijn wel relevant om te stellen, om zo een antwoord te hebben op de vraag: hoe ga je met de blootstelling aan meerdere geluidbronnen om?

Aanbevelingen

Op basis van de uitkomsten van het onderzoek en de beperkingen, zoals hierboven genoemd, is een aantal aanbevelingen mogelijk:

1. Voer onderzoek uit naar het effect van gecumuleerde blootstelling in Nederland, bij voorkeur op basis van bestaande en/of nieuw vragenlijstonderzoek afkomstige data. Betrek daarbij vragen naar co-determinanten die de beleving beïnvloeden en bepaal een methode die voor de Nederlandse situatie de hoogste overeenkomst geeft met de ervaren hinder.

2. Gebruik zoveel als mogelijk de meest recente BR-relaties die zijn gebaseerd op Nederlandse data en actualiseer ze regelmatig. Dit om rekening te houden met het feit dat er nieuwe kennis kan ontstaan en ook dat omstandigheden aan verandering onderhevig zijn (bijvoorbeeld dat er meer woningen worden geïsoleerd en de acceptatie van geluidbronnen verandert). RIVM beveelt aan om in elk geval elke vijf jaar te bekijken of het op basis van de dan bestaande kennis wenselijk is om de bestaande BR-relaties te actualiseren.
3. Voer onderzoek uit naar het effect van blootstelling aan meerdere geluidbronnen op andere gezondheidseffecten dan hinder. In dit onderzoek kunnen vragen beantwoord worden als: wat is het effect van blootstelling aan meerdere geluidsbronnen op het risico op andere gezondheidseffecten; loopt men dan al eerder in de tijd een gezondheidseffect op? Of treden gezondheidseffecten in deze omstandigheden vaker op? Het RIVM heeft toegang tot verschillende gezondheidsregistratie databases met landelijke dekking. Door blootstellingsgegevens aan deze gegevens te koppelen, is onderzoek naar deze vragen mogelijk.

1 Inleiding

1.1 Aanleiding en vraagstelling

Woningnood en het belang van geluid bij woningbouw

Er is in Nederland een woningopgave om 100.000 woningen per jaar te bouwen om aan groeiende vraag naar betaalbare woningen te voldoen (Rijksoverheid, 2021). De ruimte om te bouwen, is echter schaars en wordt nog schaarser. Daardoor komen locaties waar mensen worden blootgesteld aan meerdere geluidsbronnen steeds vaker in aanmerking voor woningbouw. Dat is een probleem, want langdurige blootstelling aan hogere geluidniveaus kan tot verschillende gezondheidsproblemen leiden, die variëren in aard en omvang van stress, hinder en slaapverstoring tot en met hart- en vaatziekten. Dat is de reden waarom bescherming tegen negatieve gezondheidseffecten van geluid is opgenomen in de Nederlandse wet- en regelgeving.

De bescherming tegen negatieve effecten van omgevingsgeluid wordt in Nederland voor een groot deel geregeld binnen het stelsel van de Omgevingswet (voorheen de Wet geluidhinder en Wet milieubeheer). Specifieke regels staan in het Besluit kwaliteit leefomgeving (Bkl), dat onder de Omgevingswet valt. Voor verschillende afzonderlijke geluidbronnen zijn daarbij standaard- en grenswaarden opgenomen. Er zijn ook regels opgenomen om met situaties om te gaan waar geluidgevoelige gebouwen aan meer dan één geluidsbronsoort gelijktijdig worden blootgesteld. In deze situaties is er sprake van *gecumuleerd geluid*. In het Bkl is het gecumuleerde geluid als volgt gedefinieerd: "Het gecumuleerde geluid is het geluid door geluidbronsoorten en andere activiteiten tegelijk, opgeteld met correctie voor de verschillen in hinderlijkheid." Het Bkl stelt als eis dat in bepaalde gevallen de aanvaardbaarheid van dit gecumuleerde geluid moet worden beoordeeld.

In de Omgevingsregeling (de uitvoeringsregeling die aan de Omgevingswet invulling geeft) is een methode opgenomen waarmee het gecumuleerde geluidniveau moet worden berekend. Nadat een geluidniveau is bepaald, moet het bevoegd gezag, meestal gemeenten en provincies, een oordeel geven over de aanvaardbaarheid hiervan. Dit komt omdat, in tegenstelling tot geluid van individuele bronnen, er geen landelijke normering beschikbaar is voor gecumuleerd geluid. Alleen de methode is in de Omgevingsregeling voorgeschreven. Er gelden geen normen tot welke waarde een gecumuleerd geluidniveau acceptabel is. Het is daarom aan het bevoegd gezag om te bepalen hoe de aanvaardbaarheid van gecumuleerd geluid wordt beoordeeld, als onderdeel van de bredere integrale afweging. De uitkomst daarvan kan nogal eens verschillen per situatie, maar bepaalt samen met de bredere afwegingsaspecten of er in een gebied woningen gebouwd kunnen worden, dan wel of en welke maatregelen getroffen moeten worden om dit mogelijk te maken.

Waarom is er nu specifieke aandacht voor cumulatie?

Op dit moment schrijft de Omgevingsregeling de methode van Miedema (Miedema, 2004) voor, ook wel de 'equivalente hindermethode' genoemd. Bij deze methode spelen blootstelling-respons (BR) -relaties een belangrijke rol. Blootstelling-respons-relaties geven de relatie tussen blootstelling aan geluid van een bron en een respons weer, zoals (onder andere) ernstige hinder veroorzaakt door deze bron.

Met de invoering van de Omgevingswet is het voornemen om een andere BR-relatie te gebruiken, die de relatie beschrijft tussen de kans op ernstige hinder en blootstelling aan luchtvaartgeluid. Deze relatie is ontwikkeld in 2002 voor de gezondheidskundige evaluatie Schiphol (Breugelmans et al., 2005) en wordt ook toegepast bij de Wet luchtvaart. Het voornemen is dat deze relatie de bestaande relatie van Miedema uit 1998 (Miedema & Vos, 1998) in de Omgevingsregeling gaat vervangen.

De voorgenomen BR-relatie van Breugelmans laat ten opzichte van de eerdere relatie van Miedema een grotere mate van hinder door luchtvaartgeluid zien bij hetzelfde geluidniveau. Een consequentie van deze grotere mate van hinder is dat de bijdrage van luchtvaartgeluid in het gecumuleerde geluid groter wordt en dat, wanneer luchtvaart wordt betrokken bij het gecumuleerde geluid, ook het gecumuleerd geluidniveau hoger wordt. Dit betekent in principe een zwaardere motivatie voor het bevoegd gezag om de bouw van nieuwe woningen te rechtvaardigen en mogelijk ook vertraging in de bouwplannen.

Het toegenomen gecumuleerde geluidniveau leidde daarom tot zorgen en vragen over de beoordeling van aanvaardbaarheid van gecumuleerd geluid bij de decentrale overheden. De impact van het invoeren van de Breugelmans BR-relatie voor luchtvaartgeluid werd door de decentrale overheden als zodanig groot beschouwd dat het Rijk verzocht werd om onderzoek te laten doen naar een alternatieve methode voor het bepalen van gecumuleerd geluid.

Het ministerie van Infrastructuur en Waterstaat (IenW) heeft het RIVM gevraagd om een onderzoek naar alternatieve methoden voor de cumulatie van geluid uit te voeren. De resultaten van dit onderzoek geven het ministerie inbreng voor het vormen van een ambtelijk advies over de beleidsmatige keuze van een eventuele alternatieve methode voor het cumuleren van geluid.

1.2 Onderzoeksdoel

De door het ministerie van IenW aan het RIVM gestelde onderzoeksvraag luidt:

"Onderzoek de mogelijkheden voor een alternatieve methode voor de beoordeling van gecumuleerd geluid, die recht doet aan de verschillen in hinderlijkheid van verschillende soorten geluidbronnen."

Hiernaast dient een alternatieve methode – net als de bestaande methode – toepasbaar te zijn binnen het stelsel van de Omgevingswet en een kwantitatief beeld te geven van de hindersituatie door blootstelling aan geluid afkomstig van meerdere bronnen. Dit met het

oog op de te maken bredere afwegingen door de bevoegde gezagen, waarvan het beoordelen van de aanvaardbaarheid van gecumuleerd geluid een onderdeel is.

1.3 Afbakening

Zoals gebruikelijk, is er een duidelijke taakafbakening tussen de opdrachtgever en het RIVM. Deze afbakening staat hieronder beschreven.

Het RIVM inventariseert in dit rapport welke (alternatieve) cumulatiemethoden wereldwijd bestaan en of ze voor de huidige Nederlandse situatie toepasbaar zijn. Het RIVM bepaalt beoordelingscriteria waarmee de geschiktheid van de gevonden methoden voor het beoogde doel is te beoordelen. Naar aanleiding van een afweging op basis van de geselecteerde criteria vat het RIVM de voor- en nadelen van mogelijk geschikte methoden samen.

De eventuele besluitvorming over een mogelijke alternatieve cumulatiemethode in de wet- en regelgeving ligt bij de opdrachtgever, namelijk het ministerie van IenW.

In overleg met de opdrachtgever is bepaald dat door het voor deze studie voorziene tijdspad *geen* eigen onderzoek naar een geheel nieuwe methode wordt gedaan. In deze studie wordt ook niet gekeken naar de beoordeling van de aanvaardbaarheid van het gecumuleerd geluid en de bredere bestuurlijke afweging die op lokaal niveau plaatsvindt bij vraagstukken over ruimtelijke ordening. Deze beleidsmatige afweging ligt bij het ministerie van IenW, dat samen met decentrale overheden het aanvaardbaarheidsaspect voor een eventuele alternatieve methode zal toetsen.

De bestaande cumulatiemethode richt zich op het voorkómen van (ernstige) hinder. Hoewel we ons realiseren dat de blootstelling aan geluid ook tot tal van andere, vaak meer ernstige gezondheidseffecten kan leiden, beperken we ons in dit onderzoek tot hinder.

1.4 Leeswijzer

Dit rapport is opgesplitst in negen hoofdstukken. Na de inleiding in hoofdstuk 1 licht hoofdstuk 2 de achtergrond toe over gezondheidseffecten, blootstelling-respons-relaties en de huidige rekensystematiek van cumulatie van geluid. Hoofdstuk 3 beschrijft vervolgens de gevolgde aanpak voor dit onderzoek. Hoofdstuk 4 gaat over de inventarisatie van cumulatiemethoden op basis van een literatuuronderzoek en inventarisatie bij buitenlandse organisaties. Ook staat in hoofdstuk 4 een analyse van de gevonden literatuur op aspecten die te maken hebben met de wetenschappelijke kwaliteit van de literatuur. Het hoofdstuk sluit af met een presentatie van alle gevonden cumulatiemethoden.

Hoofdstuk 5 beschrijft de beoordelingscriteria die voor de afweging van de gevonden methoden zijn gebruikt en presenteert ook de uitkomsten van de beoordeling. Hoofdstuk 6 beschrijft vervolgens hoe de methoden die aan alle beoordelingscriteria voldoen praktisch kunnen worden

uitgewerkt. Hoofdstuk 7 presenteert een casus waarbij de werking van deze methoden aan de hand van een aantal rekenvoorbeelden voor verschillende combinaties van tegelijk optredende geluidbronnen wordt aangetoond. Hoofdstuk 8 licht een aantal relevante discussiepunten toe, en de voor- en nadelen van de geschikte methoden voor het beoogde doel. Hoofdstuk 9 sluit het rapport af met de belangrijkste conclusies van het onderzoek en aanbevelingen.

2 Achtergrond

Dit hoofdstuk licht wat achtergrondinformatie toe die essentieel is om de verschillende later in dit rapport beschreven cumulatiemethoden te doorgronden. Deze achtergrondinformatie is opgesplitst in een deel over gezondheidseffecten met de nadruk op hinder, een deel over blootstelling-respons (BR)-relaties en een deel over de huidige rekensystematiek over cumulatie van geluid.

2.1 Gezondheidseffecten

Hinder

Hinder is een van de meest onderzochte gezondheidseffecten van geluid. Volgens de Gezondheidsraad is het "een gevoel van afkeer, boosheid, onbehagen, onvoldaanheid of gekwetstheid, dat optreedt wanneer een milieufactor iemands gedachten, gevoelens of activiteiten negatief beïnvloedt". Per persoon is het verschillend of iets als 'hinderlijk' wordt ervaren. In lijn met de definitie van de Wereldgezondheidsorganisatie (WHO) van gezondheid, namelijk "gezondheid is een toestand van volledig fysiek, geestelijk en sociaal welbevinden en niet louter het ontbreken van ziekte of gebrek", beschouwen we hinder als een gezondheidseffect (1946). Daarnaast beschouwen we het als een stressor, die op de langere termijn tot andere gezondheidseffecten kan leiden.

Hinder wordt meestal gemeten met behulp van vragenlijsten of interviews, waarbij gevraagd wordt naar de mate waarin mensen worden gehinderd door het geluid van een bepaalde geluidbron. Om de vergelijkbaarheid tussen onderzoeken te bevorderen, is in internationaal verband een standaardvraag vastgesteld over geluidhinder bij volwassenen (ISO-voornorm ISO/TS 15666, 2021). Met behulp van deze vraag kan het percentage mensen worden bepaald dat (ernstige) hinder ondervindt van geluid in hun woonomgeving. Voor meer achtergronden over het meten van hinder, zie ook het werk van Dusseldorp (Dusseldorp et al., 2011).

De resultaten van studies die de relatie tussen de blootstelling aan geluid van omgevingsbronnen en de mate van hinder onderzoeken, zijn consistent: er is een duidelijk verband aangetoond. Naarmate de blootstelling aan geluid toeneemt, neemt de hinderscore en/of de kans op (ernstige) hinder toe. Daarbij is gebleken dat mensen al vanaf geluidniveaus van ongeveer 40 dB (L_{den}) gehinderd kunnen zijn (CBS et al., 2018; van Kempen, 2021).

Hinder ontstaat op de eerste plaats omdat mensen worden blootgesteld aan geluid. Niet alleen het geluidniveau (het aantal decibel), maar ook andere direct aan de blootstelling gerelateerde factoren spelen een rol. Denk hierbij aan de frequentie van blootstelling of de aanwezigheid van meerdere geluidbronnen. Daarnaast kunnen ook factoren die niets met het fysieke geluid (en de blootstelling) te maken hebben de mate van hinder beïnvloeden. Dat komt omdat de ervaring van geluid niet alleen door het geluid zelf, maar ook door allerlei andere factoren wordt

bepaald. Het gaat dan bijvoorbeeld om de houding ten opzichte van of het vertrouwen in diegene die het geluid produceert of er verantwoordelijk voor is, verwachtingen, het idee van beheersbaarheid, geluidgevoeligheid, media-aandacht, et cetera. In de praktijk worden deze factoren vaak aangeduid als 'niet-akoestische factoren' of 'co-determinanten'. Ze omvatten een groot aantal aspecten, zoals persoonlijke, contextuele, situationele of sociale factoren. Kennis over co-determinanten kan aanknopingspunten bieden om de geluidhinder te beheersen of te verminderen. Voorbeelden van co-determinanten en meer achtergronden zijn te vinden in Van Kempen & Simon, 2019.

Andere gezondheidseffecten

Zoals hierboven al aangeduid, wordt de blootstelling aan omgevingsgeluid ook nog met andere negatieve gezondheidseffecten in verband gebracht. Effecten die naast hinder in de loop der jaren zijn onderzocht zijn:

- Direct maskerende effecten (bijvoorbeeld de verstoring van communicatie).
- Gedragseffecten als het sluiten van ramen of het indienen van een klacht (copingstrategieën).
- Welzijnsresponsen, zoals zelf-gerapporteerde slaapverstoring.
- Fysiologische effecten op korte termijn van endocriene en neurofysiologische aard (bijvoorbeeld veranderingen in cortisolniveau of bloeddruk, veranderingen in slaapstadia).
- Cognitieve effecten (bijvoorbeeld verminderde aandacht, motivatie of leerprestaties).
- Fysiologische effecten op lange termijn, zoals hypertensie (verhoogde bloeddruk), en
- Klinische effecten op het gebied van psychische gezondheid (bijvoorbeeld depressie of dementie), cardiovasculaire en metabole ziekten (bijvoorbeeld beroerte, hartaanval of diabetes), immuunsysteem deficiëntie, effecten op het ongeboren kind en gehoorverlies.

Niet voor al deze effecten is de bewijskracht voor een relatie met de blootstelling aan geluid even sterk. De bewijskracht is momenteel het sterkst voor hinder, effecten op de slaap en cardiovasculaire aandoeningen (Van Kamp et al., 2019; Van Kempen et al., 2018).

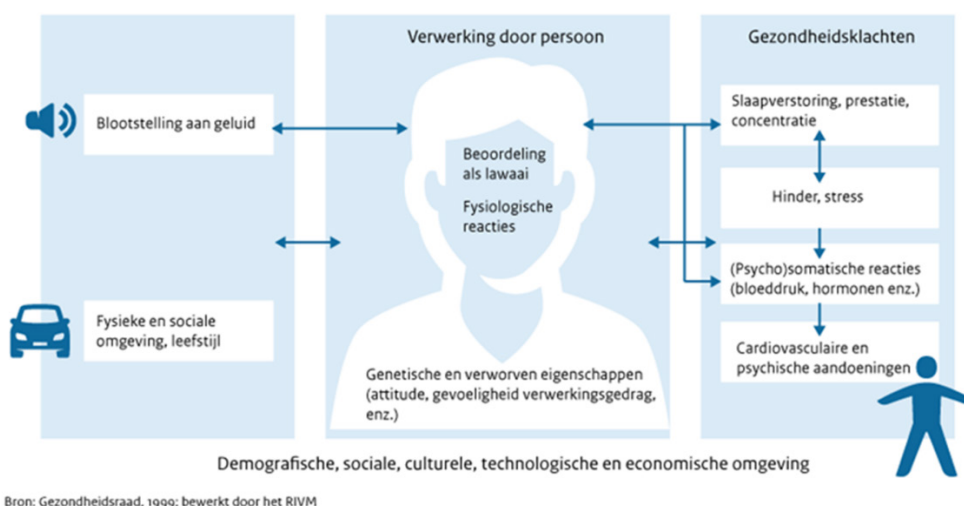
De invloed op de gezondheid door de blootstelling aan omgevingsgeluid is te verklaren door stress. Omgevingsgeluid wordt beschouwd als een stressor. Wanneer mensen worden blootgesteld aan stressoren, kan dat allerlei lichamelijke reacties veroorzaken. Het lichaam wordt door het autonome zenuwstelsel in een verhoogde staat van paraatheid gebracht. Normaal gesproken is dit een heel normale en gezonde lichamelijke reactie. Als deze situatie echter te lang duurt of heel vaak voorkomt, dan heeft het lichaam geen/te weinig tijd om te herstellen. Dan kunnen er klachten en aandoeningen zoals hart- en vaatziekten ontstaan, dan wel verergeren.

Blootstelling aan omgevingsgeluid veroorzaakt niet alleen lichamelijke stress: als iemand zich maar vaak en lang genoeg ergert of stoort aan omgevingsgeluid, kan dat tot acute fysiologische en psychologische effecten leiden en daarmee schadelijk zijn voor de gezondheid. Met

andere woorden: een deel van de gezondheidseffecten van de blootstelling aan omgevingsgeluid kan ook ontstaan door de stress die optreedt doordat een individu het geluid (soms onbewust) als ongewenst/negatief beoordeelt. Afhankelijk van de mogelijkheden die mensen denken te hebben om het geluid te beheersen, dan wel het vermogen van mensen om met het geluid om te gaan, kan de stress worden gereduceerd. Maar ook nu geldt als je je maar vaak en lang genoeg ergert of stoort aan het lawaai, en als daarnaast de mogelijkheden om het geluid te beheersen dan wel ermee om te kunnen gaan beperkt zijn of lijken, kan dat een negatieve invloed hebben voor de gezondheid. Het model van de Gezondheidsraad (Gezondheidsraad, 1999) vat dat nog eens samen.

Figuur 1 De relatie tussen geluid en gezondheid (RIVM, 1999).

Model voor de relatie tussen geluid en gezondheid



Er is tot op dit moment geen overeenstemming over de geluidniveaus vanaf waar het risico op meer ernstige gezondheidseffecten, zoals hart- en vaatziekten, toeneemt. Wel zien we dat dat beeld in de loop van de tijd is veranderd: in de jaren negentig dachten organisaties als de Gezondheidsraad dat effecten pas beginnen op te treden bij geluidniveaus van ongeveer 70 dB ($L_{Aeq, 6-22hr}$) (Gezondheidsraad, 1994). In 1999 concludeerde de WHO (Berglund et al., 1999) dat cardiovasculaire effecten samenhangen met langetermijnblootstelling aan $L_{Aeq24hr}$ -niveaus in de range van 65-70 dB of hoger. In 2010 publiceerde het Europees Milieu Agentschap (EEA) een 'Good Practice Guide' (Babisch et al., 2010). Daarin werd geconcludeerd dat er voldoende bewijs is voor een relatie tussen geluid en hypertensie en ischemische hartziekten. Volgens het EEA is de waarnemingsdrempel bij chronische blootstelling voor ischemische hartziekten 60 dB (L_{den}). In haar richtlijn voor omgevingslawaai, geeft de WHO (Clark & Paunovic, 2018) in 2018 aan dat een effect als hartvaatziekten wel al eens kan optreden bij niveaus vanaf 53 dB (L_{den}). Een recenter EEA-rapport (Agency, 2020) spreekt zelfs over 45 dB L_{den} . Overigens, kan een gezondheidseffect als hinder al optreden bij niveaus van 40 dB (L_{den}).

2.2 Blootstelling-respons-relaties

De huidige systematiek van cumuleren is gebaseerd op de equivalente hinder methode. In deze methodiek spelen blootstelling-respons-relaties (BR-relaties) een belangrijke rol. Een BR-relatie beschrijft de relatie tussen de blootstelling aan een bepaalde omgevingsfactor (in dit geval geluid) en de kans op een respons (bijvoorbeeld hinder of ernstige hinder). BR-relaties kunnen verschillende vormen hebben: het kan bijvoorbeeld gaan om een lineaire relatie of om een exponentieel verband. BR-relaties kunnen worden beschreven met behulp van een formule of een risico-maat (Relatief risico per x dB). Om de relatie tussen de blootstelling aan omgevingsgeluid en hinder te beschrijven, wordt vaak gebruikgemaakt van een formule. Bij een respons zoals de kans op hart- en vaatziekte wordt over het algemeen gebruikgemaakt van een risico-maat.

BR-relaties zijn op verschillende manieren af te leiden:

- De gemeten respons van deelnemers in een enkele studie (vragenlijst of enquête) is te koppelen aan de geluidbelasting op het woonadres.
- De resultaten van verschillende studies waarin de relatie tussen de blootstelling aan omgevingsgeluid en een specifieke respons (bijvoorbeeld hinder) is onderzocht, worden gecombineerd (dit noemen we ook wel een meta-analyse).
- De gemeten respons die bij deelnemers van verschillende studies is gemeten, wordt gekoppeld aan de geluidsbelasting (dit noemen we ook wel data-pooling).

In onderstaande gaan we verder in op BR-relaties die de associatie tussen de blootstelling aan geluid van verschillende bronnen en het percentage ernstige hinder beschrijven.

Ontwikkeling BR-relaties in het verleden tot op heden

In het verleden zijn er verschillende pogingen geweest om op basis van data verkregen in verschillende internationale onderzoeken BR-relaties af te leiden, die de relatie tussen de blootstelling aan omgevingsgeluid en het percentage (ernstige) hinder weergeven. In 1998 hebben Miedema en Vos (Miedema & Vos, 1998) voor het eerst bron-specifieke BR-relaties gerapporteerd voor de associatie tussen de blootstelling aan geluid van luchtvaart, weg- en railverkeer (uitgedrukt in L_{dn}) en (ernstige) hinder. Hiervoor zijn de gegevens gebruikt van een groot aantal vragenlijstonderzoeken die in Europa, Noord-Amerika en Australië waren uitgevoerd in de periode 1965-1994.

In 2001 werden vernieuwde versies van deze BR-relaties gepresenteerd (Miedema & Oudshoorn, 2001). Deze versies werden gebaseerd op een her-analyse van de gegevens, waarbij gebruik werd gemaakt van meer geavanceerde methoden en strengere inclusiecriteria. In plaats van L_{dn} , werd de mate van hinder uitgedrukt als functie van L_{den} . In 2002 werd in het kader van de EU-richtlijn Omgevingslawaai aanbevolen deze BR-relaties te gebruiken bij de schatting van het aantal ernstig gehinderden in relatie tot de blootstelling aan geluid van luchtvaart, weg- of railverkeer. In 2004 presenteerden Miedema en Vos (Miedema & Vos, 2004) een BR-relatie die de associatie tussen van industrie afkomstig geluid en ernstige hinder beschreef. Deze relatie was gebaseerd op de

resultaten van een telefonisch vragenlijstonderzoek onder 1.875 personen, verspreid over 11 locaties in Nederland. Het onderzoek werd uitgevoerd in 2001.

In 2017 hebben Guski en collega's (Guski et al., 2017) een systematische review uitgevoerd waarin de resultaten van meta-analyses zijn opgenomen die de BR-relatie tussen geluid van weg-, railverkeer en luchtvaart en ernstige hinder beschrijven. De studies die Guski et al. in hun meta-analyses hadden geïnccludeerd, waren uitgevoerd in de periode 1997-2014. De BR-relaties die Guski et al. met behulp van hun meta-analyses hebben afgeleid, vormden later een belangrijke input voor de afleiding van de gezondheidkundige advieswaardes die de WHO heeft gerapporteerd in haar gezondheidkundige richtlijnen voor omgevingsgeluid (Guski et al., 2017; Jarosinska et al., 2018). Deze relaties zijn niet opgenomen in de Omgevingsregeling.

BR-relaties afgeleid op basis van in Nederland verzamelde gegevens
Naast de hierboven beschreven BR-relaties zijn er voor de blootstelling aan geluid van wegverkeer, railverkeer en luchtvaart ook BR-relaties beschikbaar die zijn afgeleid met verzamelde data van alleen in Nederland uitgevoerde onderzoeken. Afhankelijk van het onderzoeksdoel zijn deze BR-relaties geschikt om iets te zeggen over heel Nederland, dan wel om uitspraken te doen over een bepaalde regio in Nederland. Het voert hier te ver om alle BR-relaties te beschrijven die met behulp van Nederlandse data zijn afgeleid. We beperken ons daarom hier tot die BR-relaties die relevant zijn voor gebruik in dit onderzoek.

In 2020 presenteerde Welkers (Welkers et al., 2020) nieuwe BR-relaties die de associatie tussen geluid van wegverkeer, railverkeer en luchtvaart en ernstige hinder beschrijven. Deze relaties waren gebaseerd op data van de GGD Gezondheidsmonitor 2016. Sinds 2016 is de GGD Gezondheidsmonitor nog twee keer uitgevoerd: in 2020 en 2024. Er wordt momenteel gewerkt aan updates van de op data van 2024 gebaseerde relaties.

Voor geluid van windturbines is er ook een BR-relatie waarop de regelgeving is gebaseerd die momenteel bij de berekening van gecumuleerd geluid wordt gebruikt. Deze relatie beschrijft de associatie tussen geluid van windturbines en ernstige hinder, en is gebaseerd op de data van meerdere studies: twee Zweedse studies en een Nederlandse studie. In 2011 hebben Janssen et al. (Janssen et al., 2011) de gegevens van deze studies gecombineerd om tot een BR-relatie te komen. In het najaar van 2025 wordt door het RIVM een nationaal vragenlijstonderzoek uitgevoerd onder mensen die in Nederland op verschillende afstanden van een windturbine wonen. Daarbij wordt onder meer gemeten in welke mate mensen gehinderd worden door het geluid van de windturbines en wordt een inschatting gemaakt van de geluidsblootstelling. Op basis van de data die met dit onderzoek worden verzameld, wordt een nieuwe BR-relatie afgeleid die de relatie tussen geluid van windturbines en ernstige hinder beschrijft.

Verschillen tussen BR-relaties

In Van Kempen (Van Kempen, 2021) is te zien dat de verschillende BR-relaties op onderdelen flink van elkaar kunnen verschillen. Dit kan een aantal oorzaken hebben. Een deel van de verklaring is te vinden in verschillen in de gebruikte methoden (manier van schatten van de blootstelling, de onderzochte blootstellingsrange, manier van meten van hinder, eventuele selectieve non-respons) en de invloed van niet-akoestische factoren (co-determinanten). De respons bij blootstelling aan een geluidbron hangt niet alleen puur af van het niveau van de geluidblootstelling, maar wordt ook bepaald door deze niet-akoestische factoren. De bijdrage van deze factoren aan de ervaren hinder verschilt per bron.

Verschillen in BR-relaties kunnen optreden door verandering in inzicht.: Uit hinderonderzoek rondom Nederlandse luchthavens (Breugelmans et al., 2019; Van Poll, 2022) is gebleken dat de BR-relatie afgeleid door Breugelmans (Breugelmans et al., 2005) de huidige situatie rondom Schiphol, laat staan die in heel Nederland, niet meer op een adequate wijze beschrijft (Breugelmans et al., 2019). Ook de BR-relaties die door Miedema en Oudshoorn zijn afgeleid voor de associatie tussen geluid van weg- en railverkeer en ernstige hinder zijn verouderd. Op basis van hun onderzoek, concludeerden Guski et al. namelijk dat geluid van treinverkeer hinderlijker is dan op basis van eerdere data werd gedacht. Dit zien we ook terug in de gezondheidskundige advieswaardes van de WHO: het verschil tussen geluid van weg- en railverkeer is heel klein; en voor nachtelijk geluid liggen de gezondheidskundige advieswaardes voor railverkeer zelfs lager dan die voor geluid van wegverkeer.

Wat het schatten van de omvang van hinder betreft, lijkt er dus dringend behoefte te zijn aan actuele BR-relaties die de huidige situatie op een meer adequate manier beschrijven. Deze gegevens komen, zoals hierboven al is beschreven, gelukkig meer en meer beschikbaar. Voor geluid van weg, rail en luchtvaart zijn er zelfs al recentere BR-relaties beschikbaar: internationaal zijn dat de BR-relaties afgeleid door Guski et al.; op nationaal niveau gaat het vooralsnog om BR-relaties die gebaseerd zijn op data van de GGD Gezondheidsmonitor 2016. Het is uiteindelijk een beleidsmatige afweging of een BR-relatie in beleid en regelgeving wel of niet wordt toegepast.

2.3 Huidige rekensystematiek over cumulatie van geluid

Zoals eerder in dit rapport is genoemd, worden mensen in veel situaties in hun woning niet alleen blootgesteld aan geluid van één bron, maar aan meerdere geluidbronnen tegelijk gedurende een periode. Er is dan sprake van cumulatie. In bepaalde gevallen dient cumulatie in overweging te worden genomen en moet de aanvaardbaarheid van het gecumuleerde geluid worden beoordeeld. Binnen de Omgevingswet is dit onder meer het geval bij bepaalde ruimtelijke plannen wanneer uit onderzoek volgt dat de standaardwaarde van minimaal één geluidbronsoort overschreden gaat worden. Ook dient binnen bepaalde planologische geluidcontouren voor de luchtvaart te worden gecumuleerd.

Om het gecumuleerd geluid te bepalen, wordt het geluid van meerdere bronnen op basis van hun hinderlijkheid eerst gecombineerd tot één waarde. Artikel 3.38 van het Besluit kwaliteit leefomgeving (Bkl) definieert cumulatie als volgt: 'Het gecumuleerde geluid is het geluid door geluidbronsoorten en andere activiteiten tegelijk, opgeteld met correctie voor de verschillen in hinderlijkheid.'

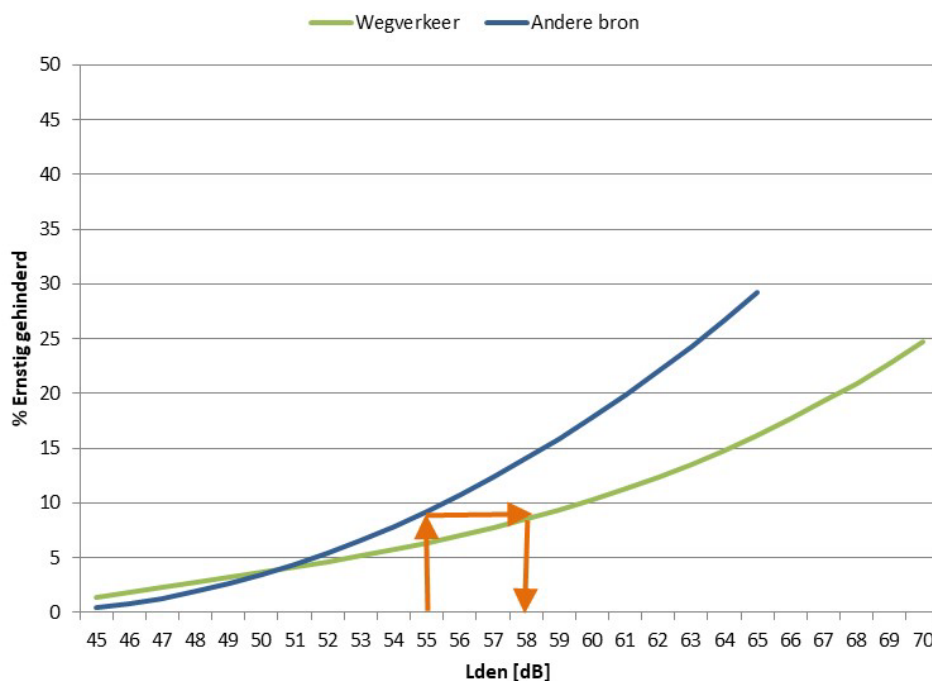
Om tot één waarde voor cumulatieve geluidbelasting (L_{cum}) te komen, wordt het geluid dus 'hinderequivalent' opgeteld. Hiervoor wordt, net als onder de Wet geluidhinder, de methode voorgesteld die Miedema heeft ontwikkeld (Miedema, 2004; Miedema & Oudshoorn, 2001). Hiervoor zijn twee elementen nodig:

1. Bron-specifieke blootstelling-respons-relaties om het effect van omgevingsgeluid op de ervaren hinder te schatten.
2. Een methode om de hinderequivalentie tussen verschillende geluidbronnen uit te rekenen op basis van de blootstelling-respons-relaties.

De rekenregels voor het komen tot de hinderequivalente geluidsbelasting per bron en het optellen hiervan stonden beschreven in het, inmiddels ingetrokken, Reken- en meetvoorschrift geluid 2012 (RMG2012) en nu, onder de Omgevingswet, in de Omgevingsregeling (hiernaar wordt verwezen in het vierde lid van artikel 3.38 Bkl). Wegverkeer wordt in deze regels als referentiebron genomen. Dat wil zeggen, om de hinderequivalente geluidbelasting te berekenen, wordt het geluidsniveau per bron omgezet naar het niveau dat bij wegverkeer dezelfde mate van hinder oplevert. Deze omgerekende niveaus worden vervolgens energetisch opgeteld tot de cumulatieve geluidsbelasting L_{cum} . In het RMG2012 is er vervolgens de mogelijkheid geboden om het geluid terug te rekenen naar een andere referentiebron.

Een voorbeeld van het omrekenen van het geluidsniveau van een bron naar het referentieniveau voor wegverkeer is geïllustreerd in onderstaande figuur.

Figuur 2 Voorbeeld omrekenen geluidniveau van een bron naar een equivalente waarde voor wegverkeer. De omrekenfactoren zijn sterk afhankelijk van de toegepaste blootstelling-respons-relaties.



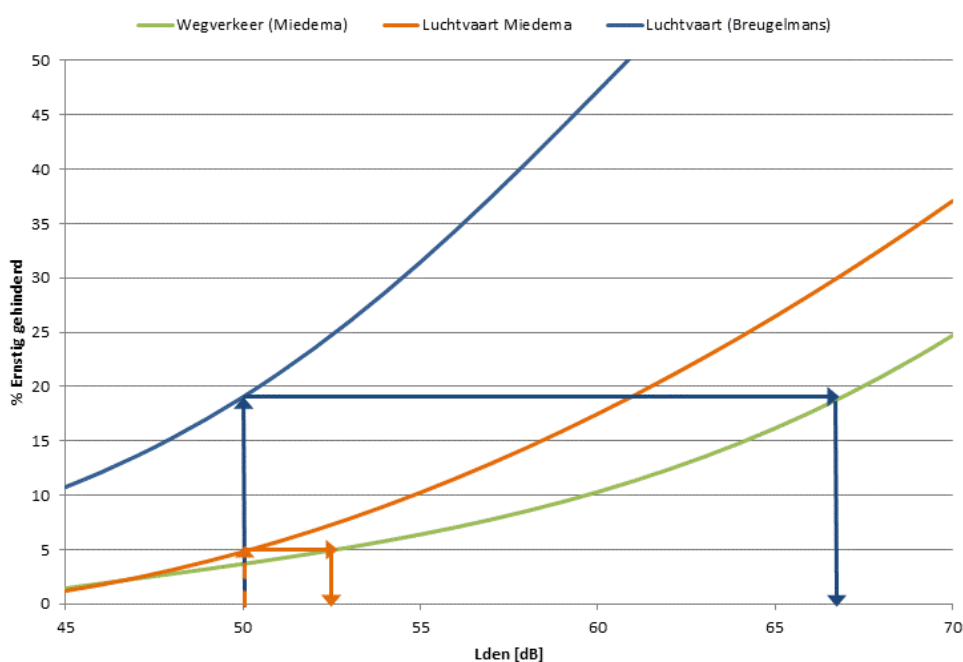
Als voor de 'Andere bron' in Figuur 2 een geluidniveau wordt bepaald van 55 dB dan is de kans 9 procent dat iemand ernstig gehinderd is. Om voor wegverkeer tot diezelfde kans op ernstige hinder te komen, is een geluidniveau nodig van 58 dB. Het geluidniveau van de andere bron wordt bij deze methode van cumulatie dus omgerekend naar 58 dB, waarna deze met andere bronnen energetisch wordt opgeteld. Een energetische optelling wil zeggen dat de geluidsdrumniveaus op logaritmische schaal in decibel eerst zijn uitgedrukt in intensiteit op een lineaire schaal (zoals geluidsdruk in Pascal). Deze lineaire waarden worden opgeteld en vervolgens weer omgezet naar decibel. De optelling van twee keer 50 dB wordt dan 53 dB en geen 100 dB.

Om te voorkomen dat grafieken afgelezen moeten worden om eenduidige resultaten te verkrijgen, zijn formules afgeleid waarmee deze omrekening gedaan kan worden. Deze formules zijn oorspronkelijk voor het RMG2012 afgeleid. De formules zijn echter alleen toepasbaar binnen het bereik waarin de BR-relaties van de betreffende bron geldig zijn. Dit bereik per BR-relatie staat in Bijlage 2 van dit rapport.

In het RMG2012 waren cumulatiefomules opgenomen voor wegverkeer, spoorverkeer, luchtvaart en industrie. In de Omgevingsregeling is dit uitgebreid met schietbanen en windturbines. Daarnaast zijn er in de Omgevingsregeling iets andere (kwadratische in plaats van lineaire) cumulatiefomules geïmplementeerd. Het effect van de kwadratische formules is dat de fit wat beter wordt, maar het geeft geen grote gevolgen voor het eindresultaat. Uiteindelijk is het voornemen om ook de BR-relatie voor luchtvaart (de door Miedema & Oudshoorn afgeleide

BR-relatie voor geluid van luchtvaart en ernstige hinder) te vervangen door de BR-relatie die in 2002 is afgeleid door Breugelmans et al. Het effect van de verandering van BR-relatie voor luchtvaart op het gecumuleerde geluidniveau is groot. Dit is te zien in onderstaande figuur:

Figuur 3 Voorbeeld van het effect van andere BR-relatie voor luchtvaart op het equivalente geluidniveau voor wegverkeer.



In de figuur is te zien dat volgens de BR-relatie van Breugelmans het percentage ernstige hinder bij een bepaald geluidniveau veel hoger is dan volgens de BR-relatie van Miedema. Dit heeft tot gevolg dat er een hoger geluidniveau van wegverkeer nodig is om eenzelfde percentage ernstige hinder te berekenen. Hiermee is de bijdrage van luchtvaart in het gecumuleerde geluid aanzienlijk hoger. Deze voorgenomen actualisatie is nog niet ingevoerd¹, maar vormde mede de aanleiding voor dit onderzoek.

¹ In artikel 3.25 van de Omgevingsregeling is de formule wel geactualiseerd. Deze is echter pas van toepassing na een ministerieel besluit te bepalen tijdstip. Tot die tijd geldt de formule uit artikel 17.3 van de Omgevingsregeling. Die formule is gelijk aan de formule in het Reken- en Meetvoorschrift geluid 2012.

3 Aanpak

Dit hoofdstuk beschrijft de gevolgde aanpak om de gestelde onderzoeksvraag te beantwoorden, namelijk het zoeken van een alternatieve methode voor de beoordeling van gecumuleerd geluid, die recht doet aan de verschillen in hinderlijkheid per bron. De aanpak kan over zeven stappen worden verdeeld die hieronder in het kort worden beschreven.

1. Identificatie van beschikbare methoden

De eerste stap in het onderzoek naar alternatieve cumulatiemethoden is het identificeren van alle bestaande methoden die voor de cumulatie van geluid in relatie tot hinder internationaal zijn onderzocht en/of worden toegepast. Deze stap wordt opgesplitst in de volgende onderdelen:

a. *Identificatie van cumulatiemethoden in de wetenschappelijke literatuur:*

Als eerste stap worden wetenschappelijke artikelen gezocht, waarin het effect van blootstelling aan geluid van meerdere bronnen op de gerapporteerde hinder is onderzocht. Hiernaast wordt ook de literatuur geraadpleegd die bij het RIVM al uit eerdere onderzoeken op gebied van cumulatie beschikbaar is. Er is via openbare bronnen op PubMed en Google Scholar gezocht. Bij het zoeken naar wetenschappelijke artikelen zijn de volgende combinaties van zoektermen gebruikt: 'combined', 'noise', 'exposure', 'annoyance', 'sources', 'traffic', 'air', 'railway', 'road', 'response' en 'effect'. Er is daarbij geput uit recente bronnen, bij voorkeur gepubliceerd vanaf jaartal 2010, die hinder door een combinatie van blootstelling van minstens twee geluidbronsoorten hebben onderzocht.

Hoewel de focus met name ligt op publicaties waarin onderzoek is gedaan naar de geluidbronsoorten wegverkeer, railverkeer en luchtvaart, hebben we ook studies meegenomen waarin andere geluidbronnen zijn onderzocht, zoals industriegeluid. De gebruikte geluidbronsoorten die zijn geaccepteerd, zijn de bronsoorten zoals vermeld in het Bkl.

Alleen observationele studies die de effecten van langdurige blootstelling aan geluid hebben onderzocht, zijn geselecteerd. Experimentele of laboratorium-studies zijn uitgesloten in de verzameling van gevonden literatuur. In deze studies wordt doorgaans het effect van kortdurende blootstelling op korte termijn-hinder onderzocht. Korte termijn-hinder is iets anders dan lange termijn-hinder. We hebben daarnaast geprobeerd om literatuur te zoeken die zo recent als mogelijk is op gebied van cumulatie (vanaf 2010), maar hebben geen harde eis gesteld op het jaar van publicatie.

Uiteraard zijn de belangrijkste oudere publicaties op dit gebied, zoals van Miedema uit de jaren negentig, ook bij het literatuuronderzoek meegenomen, om de achtergronden en de toen gemaakte keuzes beter te doorgronden.

b. *Identificatie van cumulatiemethoden bij buitenlandse organisaties:* Naast het raadplegen en zoeken van geschikte

wetenschappelijke literatuur is ook binnen het netwerk van het RIVM rondgevraagd hoe beleidsmatig of methodologisch met cumulatie van geluid in andere landen wordt omgegaan. De belangrijkste vraag daarbij was of er rekening wordt gehouden in het betreffende land met blootstelling aan meerdere geluidbronnen, en indien ja welke cumulatiemethoden daarbij worden toegepast.

2. Data-extractie: Beoordeling van de kwaliteit van de gevonden wetenschappelijke literatuur

Uit de wetenschappelijke literatuur die in stap 1a is verzameld, hebben we de volgende kenmerken geëxtraheerd:

- Studielocatie, studieperiode, blootstellingssituatie.
- Studieopzet: hoe zijn deelnemers geselecteerd (bijvoorbeeld via een random steekproef of ging het om een gelegenheids-sample).
- Kenmerken deelnemers: aantal, responsratio, leeftijd, geslacht.
- Meting van hinder (bron specifiek of totale hinder): gebruikte vraagstelling en schaal.
- Meting van de blootstelling: is de blootstelling berekend met een model of gemeten op relevante locaties.
- Analyse:
 - o Wat was de afhankelijke variabele in de analyse (bron-specifieke hinder, totale hinder, percentage ernstig gehinderden)?
 - o Wat waren onafhankelijke variabelen (geluidniveau van verschillende bronnen, totaal geluidniveau, hinder van verschillende bronnen)?
 - o Welke aanvullende variabelen zijn meegenomen (bijvoorbeeld geluidgevoeligheid, verwachtingen of andere co-determinanten)?
 - o Welke statistische analysetechnieken zijn toegepast (regressieanalyses, correlaties et cetera)?

Met behulp van deze kenmerken is verder te bepalen of een gevonden methode met een solide wetenschappelijke basis in de betreffende studies is onderzocht en of de methode ook voor de Nederlandse situatie toepasbaar is.

3. Methoden groeperen in overkoepelende categorieën

De gevonden cumulatiemethoden in de wetenschappelijke literatuur worden vervolgens in een aantal hoofdcategorieën gegroepeerd. Op deze wijze wordt een beter overzicht verkregen van de mogelijke methoden waarmee geluid kan worden gecumuleerd. Dit wordt onder andere gedaan, omdat er voor sommige cumulatiemethoden verschillende varianten zijn gevonden die op een vergelijkbare basismethode zijn gebaseerd.

4. Ontwikkeling beoordelingscriteria

Een alternatieve methode voor cumulatie dient, zoals beschreven in paragraaf 1.2, te voldoen aan een aantal randvoorwaarden op gebied van toepasbaarheid voor beleid.

Daarnaast heeft het RIVM een aantal aanvullende criteria opgesteld waarmee een beter beeld is te verkrijgen van de toepasbaarheid van een methode voor de Nederlandse situatie en of de methoden met een stevige wetenschappelijke basis in de studies zijn toegepast. Paragraaf 5.1 licht de ontwikkelde beoordelingscriteria nader toe op het gebied van toepasbaarheid voor beleid, toepasbaarheid op de Nederlandse situatie en de wetenschappelijke kwaliteit.

5. Beoordeling gevonden methoden

Aan de hand van de onder punt 4 ontwikkelde beoordelingscriteria worden de geïdentificeerde cumulatiemethoden beoordeeld. Deze beoordeling is getrapt uitgevoerd, waarbij het voldoen aan de criteria voor toepasbaarheid voor beleid als harde eis wordt gesteld. Alleen die methoden die:

1. inpasbaar blijken te zijn in het stelsel van de omgevingswet;
2. vlot implementeerbaar zijn zonder langdurig aanvullend onderzoek;
3. recht doen aan verschillen in hinderlijkheid, en;
4. een kwantitatief beeld geven van de situatie,

worden beoordeeld op de twee volgende categorieën van toepasbaarheid voor de Nederlandse situatie en wetenschappelijk kwaliteit. De beoordeling bij deze twee laatste categorieën is vooral beschrijvend uitgevoerd. Dat wil zeggen: er worden plus- en minpunten beschreven voor in hoeverre een methode aan de criteria voldoet, maar er worden geen harde eisen gesteld.

6. Rekenkundig toepassen in een voorbeeld

De cumulatiemethoden die als onderdeel van stap 5 zijn geselecteerd, worden toegepast in een voorbeeldberekening (casus). Hiermee wordt een blootstellingssituatie bedoeld, waarbij een woning op jaarbasis tegelijk wordt blootgesteld aan meerdere geluidbronnen van verschillende geluidniveaus. Zo kan een gevoel worden verkregen van hoe een methode rekenkundig werkt en worden eventuele praktische beperkingen van een theoretisch geschikt model inzichtelijk gemaakt.

7. Samenvatten van de voor- en nadelen van de geschikte methoden en aanvullende observaties

Als laatste stap worden de voor- en nadelen samengevat van de methoden die nog als kansrijk worden beschouwd voor het beoogde doel. Daarnaast wordt een aantal relevante observaties en beperkingen genoemd als discussie die van belang waren voor dit onderzoek en de onderzoeksuitkomsten.

4 Resultaten inventarisatie cumulatiemethoden

De eerste stap in het onderzoek naar alternatieve cumulatiemethoden is een inventarisatie van alle bestaande methoden die wereldwijd zijn onderzocht of toegepast. Deze inventarisatie wordt gedaan via een literatuuronderzoek en een rondvraag bij buitenlandse partijen. In dit hoofdstuk staan de resultaten van het literatuuronderzoek en de rondvraag.

4.1 Resultaten literatuuronderzoek: kenmerken van de gevonden studies

Volgens de in hoofdstuk 3 beschreven aanpak is met de zoekopdracht naar wetenschappelijk literatuur op gebied van cumulatie van geluid begonnen. Als uitkomst van deze zoekopdracht zijn er zestien referenties (Bodin et al., 2015; Elmehdi, 2014; Gille et al., 2017; Gille et al., 2016; Hong et al., 2009; Lam et al., 2009; Lechner et al., 2020; Lechner et al., 2019b; Lee et al., 2021; Lercher et al., 2007; Lercher et al., 2017; Marquis-Favre et al., 2023; Marquis-Favre et al., 2021; Nguyen et al., 2012; Pierrette et al., 2012; Wothge et al., 2017) gevonden. Hierin werden dertien verschillende studies beschreven.

In de gevonden studies is te zien dat er in principe drie type vraagstellingen zijn onderzocht:

1. Wat is de associatie tussen de blootstelling aan individuele geluidbronnen en de verwachte hinder van deze geluidbronnen afzonderlijk?
2. In welke mate hangt de totale geluidhinder af van het *geluidniveau* van verschillende individuele bronnen? En:
3. In welke mate hangt de totale geluidhinder af van de *hinder* van het geluid van verschillende individuele bronnen?

In de eerste twee gevallen worden gemeten en/of gemodelleerde geluidniveaus gerelateerd aan gerapporteerde hinder. In het laatste geval worden bron-specifieke hinderscores gerelateerd aan een totale hinderscore.

Tabel 1 geeft een aantal algemene kenmerken weer van de gevonden studies. Tabel 2 geeft weer hoe blootstelling en hinder zijn gemeten.

Tabel 1 Kenmerken van studies die onderzoek hebben gedaan naar de blootstelling aan meerdere geluidsbronnen en hinder (n.g.: niet gerapporteerd).

Eerste auteur en publicatiejaar	Land	Aantal Deelnemers	Responspercentage	Leeftijd-bereik
Bodin `15	Zweden	2612	54%	18-80 jr
Elmehdi `14	Verenigde Arabische Emiraten	23	n.g.	n.g.
Hong `09	Zuid-Korea	550	65%	n.g.

Eerste auteur en publicatiejaar	Land	Aantal Deelnemers	Responspercentage	Leeftijd-bereik
Lam '09	China	>6000	<10%	18 jr en ouder
Lechner '19	Oostenrijk	1031	n.g.	18-94 jr
Lechner '20	Oostenrijk	1003	54%	NR
Lee '21b	Zuid-Korea	1000	43%	25-75 jr
Lercher '07; Lercher '17	Oostenrijk	1643	35%	16jr en ouder
Marquis-Favre '19, Marquis-Favre '23; Gille '16	Frankrijk	823	n.g.	15-75 jr
Nguyen '12	Vietnam	1128	n.g.	18-93 jr
Pierrette '12	Frankrijk	99	n.g.	15-75 jr
Wotghe '17-a	Duitsland	4905	n.g.	19-92jr
Wotghe '17-b	Duitsland	4777	n.g.	18-79 jr

Uit Tabel 1 blijkt dat de gevonden studies zijn uitgevoerd binnen Europa in Duitsland, Frankrijk, Zweden en Oostenrijk en buiten Europa in Zuid-Korea, De Verenigde Arabische Emiraten, Hongkong (China) en Vietnam. Geen van de studies is uitgevoerd in Nederland. Verder kan worden opgemerkt dat geen van de gevonden studies gebruikmaakte van gegevens uit Nederland of van Nederlandse deelnemers.

In de meeste studies zijn demografische kenmerken opgenomen in de resultaten en onderzocht. Het gaat daarbij om factoren zoals onder andere de leeftijdsopbouw, verdeling op basis van geslacht, werkloosheid en hoe lang in een bepaalde woning is gewoond. Het aantal deelnemers varieerde sterk van 23 deelnemers tot enkele duizenden.

De deelnemers in de meeste studies werden geselecteerd op basis van de ligging van hun woning ten opzichte van verschillende blootstellingsbronnen, bijvoorbeeld woningen in de buurt van zowel een luchthaven als een snelweg en/of combinaties daarvan. Op die manier werd geprobeerd om verschillende cumulatieve groepen te creëren. Soms werden bewoners van alle woningen uitgenodigd die in een bepaald type cumulatieve gebied woonden (bijvoorbeeld Lam et al., 2009). In andere studies werd per type cumulatieve gebied een op toeval gebaseerde (random) steekproef getrokken.

Tabel 2 Kenmerken van de onderzochte blootstelling en hinder. De tabel beschrijft het woongebied van de studiepopulatie, de gebruikte geluidsbronnen, hoe blootstelling is gekwantificeerd (L_{den} of L_{Aeq}), op welke wijze de hinder is afgenomen en de gebruikte cumulatiemethode (1-16, z.o.z.).

Eerste auteur	Blootstelling			Methode hinderafname	Type cumulatie methode ²
	Gebied	Bron	Geluidkarakterisering ³		
Bodin '15	Stedelijk gebied.	Weg, spoor en combinatie	2 $L_{Aeq,24u}$	ISO-vraag (5-pnt)	2, 11
Elmehdi '14	Binnen 150 meter van luchthaven.	Weg, luchtvaart en combinatie. Een definitie ontbreekt.	1 $L_{Aeq,24u}$	ISO-vraag (5 en 11-pnt), per bron en totaal	2, 8
Hong '09	16 locaties nabij luchthaven, met name appartementen.	Weg, luchtvaart en combinatie.	1 $L_{Aeq,24u}$	ISO-vraag (11-pnt), per bron en totaal	2, 11
Lam '09	Zeer stedelijk gebied. Appartementencomplexen tot wel 40 verdiepingen hoog met uitzicht op de spoorlijn.	Weg, spoor. Weg dominant ondanks 3 nieuwe spoorlijnen.	1, 2 L_{Aeq}	Vraag (7-pnt), alleen totale hinder	2, 8
Lechner '19	Stedelijk gebied.	Weg, luchtvaart spoor en combinatie.	2 L_{Aeq}	ISO-vraag (11-pnt schaal), per bron en totaal	1, 8, 9, 10
Lechner '20	Bergachtig gebied. Deelnemers woonden in het dal. Na aanleg spoorlijn 2014.	Weg, spoor en combinatie.	2 L_{den}	ISO-vraag (11-pnt), per bron en totaal	1, 8, 9
Lee '21b	Locaties nabij luchthaven en weg.	Weg en luchtvaart gecombineerd. Geen andere geluidsbronnen.	2 Luidheid	ISO-vraag (11-pnt)	16
Lercher '07; Lercher '17	Bergachtig gebied. Deelnemers woonden in het dal.	Weg, spoor en combinatie.	1, 2 $L_{den};$ $L_{Aeq,10min};$ $L_{Aeq,24u}$	ISO-vraag (5-pnt), per bron en totaal	2, 9

² Onderzochte cumulatiemethode: 1 = equivalente hinder, 2 = (ongewogen) sommatie, 3 = gewogen sommatie, 4, energetisch verschil, 5 = gemixt model, 6 = respons-sommatie, 7 = sommatie-inhibitie, 8 = individuele effecten, 9 = individuele effecten met aanvullende termen, 10 = dominante bron, 11 = conditioneel dominante bron, 12 = dominante bron o.b.v. hinderlijkheid, 13 = individuele effecten o.b.v. hinderlijkheid, 14. gemixt model op basis van hinderlijkheid, 15 = vector-sommatie op basis van hinderlijkheid, 16 = luidheid-model. N.B. Al deze methoden zijn in paragraaf 4.4 toegelicht.

³ Blootstellingskarakterisering: 1 = geluidmetingen, 2 = modellering.

Eerste auteur	Blootstelling			Methode hinderafname	Type cumulatie methode ²
	Gebied	Bron	Geluidkarakterisering ³		
Marquis-Favre '21; Marquis-Favre '23; Gille '16 ²	Stedelijk en landelijk gebied.	Weg en spoor, weg, luchtvaart en weg, spoor en luchtvaart.	2 L_{den} ; L_{Aeq} ; L_{den}	ISO-vraag (11-pnt)	1-5, 8, 12-16
Nguyen '12	Stedelijk en landelijk gebied nabij twee grote luchthavens.	Weg, luchtvaart. Op de achtergrond industrie. Weg dominant.	1 $L_{Aeq,24u}$	ISO-vraag (11-pnt), per bron en totaal	1, 2, 4-7, 12
Pierrette '12	Gelegen bij industrie.	Weg, industrie en combinatie.	1, 2	ISO-vraag (11-pnt)	2, 4, 8, 12-15
Wotghe '17-a	Randstedelijk gebied. Dichtbij luchthaven met pas geopende landingsbaan (2011).	Weg (48%), spoor (28%), combinatie (24%)	2 $L_{Aeq,24u}$	ISO-vraag (5-pnt), per bron en totaal	2, 9, 11
Wotghe '17-b	Randstedelijk gebied. Dichtbij luchthaven met pas geopende landingsbaan (2011).	Luchtvaart (32%), spoor (42%), combinatie (26%)	2 $L_{Aeq,24u}$	ISO-vraag (5-pnt), per bron en totaal	2, 9, 11

Uit Tabel 2 blijkt dat er verschillende blootstellingssituaties/combinaties van bronnen in de studies zijn onderzocht. Wegverkeer werd in twaalf studies opgenomen, railverkeer in acht studies, luchtvaart in zeven studies en industrie in twee studies. De combinatie van railverkeer, wegverkeer en luchtvaart kwam in twee studies naar voren. De meest voorkomende combinaties zijn weg en spoor en weg en luchtvaart (beide zes keer) gevolgd door spoor en luchtvaart (twee keer) en weg en industrie (een keer). Opvallend is dat geluid van wegverkeer slechts in één studie niet is onderzocht.

Uit de inventarisatie blijkt dat het merendeel van de onderzoekers heeft gekozen voor (rand)stedelijke omgevingen of een combinatie van stedelijke en landelijke onderzoeksgebieden. Voor het bepalen van de blootstelling aan omgevingsgeluid van de deelnemers is zowel gebruik gemaakt van berekeningen als metingen. Bij twee studies is enkel gemeten, maar bij alle andere studies zijn er berekeningen verricht voor de bepaling van de blootstelling.

Bij het uitvoeren van geluidberekeningen hebben de onderzoekers in de studies gebruikgemaakt van nationale geluidskaarten per bron en van modellen met verschillende detailniveaus. De berekeningen werden in ten minste drie studies gevalideerd door het doen van

steekproefsgewijze metingen (Lercher et al., 2007; Nguyen et al., 2012; Pierrette et al., 2012).

In de studies waar metingen zijn gebruikt, waren deze verricht aan gevels (de straatkant) van een aantal willekeurig gekozen adressen voor een periode van een week tot enkele maanden, soms verspreid over meerdere seizoenen.

In de gevonden studies is meestal de gemiddelde blootstelling bepaald in de vorm van geluidmaten L_{den} en L_{eq} binnen een etmaal. Omdat op Europees niveau L_{den} echter maatgevend is voor de blootstelling aan omgevingsgeluid, geven wij de voorkeur aan studies waarin L_{den} als geluidmaat is gebruikt.

In de gevonden studies werd hinder steeds aan de hand van vragenlijsten gemeten. Vaak werd daarbij gebruikgemaakt van een gestandaardiseerde vragenlijst (ISO/TS 15666), waarbij de mate van hinder moest worden gescoord op een numerieke 11-puntschaal 0 (helemaal niet gehinderd) tot 10 (extreem gehinderd) (elf-puntschaal). In een aantal gevallen werd afgeweken van de standaardmethode en werd bijvoorbeeld gekozen voor een 5-puntschaal met verbale ankerpunten (alfanumeriek). De definitie van ernstige hinder lag daarbij overwegend op een waarde van 4 of hoger als een schaal tot 5 werd gebruikt en 8 of hoger indien een schaal van 0 tot 10 werd toegepast. In de meeste studies is zowel bron-specifieke hinder als totale hinder gemeten

Zowel het percentage ernstig gehinderde deelnemers (totale hinder en/of bron-specifiek) als de gemiddelde totale hinderscore op een schaal van 1-10 onder alle deelnemers, zijn afwisselend gebruikt als gezondheidseffect.

In de geëvalueerde studies wordt vaak gebruikgemaakt van regressie-analysetechnieken om a) de associatie tussen gemodelleerde of gemeten geluidniveaus (van verschillende bronnen) en de gerapporteerde (totale) hinder te analyseren. b) De associatie tussen de hinder van het geluid van verschillende individuele bronnen en de totale hinder te analyseren. Ook hier zijn verschillende varianten terug te vinden: de gerapporteerde bron-specifieke hinderscore wordt rechtstreeks met de totale hinder gecorreleerd. Er worden wegingen gebruikt voor verschillende hinderbronnen. Er wordt alleen naar dominante hinderbronnen gekeken, et cetera.

In de geselecteerde studies zijn verschillende cumulatiemodellen getoetst. Alle opgenomen studies hebben, op één na, meerdere cumulatiemodellen getest en met elkaar vergeleken. In totaal zijn er zestien verschillende modellen geïdentificeerd. Deze modellen zijn ingedeeld in vijf overkoepelende categorieën: energetische optelling, equivalente hinder, gewogen sommatie, individuele effecten en perceptuele modellen. Paragraaf 4.2 licht deze gevonden cumulatiemethoden verder toe.

4.2 Gevonden methoden

Op basis van onze inventarisatie van de literatuur hebben we de gevonden cumulatiemethoden onderverdeeld in vijf verschillende hoofdgroepen. Binnen iedere hoofdgroepen zijn er sub-varianten te onderscheiden.

De vijf soorten cumulatiemethoden zijn:

- A. Equivalente hinder;
- B. Energetische optelling;
- C. Individuele effecten;
- D. Dominante bron;
- E. Perceptuele modellen.

Deze paragraaf licht de gevonden methoden nader toe. Daarbij geven we ook de belangrijkste resultaten die in de verschillende studies op dit punt zijn gevonden. In Bijlage 5 staat ook een formuleblad voor alle vijftien gevonden methoden. Dit formuleblad kan, naast de tekstuele beschrijving in deze paragraaf, als ondersteunend worden gezien bij het begrijpen van hoe een gegeven methode werkt.

A. Equivalente hinder

1. Het equivalente hindermodel

Equivalente hinder, ook wel het 'Miedema'-model genoemd, is de bestaande methode die momenteel gebruikt wordt in de Nederlandse wetgeving voor het cumuleren van de effecten van geluid van meerdere bronnen. Volgens Miedema is de totale hinder bij cumulatie van bronnen "de hinderlijkheid van de hinderlijke gebeurtenissen ten gevolge van de individuele bronnen tezamen. De hinderlijkheid van dit totaal van gebeurtenissen zou op vergelijkbare wijze moeten worden bepaald als dat voor de gebeurtenissen ten gevolge van één bron gebeurt." Miedema stelt dat mensen gebeurtenissen van verschillende bronnen niet als een geheel kunnen evalueren en dus geen hinder voor het totaal kunnen vaststellen. Deze inzichten heeft Miedema verkregen uit verricht onderzoek (Miedema, 1987). Deze inzichten vormen de basis voor de huidige equivalente hindermethode.

Dit is in principe een methode van energetisch optellen van geluidniveaus van verschillende bronnen, nadat deze vertaald zijn in een equivalent geluidniveau van wegverkeer dat dezelfde kans op ernstige hinder geeft als de betreffende bron. Deze methode is zoals eerder toegelicht nu opgenomen in de Omgevingsregeling. Het resultaat van deze methode is een gecumuleerd geluidniveau (equivalent wegverkeer) in decibellen, dB. Door de correcties voor hinderlijkheid is deze waarde niet rechtstreeks meetbaar met een geluidmeter.

De werking van deze methode is al in paragraaf 2.3 beschreven.

In onze inventarisatie van de literatuur zijn we vijf studies tegengekomen waar de equivalente hindermethode is onderzocht (Lechner et al., 2019; Lechner et al., 2020; Nguyen et al., 2012; Marquis-Favre et al., 2021; Gille et al. 2016). Uit de resultaten van deze vijf studies blijkt dat de hinder door geluid van wegverkeer die met behulp van het equivalente hindermodel is geschat, zwak tot matig is

gecorrleerd met de totale hinder zoals mensen die in een vragenlijst rapporteren. De correlaties lijken redelijk vergelijkbaar te zijn met de correlaties tussen hinder die geschat is met behulp van andere cumulatiemodellen en de totale hinder. De resultaten van de studies die de verklaarde variantie R^2) hebben onderzocht, wisselen: terwijl Nguyen en collega's (2012) R^2 -waardes tot 0,54 vinden, komt Marquis-Favre niet verder dan waardes van maximaal 0,070. Wel zien we dat het equivalente hindermodel het qua verklaarde variantie niet duidelijk beter doet dan andere psychofysische cumulatiemodellen.

B. Energetische optelling

In studies waarbij energetische optelling ('energy-summation-model') is onderzocht, is nagegaan in hoeverre de bij elkaar opgetelde geluidniveaus van verschillende geluidbronnen de totale hinder kunnen voorspellen. Bij de methoden die onder deze categorie vallen, worden geluidsniveaus van verschillende geluidbronnen omgerekend naar energieniveaus. Deze energieniveaus worden vervolgens bij elkaar opgeteld en omgerekend naar een totaal geluidniveau. Met behulp van dit totale geluidniveau kan de totale hinder worden voorspeld.

In de meest eenvoudige vorm van energetische optelling worden geluidsniveaus van verschillende bronnen rechtstreeks energetisch bij elkaar opgeteld. Hierbij wordt de impliciete aanname gedaan dat elk van de geluidbronnen dezelfde kans op hinder oplevert bij gelijke geluidniveaus. Met andere woorden: in dit model wordt elke bron als even hinderlijk beschouwd. In de praktijk is dit niet het geval, zoals toegelicht in hoofdstuk 2.2. Dat hoofdstuk licht de Blootstelling-Respons-relaties toe en laat zien dat ze per bron verschillen.

Er zijn dan ook manieren onderzocht waarbij geluidniveaus van verschillende bronnen bij elkaar worden opgeteld, terwijl men wel rekening probeert te houden met de hinderlijkheid van geluidbronnen en het gecombineerde effect van geluidbronnen op de ervaren hinder.

Zo kunnen er zes varianten worden onderscheiden onder de categorie energetische optelling:

- Ongewogen sommatie
- Gewogen sommatie
- Energetisch verschil
- Gemixt model
- Respons-sommatie
- Sommatie-inhibitie

Het resultaat van al deze methoden is een geluidniveau in dB. Hieronder staat een beschrijving van deze vijf methoden.

2. Ongewogen sommatie

Bij ongewogen sommatie wordt de optelling van geluidniveaus zonder een (hinder)weging per bron toegepast. Het betreft een puur energetische optelling. Met energetische optelling tellen 70 decibel voor wegverkeer en 55 decibel voor luchtvaart samen op tot een totaal geluidsniveau van 70,1 dB. Deze benadering veronderstelt dus dat de totale hinder door blootstelling van beide bronnen nauwelijks hoger is dan de hinder van de bron met het hoogste geluidniveau. In de praktijk

moeten de gemiddelde geluidniveaus van bronnen dicht bij elkaar liggen (<5 decibel) om rekenkundig een impact te maken op het totale ongewogen niveau. De maximale toename in voorspelde hinder bij meer bronnen wordt gerealiseerd als het equivalente geluidniveau van de afzonderlijke bronnen gelijk is (Miedema, 1987). De BR-relatie die de associatie tussen het totale geluidniveau en de totale hinder beschrijft, is daarmee onafhankelijk van de onderliggende type geluidsbronnen. Bij het toepassen van deze methode wordt dus geen onderscheid gemaakt tussen de hinderlijkheid van verschillende bronnen. Het model doet daarmee geen recht aan de hinderlijkheid van alle geluidbronnen.

De ongewogen sommatiemethode is de methode die we het vaakst zijn tegengekomen in de geëvalueerde studies. Er kwamen maar liefst tien verschillende studies naar voren waarin deze methode is onderzocht (Bodin et al., 2015; Elmehdi, 2014; Hong et al., 2009; Lam et al., 2009; Lercher et al., 2007; Lercher et al., 2017). In deze studies werd het effect van de gecombineerde blootstelling aan geluid van wegverkeer en luchtvaart of weg- en railverkeer onderzocht. Daartoe werd in de studies met behulp van energetische optelling steeds een totaal geluidniveau berekend/geschat. Met regressieanalyses werd vervolgens de associatie tussen de totale geluidbelasting en de totale hinder onderzocht. Impliciet wordt dan aangenomen dat hinder veroorzaakt door de ene geluidbron hetzelfde is als hinder door de andere geluidbron en dat er ook geen verschillen zijn in hinderlijkheid.

Uit de studies waarin de ongewogen sommatiemethode is onderzocht, blijkt dat in vergelijking met andere onderzochte cumulatiemodellen, het totale geluidniveau dat door geluid van twee verschillende bronnen wordt veroorzaakt weinig voorspellend vermogen had voor de totale geluidhinder die door diezelfde bronnen was veroorzaakt. In een aantal studies is onderzocht of het daarbij nog uitmaakte of deelnemers in een gebied woonden waar een van beide geluidbronnen dominant was. De resultaten waren op dit punt niet eenduidig. Ze lieten zien dat context, zoals het type bronnen en het specifieke onderzoeksgebied, een belangrijke rol speelt in de perceptie van het totale, ongewogen geluidsniveau.

3. Gewogen sommatie

Gewogen sommatie is een manier van energetisch optellen van geluidniveaus per bron, *met* een weging toegevoegd aan het geluidniveau, doorgaans afhankelijk van de hinderlijkheid van de bron. Het resultaat van deze methode is een gewogen opgeteld geluidniveau in dB.

Het toevoegen van een weging gebaseerd op de hinderlijkheid van een bron brengt de methode meer in lijn met de onderzoeksvraag die aangeeft dat een gekozen cumulatiemethode ook recht moet doen aan de verschillen in hinderlijkheid per bron.

In onze evaluatie van de literatuur zijn we slechts één studie tegengekomen waarin gewogen sommatie is onderzocht (Marquis-Favre et al., 2021; Gille et al., 2017). Zowel Marquis-Favre et al. (2021) als Gille et al. (2017) presenteerden de resultaten van een Frans vragenlijstonderzoek dat was afgenomen onder 823 personen tussen de 18 en 80 jaar, woonachtig in zes verschillende Franse steden, die

tenminste één jaar op hun huidige adres woonden. De blootstelling aan geluid dat van verschillende bronnen (wegverkeer, railverkeer en luchtvaart) kwam, was gemodelleerd, waarbij gebruik werd gemaakt van geluidskarten opgesteld in het kader van de Europese richtlijn omgevingslawaai (Environmental Noise Directive, END). In het onderzoek werden verschillende cumulatiemodellen met elkaar vergeleken. Een van de onderzochte modellen was gewogen sommatie (in Marquis-Favre et al. aangeduid als het 'quantitative-model'). Dit model is gebaseerd op het werk van Vos (1990 & 1992). In tegenstelling tot Marquis-Favre, voerde Vos zijn studie uit in het laboratorium. Vos stelde dat in situaties waarin de geluidhinder van de ene bron veel hoger is dan die van een andere bron, de totale hinder van de twee bronnen samen gelijk is aan het maximum van de hinder van de afzonderlijke bronnen. In situaties waarin beide geluiden ongeveer even hinderlijk zijn, schijnt de totale hinder echter hoger dan dit maximum te zijn. Met zijn studie heeft Vos geprobeerd een model te ontwikkelen voor dit soort situaties. Hij heeft onderzoek gedaan naar combinaties van impuls-, wegverkeers- en luchtvaartgeluid.

Het model dat Vos heeft ontwikkeld, is door Marquis-Favre voor andere combinaties van geluidbronnen onderzocht met een vragenlijstonderzoek: geluid van wegverkeer en luchtvaart; geluid van wegverkeer en railverkeer en voor de combinatie van geluid van wegverkeer, railverkeer en luchtvaart. De verklaarde variantie was voor alle combinaties relatief laag. De gerapporteerde R^2_{adjusted} waren maximaal 0,105. Vos maakt in zijn model gebruik van een strafterm (k) ten opzichte van een referentiebron die is afgeleid op basis van de lineaire BR-relaties. De strafterm wordt bepaald door het verschil in blootstelling bij een equivalente hinder. In de studie van Marquis-Favre is de invloed van de waarde k op de gemodelleerde blootstelling onderzocht. Uit de resultaten bleek echter geen grote invloed van k op de gerapporteerde correlatie met totale hinder. De gevonden R^2_{adjusted} waren steeds gelijk.

Er bestaat op dit moment echter geen gestandaardiseerde manier om deze weging per bron te bepalen, waardoor de weging in diverse landen op andere manieren wordt bepaald. Een andere manier om de weging bij gewogen sommatie te bepalen, is volgens ISO-standaard 1996-1:2016 het gebruik van het zogeheten 'Community Tolerance Level' (CTL). Dit is het geluidniveau van een bron dat tot een gegeven kans op (ernstige) hinder leidt. CTL50 geeft bijvoorbeeld een kans op ernstige hinder van 50 procent binnen een populatie. Deze indicator is oorspronkelijk bedacht om rekening te houden met verschillen tussen de ervaren luidheid van bronnen. Sommigen beschouwen dit als een indicator die weergeeft hoe tolerant een gemeenschap is voor geluid, en daarmee verschillen tussen verschillende populaties weergeeft bij het voorspellen van het percentage ernstig gehinderden door geluid. Het is daarmee eigenlijk een soort van maat die de invloed van verschillende co-determinanten (niet-akoestische factoren) samenvat in één getal. Van Kempen en Simon (2019) hebben in hun rapportage al laten zien hoe ingewikkeld de invloed van co-determinanten is.

Daarmee is het zeer de vraag of hun invloed in één getal te vatten is. Toch wordt in de ISO-standaard (ISO 1996-1:2016) voorgesteld om de

CTL toe te passen ingeval van situaties waarbij sprake is van meerdere geluidbronnen. In de praktijk werkt dit als volgt: door het gebruik van CTL50 en de BR-relaties, zoals opgenomen in de Omgevingsregeling, krijgt de luchtvaart als voorbeeld een weging van +18 dB door de veel hogere hinderlijkheid van deze bron ten opzichte van wegverkeer. Dit houdt in dat de luchtvaart al tot een 50 procent kans op ernstige hinder leidt bij een geluidniveau dat 18 dB lager ligt dan wegverkeer. Dat geeft aan dat de luchtvaart als veel hinderlijker wordt ervaren dan wegverkeer.

Een duidelijk nadeel van deze manier van bepalen van de weging is dat de verschillen in de hinderlijkheid van de bronnen op een zeer vereenvoudigde manier worden meegenomen. Een vergelijking van de BR-relaties voor luchtvaart met andere geluidbronnen geeft bijvoorbeeld aan dat de relatie voor luchtvaart steiler verloopt dan voor de andere bronnen. En dat de verschillen tussen de bronnen bij lage geluidbelasting kleiner zijn dan de verschillen bij hoge geluidbelasting. Door het toepassen van de CTL50-weging gaat deze informatie in het verschil in hinderlijkheid verloren. Er wordt bij deze methode dan ook geen rekening gehouden met de verschillen per persoon, situatie, plaats of regio. Alhoewel gewogen sommatie met een weging op basis van CTL50 een praktische manier is om rekening te houden met verschillen in hinderlijkheid, doet de methode niet volledig recht aan deze verschillen tussen verschillende geluidbronnen. Ook is de methode niet onderzocht en ook nog niet in praktijk toegepast in de context van hinder door gecombineerde blootstelling.

Er is de auteurs van dit rapport geen andere manier voor het bepalen van de weging per geluidbron bekend die ook gebaseerd is op een internationale norm of in het buitenland uitvoerig wordt toegepast.

4. Energetisch verschil

Het energetisch verschilmodel is een methode voor het energetisch optellen van geluidniveaus, waarbij de gemodelleerde hinder afhankelijk is van zowel het totale geluidsniveau als het verschil in geluidsniveaus tussen twee bronnen. Van het resultaat van energetische optelling wordt bij deze methode een term toegevoegd. (Marquis-Favre et al., 2021; Taylor, 1982). Deze term wordt bepaald op basis van het absolute verschil in de geluidsniveaus van beide bronnen. Het totale geluidsniveau neemt bij deze methode toe als het verschil in geluidsniveaus tussen beide bronnen afneemt. Het energetisch verschilmodel kan worden beschouwd als een variant op het ongewogen sommatiemodel. Net zoals ongewogen sommatie, wordt er bij energetisch verschil geen directe weging toegepast voor iedere bron. In tegenstelling tot de hierboven beschreven sommatiemodellen, is het energetisch-model slechts toepasbaar in situaties waarin er sprake is van twee verschillende geluidsbronnen.

Er zijn in ons overzicht drie studies naar voren gekomen die het energetisch-verschilmodel hebben onderzocht. Dit betreffen Nguyen et al. (2012), Marquis-Favre et al. (2021) en Pierrette et al. (2012). Alle drie de studies hebben met behulp van regressieanalyses onderzocht in hoeverre de totale hinder veroorzaakt door respectievelijk geluid van wegverkeer en luchtvaart, weg- en railverkeer, en wegverkeer en

industrie kan worden voorspeld. De gebruikte onafhankelijke variabelen in de regressieanalyse zijn het totale geluidniveau, veroorzaakt door combinaties van deze bronnen, en het verschil in geluidniveau tussen deze bronnen. De resultaten van de drie studies lijken consistent, in die zin dat ze vinden dat een energetisch-verschilmodel de totale hinder niet beter lijkt te voorspellen dan andere psychofysische modellen. Het energetisch-verschilmodel is doorgaans gebruikt voor twee bronnen en houdt geen rekening met verschillen in hinderlijkheid van de bronnen.

5. Gemixt model (met bron-specifieke geluidniveaus)

Het gemixt model heeft overlap met het energetisch-verschilmodel, omdat het ook afhankelijk is van het verschil in geluidsniveaus tussen twee bronnen. Een belangrijk onderscheid is echter dat, in plaats van een term voor het totale geluidsniveau, in de vergelijking de geluidsniveaus van alle bronnen afzonderlijk zijn opgenomen. Dat maakt het mogelijk om rekening te houden met dominante geluidbronnen via de individuele wegingsfactoren van alle bronnen. Het idee is afkomstig van (Morel et al., 2012) en is ontwikkeld in een laboratoriumstudie waarin werd geprobeerd de hinder te voorspellen bij mensen die worden blootgesteld aan meerdere bronnen van industrielaawaai. Dit model kijkt naar: hoe hard elk geluid is, en hoe groot het verschil is tussen de geluidsniveaus van de twee bronnen. Het idee is dat het niet alleen uitmaakt hoe luid de geluiden van verschillende bronnen zijn, maar ook hoe luid ze ten opzichte van elkaar zijn. Als het ene geluid veel harder is dan het andere, kan dat de manier waarop mensen de hinder ervaren beïnvloeden.

De redenering achter het gemixt model is vergelijkbaar met die van het energetisch-verschilmodel, wat betekent dat deze dezelfde beperking kent in relatie tot de geschiktheid voor het rekenen met meer dan twee bronnen. Uitbreiding naar meer bronnen is methodologisch lastig en wordt daarom zelden toegepast. Van de geëvalueerde studies heeft alleen Marquis-Favre dit model onderzocht. In de studie is het model onderzocht voor verschillende combinaties van geluidbronnen: voor de combinatie van geluid van wegverkeer en luchtvaart, en voor de combinatie van geluid van weg- en railverkeer. De verklaarde variantie was voor beide combinaties relatief laag (gerapporteerde R^2_{adjusted} van 0,085 en 0,076); zeker in vergelijking met de onderzochte perceptuele modellen.

6. Respons-sommatie

Respons-sommatie is een methode om een totaal geluidniveau te bepalen voor verschillende geluidbronnen op basis van het totale energetisch opgetelde geluidsniveau en een weegterm per bron. Deze weegterm is gedefinieerd als een functie van het verschil tussen het totale geluidsniveau en het geluidsniveau van de bron, met daarbovenop een factor om het effect van hinder per bron verschillend te wegen. Het model is oorspronkelijk bedacht door (Ollerhead, 1978) en neemt de geluidsniveaus van de afzonderlijke bronnen en parallelle BR-relaties als uitgangspunt. Daarbij wordt verondersteld dat BR-relaties lineair zijn, met een gelijke richtingscoëfficiënt en een verschillend intercept. Met andere woorden: BR-relaties voor verschillende bronnen kunnen worden weergegeven door parallelle rechte lijnen. Een van deze lijnen wordt gekozen als referentie. Voor een situatie met meer bronnen wordt de

waarde D_i bepaald: het verschil tussen het geluidniveau van bron i en van de referentiebron die een gelijk hinder(effect) teweegbrengen. Het maakt voor de toepassing van het model uit of er sprake is van een situatie is waar één van de geluidbronnen overheersend is. Het model zegt dan namelijk (Nguyen et al., 2012): als een van de bronnen het totale geluidsniveau domineert (dus veel harder is dan de rest), dan is de totale hinder die mensen ervaren gelijk aan de hinder die alleen deze ene bron zou veroorzaken. Dit gaat ervan uit dat mensen vooral op het hardste geluid reageren.

Er is een aantal kanttekeningen te zetten bij de inherente principes waarop het respons-sommatiemodel is gebaseerd: zo wordt ervan uitgegaan dat BR-relaties lineair zijn. Het is echter maar zeer de vraag of deze veronderstelling klopt met de realiteit. Verder impliceert het model dat onder bepaalde condities de totale hinder lager is dan de hinder van alleen de hinderlijkste bronnen. Dit komt niet altijd overeen met de realiteit (Miedema, 1987).

De redenering van respons-sommatie is in die zin dan ook vergelijkbaar met die van het energetisch verschil, want er komt een extra bijdrage als de geluidniveaus dicht bij elkaar liggen. Deze extra bijdrage bij respons-sommatie is echter niet lineair, maar logaritmisch van aard.

In onze inventarisatie van de literatuur zijn we slechts één studie tegengekomen die het respons-sommatiemodel heeft onderzocht. Het betreft Nguyen et al. (2012): met behulp van regressieanalyses is onderzocht in hoeverre de totale hinder veroorzaakt door geluid van wegverkeer en luchtvaart kan worden voorspeld door het totale geluidniveau dat door combinaties van deze bronnen is veroorzaakt. Het is belangrijk om te vermelden dat er in deze studie twee gebieden werden onderzocht. In beide gebieden waren de geluidniveaus van wegverkeer een stuk hoger dan die van geluid van luchtvaart. Met behulp van regressieanalyse is de verklaarde variantie onderzocht. De verklaarde variantie voor het onderzochte respons-sommatiemodel is afhankelijk van welke data van welke gebieden worden gebruikt. De gevonden waarden betreffen 0,48 en 0,62 voor beide onderzoeksgebieden en 0,30 voor gegevens van beide gebieden gecombineerd. Het ligt daarmee in dezelfde orde van grootte als de andere psychofysische modellen die Nguyen et al. hebben getest.

7. Sommatie-inhibitie

Het sommatie-inhibitie model is bedacht door Powell (Powell, 1979) en geïnspireerd door de wijze van hoe neurale netwerken in het brein werken. De respons door blootstelling aan geluid wordt bepaald door een positieve bijdrage en een negatieve of maskerende bijdrage, waardoor de respons wordt geremd. Deze methode bestaat uit twee termen: één voor de totale som van geluidsniveaus en één term die bestaat uit een factor voor sommatie, zoals bij het respons-sommatiemodel en een inhibitiefactor zoals in het energetisch-verschilmodel. De formule wordt toegepast op bijdragen van twee bronnen. Er is geen formule bekend of getest voor meer bronnen dan twee. Net als Ollerhead voor respons-sommatie, gaat Powell ervan uit dat er voor verschillende typen bronnen ook verschillende BR-relaties gelden. Voor de bepaling van het totale geluidniveau gaat Powell echter

(in tegenstelling tot Ollerhead) uit van het geluidniveau van de afzonderlijke bronnen waarin maskeringseffecten tot uitdrukking komen.

Het sommatie-inhibitiemodel is alleen door Nguyen et al. onderzocht. Nadat de geluidsniveaus van wegverkeer en luchtvaart bij elkaar worden opgeteld tot een totaal geluidniveau, wordt geprobeerd de totale hinder veroorzaakt door de twee modellen te voorspellen op basis van het totale geluidniveau en een correctie factor E voor het verschil D in geluidniveau tussen twee geluidbronnen die dezelfde hoeveelheid hinder veroorzaken. In hun studie hebben Nguyen et al. een waarde van $D = 12$ gebruikt om de waarde van de correctiefactor E te bepalen. Net als voor de andere onderzochte modellen, is onderzocht wat de verklaarde variantie van het sommatie-inhibitiemodel is. Afhankelijk van welke data van welke onderzochte gebieden worden gebruikt, wordt een R^2 van respectievelijk 0,25, 0,62 en 0,22 (totaal) gerapporteerd.

C. Individuele effecten

In de categorie individuele effecten zijn twee methoden te onderscheiden

- *Individuele effecten;*
- *Individuele effecten met aanvullende termen.*

Deze methoden zijn hieronder beschreven.

8. Individuele effecten

Dit model drukt de totale hinder uit als functie van de geluidniveaus van de verschillende geluidbronnen. De methode geeft een totale kans op ernstige hinder in percentages als uitkomst. Het model gaat dus ervan uit dat elke geluidbron apart bijdraagt aan de totale hinder, en dat deze bijdragen onafhankelijk van elkaar zijn. Er wordt daarbij niet gekeken naar interacties of overlap tussen de bronnen. Met andere woorden doordat er geen interactie wordt meegenomen, wordt er geen rekening gehouden met synergie of inhibitie. Het model veronderstelt dus dat mensen in staat zijn om geluiden afzonderlijk te beoordelen en ze vervolgens te integreren via het eenvoudigste mentale proces (Taylor, 1982). Dat proces houdt in dat mensen de hinder van verschillende geluidsbronnen eerst afzonderlijk beoordelen, en vervolgens optellen.

In onze literatuurevaluatie zijn we zeven studies tegengekomen die het individuele effectenmodel hebben onderzocht (Elmehdi, 2014; Lam et al., 2009; Lechner et al., 2020; Lechner et al., 2019a; Marquis-Favre et al., 2021; Nguyen et al., 2012; Pierrette et al., 2012). In vergelijking met veel andere onderzochte cumulatied modellen bleek de verklaarde statistische variantie van deze modellen laag te zijn. Uit de resultaten bleek verder dat geluid van wegverkeer, na correctie voor blootstelling aan andere geluidbronnen, een positieve samenhang vertoonde met de totale hinder. Voor geluid van railverkeer en luchtvaart werd niet altijd een positieve samenhang met de totale hinder gevonden. Kijkend naar de onderzochte locaties lijkt het erop dat er in die gevallen mogelijk sprake is van een dominante geluidbron. Helaas is dit niet daadwerkelijk getoetst door de onderzoekers.

9. Individuele effecten met aanvullende termen

Het individuele effectenmodel met aanvullende termen is een uitbreiding op het individuele effectenmodel waarbij aanvullende termen bijdragen aan de totale hinder. Het kan gaan om:

- A. Co-determinanten op zowel individueel als groepsniveau zoals geluidgevoeligheid, leeftijd, type woning, stedelijkheid, et cetera.
- B. Interactietermen tussen de verschillende blootstellingen.

Ad A.

Door co-determinanten toe te voegen, wordt er nog steeds van uitgegaan dat elke bron zijn eigen onafhankelijke bijdrage aan de totale hinder heeft. Alleen wordt er daarbij nu ook rekening gehouden met de individuele variabiliteit in bijvoorbeeld geluidgevoeligheid, leeftijd of andere individuele kenmerken en/of de verschillen op groepsniveau in bijvoorbeeld stedelijkheid.

In onze inventarisatie van de literatuur kwamen we een aantal studies tegen die het individuele effectenmodel met aanvullende termen hadden uitgebreid: (Lam et al., 2009; Lechner et al., 2020). Eerstgenoemde onderzocht het effect van de blootstelling aan geluid van weg- en railverkeer op de totale hinder door deze twee geluidsbronnen. Daarbij werd ook een aantal co-determinanten meegenomen: geluidgevoeligheid, houding ten aanzien van de geluidbron, kwaliteit van de woonomgeving, verstoring van dagelijkse activiteiten. Uit de analyses bleek dat met name verstoring van dagelijkse activiteiten en de waargenomen lawaaierigheid van invloed was op de gerapporteerde totale hinder.

In een andere studie onderzochten Lechner et al. (2020) de samenhang tussen de blootstelling aan geluid van weg- en railverkeer en de totale door deze bronnen veroorzaakte hinder. Hiervoor gebruikten ze de regressieanalyse. De verklaarde modelvariantie (R^2) was 0,128. Na toevoeging van geluidgevoeligheid en leeftijd nam de verklaarde variantie toe tot 0,299. Verder bleek dat zowel het geluidniveau van weg- als van railverkeer statistisch significant samenhangt met de gerapporteerde totale hinder.

Het toevoegen van co-determinanten sluit goed aan bij de theorie dat hinder niet alleen wordt bepaald door het geluidniveau, maar ook door andere factoren die los staan van de blootstelling. Voor de toepassing in de praktijk is het echter wat lastiger. Het veronderstelt immers dat er voor het gebied waar je het model wil toepassen ook kennis beschikbaar is over het voorkomen (prevalentie) van de in het model meegenomen co-determinanten. Voor factoren als leeftijd en geslacht is dat goed mogelijk, maar voor co-determinanten als bijvoorbeeld geluidgevoeligheid wordt dat lastiger. Dit zou dan met apart onderzoek moeten worden bepaald. Daardoor is dit model minder geschikt om op grote schaal of op landelijk niveau toe te passen. En omdat je de aanvullende informatie over de co-determinanten vaak niet hebt, kom je automatisch weer uit bij een individuele effectenmodel zonder aanvullende termen.

Ad B.

Het individuele effectenmodel met interactie tussen bronnen is een andere mogelijke uitbreiding van het individuele effectenmodel die in enkele studies is gebruikt. Hierbij wordt er naast iedere aparte term voor elke bron ook een interactieterm toegevoegd voor het effect op de respons door een interactie tussen bronnen. Door een interactieterm toe te voegen aan het model, wordt aangenomen dat de bijdrage van de ene bron aan de totale hinder afhangt met de bijdrage van de andere bron.

Dit bemoeilijkt de interpretatie van de individuele termen.

Ook Lechner et al. (2019) hebben interactie termen toegevoegd aan hun individuele effectenmodel, waarmee ze de bijdrage van het geluid van wegverkeer, railverkeer en luchtvaart aan de totale hinder onderzochten. Ze bekeken echter ook al uni-variatie-analyses. Daaruit bleek dat alleen geluid van wegverkeer en luchtvaart significant waren geassocieerd met het percentage totale ernstige hinder. Geen van de toegevoegde interactietermen bleek echter statistisch significant te zijn. Dit betekent dat de gevonden associatie tussen geluid van wegverkeer en totale hinder onafhankelijk is van de blootstelling aan geluid van rail en/of luchtvaart.

Ook in de twee NORAH-studies (gerapporteerd in Wotghe et al., 2017) is een individuele effectenmodel onderzocht met interactietermen. In de studies zijn de effecten van de gecombineerde blootstelling aan geluid van luchtvaart en wegverkeer en luchtvaart en railverkeer onderzocht. Uit de analyses naar de gecombineerde blootstelling aan geluid van wegverkeer en luchtvaart bleek dat de interactie tussen beide geluidbronnen statistisch significant was ($p = 0,02$). Dit betekent dat het effect van geluid van wegverkeer op de totale hinder afhankelijk is van het geluidniveau van luchtvaart. Verder bleek dat de blootstelling aan geluid van railverkeer in een gebied waar sprake is van gecombineerde blootstelling aan geluid van wegverkeer en luchtvaart niet samenhang met de totale hinder. Uit de analyses naar de gecombineerde blootstelling aan geluid van luchtvaart en railverkeer bleek dat de interactie tussen beide geluidbronnen niet statistisch significant was ($p = 0,52$). Dit betekent dat het effect van geluid van wegverkeer op de totale hinder onafhankelijk is van het geluidniveau van railverkeer. Verder bleek dat de blootstelling aan geluid van wegverkeer in een gebied waar sprake is van gecombineerde blootstelling aan geluid van railverkeer en luchtvaart niet samenhang met de totale hinder.

Hoewel de toepassing dus lastiger is dan zonder een extra term voor de interactie, geeft het intuïtief wel een beter beeld van wat er aan de hand is.

D. Dominante bron

In de categorie dominante bron zijn drie methoden te onderscheiden:

- *Dominante bron op basis van geluidniveau;*
- *Conditioneel dominante bron;*
- *Dominante bron op basis van hinderlijkheid.*

De methoden staan hieronder beschreven.

10. Dominante bron op basis van geluidniveau (zonder condities)
 Volgens het dominante bronmodel wordt de totale hinder bepaald door de bron die het meest overheerst ('dominant') is. Maar hoe wordt bepaald of een bron 'dominant' is? Dat kan door te kijken naar welke bron het hoogste geluidniveau heeft (de luidste bron is dominant), of door te kijken welke bron het hoogste hinder niveau heeft. In deze paragraaf bespreken we het dominante bronmodel waarbij op basis van geluidsniveaus wordt bepaald welke bron dominant is (Lechner et al., 2019b; Wothge et al., 2017). Lechner et al. (2019) onderzochten de correlatie tussen de totale hinder en de hinder die afkomstig is van de dominante bron: deze was 0,112. Dit was lager dan de correlaties tussen de totale hinder en de hinder door respectievelijk geluid van wegverkeer, railverkeer en luchtvaart ($r \sim 0,40 - 0,50$).

Voor het dominante bronmodel op basis van geluidsniveau wordt de dominante bron vastgesteld aan de hand van het *hoogste gemiddelde geluidniveau over een periode*, waarbij een 'winner takes it all'-benadering geldt. Deze benadering houdt in dat geluidsniveaus van alle relevante bronnen op een woonlocatie worden bepaald, maar dat uitsluitend de bron met hoogste geluidniveau (doorgaans L_{den} of L_{Aeq} over een gegeven periode) maatgevend is voor de kans op ernstige hinder. In onze evaluatie van de literatuur zijn we geen studies tegengekomen die de dominante bron hebben vastgesteld op basis van alleen het geluidniveau, zonder daaraan een verdere voorwaarde te verbinden over bijvoorbeeld hoe groot het verschil in geluidsniveau dan tussen bronnen moest zijn.

Een duidelijk nadeel van deze methode is dat er geen rekening wordt gehouden met de verschillen in hinderlijkheid van de verschillende bronnen. Een bron die het hoogste geluidniveau produceert - maar niet de hoogste kans op hinder geeft - kan bij deze methode als 'dominant' worden beschouwd, terwijl een andere bron op die locatie wellicht de meeste hinder veroorzaakt.

11. Conditioneel dominante bron

Het conditioneel dominante bronmodel is een variant van het dominante bronmodel op basis van geluidsniveaus met een extra voorwaarde op de definitie van dominantie. De extra voorwaarde bij deze variant stelt als eis dat een bron enkel dominant is wanneer het relatieve geluidsniveau tot andere bronnen of achtergrondgeluid hoger is dan een vooraf gestelde drempelwaarde.

In onze evaluatie van de literatuur zijn we verschillende studies tegengekomen die het dominante bronmodel hebben onderzocht, waarbij de dominante bron is vastgesteld op basis van het geluidniveau van de verschillende bronnen en de verschillen in geluidniveau tussen de bronnen (Bodin et al., 2015; Hong et al., 2009; Wothge et al., 2017). In deze studies zagen we dat een verschil in geluidniveau van respectievelijk 10, 2,5 en 3 dB werd vereist. De resultaten van Wothge en Hong komen redelijk overeen. Je ziet dus dat bij alle geluidsniveaus de totale hinder steeds wordt beïnvloed door de hinderlijkste geluidbron. Volgens de onderzoekers is die hinderlijkste geluidbron het geluid van luchtvaart. De invloed van geluidbronnen die doorgaans als minder hinderlijk worden beschouwd, is een stuk kleiner. Zelfs in situaties waar

ze qua geluidniveau dominanter zijn dan geluid van luchtvaart. De resultaten van Bodin et al. zijn lastiger te duiden. Bij vrij lage geluidsniveaus (45-55 dB) was de mate van hinder het grootste bij >3 dB dominant wegverkeer, maar bij hogere geluidsniveaus was de invloed van de dominante bron weer klein. Wellicht komt dit door het feit dat het verschil in hinderlijkheid tussen geluid van weg- en railverkeer niet zo groot is.

12. Dominante bron op basis van hinderlijkheid

De dominante bron kan ook op basis van de hinderlijkheid worden bepaald. In dat geval vormt niet de blootstelling in decibel (luidheid), maar de hinder het ijkpunt voor de definitie van dominantie. De bron die de *hoogste kans op ernstige hinder* geeft in percentages wordt beschouwd als dominant en representatief voor de totale situatie. Bronnen die een lagere kans op hinder geven, worden bij deze methode niet meegewogen. Dit model staat in de literatuur ook wel bekend als het 'strongest component'-model. En het is vooral goed toepasbaar in situaties waar de verschillen in hinderlijkheid tussen bronnen groot is. Het model is minder geschikt in situaties waar de verschillen in hinderlijkheid klein zijn.

Toepassing in de praktijk is in vergelijking met een aantal fysieke cumulatieve modellen wel bewerkelijker. In de praktijk kun je de dominante bron op basis van hinderlijkheid op twee manieren bepalen. Een eerste optie is dat onder een studiepopulatie de hinder voor elke bron apart wordt geïnventariseerd via vragenlijsten. Wanneer deze informatie niet voorhanden is, kan er als alternatief worden gekozen om in plaats van vragenlijsten de mate van ernstige hinder van iedere bron te *berekenen* op basis van actuele en representatieve blootstelling-responsrelaties. Deze tweede manier is wellicht minder accuraat, omdat er geen lokale gegevens worden gebruikt, maar het model is daarmee wel op een grote schaal en rechtstreeks toepasbaar (zonder de behoefte om vragenlijstonderzoek uit te voeren).

In de literatuur kwamen we drie studies tegen die het dominante bronmodel op basis van hinderlijkheid hebben onderzocht (Lechner et al., 2019b; Marquis-Favre et al., 2021; Nguyen et al., 2012; Pierrette et al., 2012). Daarbij is totale hinder gerelateerd het maximale hinderniveau van het geluid van een van de geluidbronnen in een situatie. (In de studie van Nguyen et al. zijn de onderliggende BR-relaties toegepast om de hinder van verschillende bronnen te bepalen. In de overige twee studies zijn de resultaten uit de vragenlijsten gebruikt. In de studie van Marquis-Favre en Pierrette zijn zowel bron-specifieke hinder als totale hinder gemeten via een vragenlijst. Aan de hand van de bron-specifieke hinderscores is bepaald welke bron voor een bepaalde deelnemers als meest hinderlijk was. Uit de resultaten bleek dat de verklaarde variantie van dit zogenoemde 'strongest component-model' in vergelijking met de ander cumulatieve methoden hoog was: R^2 varieerden van $\sim 0,59 - 0,92$. De gerapporteerde variantie was ook erg hoog (0.86) in de studie van Nguyen et al. Daarin was gebruikgemaakt van blootstelling-responsrelaties om de hinder per bron mee af te leiden.

E. Perceptuele modellen

Kenmerk van de categorie perceptuele modellen is dat de totale hinder niet op basis van individuele geluidniveaus per bron, maar op basis van de hinderbijdrage per bron wordt bepaald als uitkomst van een vragenlijstonderzoek. Bij deze categorie kunnen de volgende vier methoden worden onderscheiden:

- Individuele effecten op basis van hinderlijkheid;
- Gemixt model;
- Vector-sommatiemodel;
- Luidheid-model.

13. Individuele effecten op basis van hinderlijkheid

In dit model wordt de totale hinder uitgedrukt als functie van de hinder van de verschillende geluidbronnen. Het idee hierachter is dat mensen in staat zijn om elke bron afzonderlijk te identificeren en de hinderlijkheid daarvan te beoordelen. Net als het individuele effectenmodel op basis van geluidniveaus, wordt bij het individuele effectenmodel op basis van hinderlijkheid niet gekeken naar interacties of overlap tussen de bronnen. Met andere woorden: doordat er geen interactie wordt meegenomen, wordt er geen rekening gehouden met synergie of inhibitie.

In plaats van geluidsniveau als onafhankelijke variabele, wordt er in de formule gerekend met de hinderscore van elke bron. Elke score krijgt daarbij een weging met (regressie)coëfficiënten. De mate van hinder per bron wordt vaak bepaald via een vragenlijstonderzoek onder omwonenden. In de literatuur staat het individuele effectenmodel op basis van hinderlijkheid ook wel bekend als 'linear regression-model'. In onze inventarisatie van de literatuur bleken alleen Marquis-Favre en Pierrette het individuele effectenmodel op basis van hinderlijkheid te hebben onderzocht. In vergelijking met het individuele effectenmodel op basis van geluidniveaus deed het model het op basis van hinderlijkheid een stuk beter. De gevonden verklaarde varianties voor de individuele effecten modellen op basis van hinderlijkheid varieerden van $\sim 0,57 - 0,74$. Voor de individuele effectenmodellen op basis van geluidniveaus waren de verklaarde varianties in deze studies: $\sim 0,06 - 0,09$. Toch deed het model het iets minder goed als het dominante bronmodel op basis van hinderlijkheid. Zowel Marquis-Favre als Pierrette houden in hun regressiemodellen geen rekening met de effecten van co-determinanten.

Toepassing van het individuele effectenmodel op basis van hinderlijkheid in de praktijk is bewerkelijk: idealiter moet je ervoor zorgen dat je met behulp van vragenlijst die onder een goede steekproef van het relevante gebied is afgenomen, informatie hebt over de hinder die mensen ondervinden voor de verschillende bronnen in hun woonomgeving. Het uitvoeren van een vragenlijstonderzoek is helaas niet altijd mogelijk. Wanneer dat wel mogelijk is, is het de vraag of de verzamelde data en individuele effectenmodel dat op basis van deze data is afgeleid, toepasbaar is op een ander gebied. Verder gelden voor deze methode dezelfde aandachtspunten als voor het individuele effectenmodel (op basis van geluidniveaus), namelijk dat de bijdrage van een bron op de totale hinder negatief kan zijn, wat niet goed uitlegbaar is.

14. Gemixt model op basis van hinderlijkheid

Het perceptuele gemixt model op basis van hinderlijkheid is de perceptuele versie van het gemixt model op basis van geluidniveaus dat we eerder presenteerden. Het model veronderstelt dat mensen verschillende geluiden kunnen herkennen. Elke bron krijgt ook een eigen beoordeling (qua hinder). De totale hinder wordt echter aangepast op basis van de meest hinderlijke bron en de bijdrage van andere bronnen. De redenatie voor het gemixt model is vergelijkbaar met die van het energetisch verschilmodel, waardoor deze dezelfde beperking kent dat het aantal meegewogen bronnen tot maximaal twee wordt beperkt.

In onze literatuurevaluatie zijn we twee studies tegengekomen die het gemixte model op basis van hinderlijkheid hebben onderzocht: Marquis-Favre (2021) en Pierrette (2012). Uit hun analyses bleek dat dit model, net als het dominante bronmodel op basis van hinderlijkheid, een hoge mate van representativiteit geeft voor de totale hinder. Er werden verklaarde varianties van $\sim 0,7 - 0,9$ gevonden. Ook hier is geen rekening gehouden met co-determinanten.

15. Vector-sommatiemodel

Net als het gemixte model, veronderstelt het vector-sommatiemodel dat mensen verschillende geluiden kunnen herkennen. Elke bron krijgt ook een eigen beoordeling (qua hinder). In plaats van de hinderscores per bron bij elkaar op te tellen, wordt de wortel genomen uit de som van de kwadraten van de afzonderlijke hinderscores. Dit staat gelijk aan de totale omvang van hinder voor twee orthogonale (onafhankelijke) componenten. In werkelijkheid zijn twee bronnen niet volledig onafhankelijk van elkaar. Daarom wordt er in sommige gevallen nog een interactieterm toegevoegd. Met de interactieterm houdt het model rekening met feit dat de combinatie van bronnen samen een ander effect kan hebben dan elke bron afzonderlijk, zie vergelijking 15 in Bijlage 5. Zowel Pierrette als Marquis-Favre geven in hun publicatie aan dat ze het vector-sommatiemodel hebben onderzocht. Alleen Marquis-Favre heeft een interactieterm opgenomen, aangeduid met de hoek $\alpha_{1,2}$. In beide studies is de verklaarde variantie van het model onderzocht, om te bekijken hoe goed de modellen de werkelijkheid benaderen. Net als de andere onderzochte modellen deed het vector-sommatiemodel het goed: verklaarde varianties van $0,77 - 0,88$ werden gevonden. Dit is in dezelfde orde van grootte als het dominante bronmodel op basis van hinderlijkheid ($0,75 - 0,92$). Omdat het om twee verschillende studies gaat, kan niet worden gezegd of de modellen van Marquis-Favre (met interactie) het nu beter doen dan de modellen van Pierrette (zonder interactie).

Zonder interactietermen zou het model voor situaties met meer dan twee bronnen kunnen worden gebruikt. Gebruik van de interactieterm lijkt het model te beperken tot een situatie met twee geluidsbronnen. Als de interactieterm wordt bepaald voor alle combinaties van hinderbronnen, dan kan dit model ook in principe worden toegepast voor meer dan twee bronnen. De complexiteit neemt dan echter wel sterk toe, omdat er meer interactietermen moeten worden opgenomen. Een grootschalig hinderonderzoek is noodzakelijk om in te schatten hoe deze zich in de praktijk gedragen in verschillende geluidomgevingen.

16. Luidheid-model

Het luidheid-model (ISO 5321-1/2 norm) is een complex model uit de psycho-akoestiek, waarbij de totale hinder wordt beschreven door partiële luidheid van alle geluidsbronnen. Luidheid, uitgedrukt in de eenheid 'sone', gaat uit van de perceptuele ervaring van intensiteit van een geluidsbron. Eén sone staat gelijk aan een luidheidniveau van 40 phon. En een verdubbeling van het aantal sone staat gelijk aan een verdubbeling van de luidheid. Een belangrijke eigenschap van het model is dat het maskeereffect kwantificeert tussen de verschillende bronnen. Er zijn twee type luidheid-modellen: één volgens de methode(n) van Zwicker (Zwicker & Scharf, 1965) en één volgens de methode van Moore (Moore & Glasberg, 2007). In de studie van Lee en collega's (Lee et al., 2021) is gebruikgemaakt van het Moore-model. In de publicatie van Lee zijn de parameters in het model om de partiele luidheidsafgeleid op basis van een lab-experiment (n=14), om de invloed van versturende variabelen te minimaliseren. Vervolgens zijn hindergegevens van een woonpopulatie via een in Zuid-Korea uitgevoerd veldonderzoek (n=1.000 verdeeld over vier blootstellingsgroepen) gebruikt om de uiteindelijke hindercurve als functie van de gecombineerde bijdragen te fitten op de verkregen hindergegevens. Op basis van de fit is geconcludeerd dat de verwachte hinder voor alle equivalente blootstellingsniveaus van wegverkeer hoger is dan voorspeld met de Miedema-relaties.

Omdat het luidheid-model kijkt naar hoe luid mensen geluiden ervaren en beoordelen, is het een perceptueel model. Daarom is een perceptie-onderzoek een belangrijk voorwaarde om het model te toetsen.

4.3 Inventarisatie op basis van rondvraag toepassing cumulatie in andere landen

De rondvraag bij buitenlandse partijen laat zien dat cumulatiemethoden in andere landen, buiten een wetenschappelijke setting, zeer beperkt worden toegepast. Er zijn bij het RIVM op dit moment geen landen bekend die hiervoor specifieke regelgeving hebben. Om te onderzoeken of methoden toch gebruikt worden voor andere doeleinden (denk bijvoorbeeld aan ruimtelijke onderbouwing), is binnen de thematische groep Geluid van het Europees milieuagentschap (EEA) gevraagd of bij hen bekend was of in hun land geluid gecumuleerd wordt en dat dit gecumuleerde geluid vervolgens ook beoordeeld wordt. Dit blijkt zeer beperkt het geval te zijn. Alleen in Denemarken en Duitsland kwam dit voor. In Denemarken ging het om enkele gevallen waarbij geluid van weg- en railverkeer, volgens het equivalente hindermodel, werd opgeteld en beoordeeld. Er geldt daarvoor geen wettelijke verplichting of grens- of advieswaarden.

In Duitsland is er door de 'Verein Deutscher Ingenieure' (VDI) een richtlijn gepubliceerd (Engl. Normenausschuss Akustik, 2013). Deze richtlijn gaat uit van de equivalente hindermethode en daarvoor worden de Miedema BR-relaties gebruikt. Er staat wel dat als recentere of lokale BR-relaties bekend zijn deze dan de voorkeur hebben. In afwijking van de momenteel in Nederland geïmplementeerde methode, wordt er geen equivalent geluidniveau berekend, maar is de kans op hinder gebaseerd op het equivalente geluidniveau. Deze laatste stap wordt gedaan door

het equivalente gecumuleerde geluidniveau toe te passen op de blootstelling-respons-relatie voor wegverkeer. Het is niet bekend hoe vaak deze methode wordt gebruikt. Wel heeft de Duitse Umwelt Bundesamt een vervolgonderzoek laten uitvoeren naar actualisatie van de methode en eventuele toepassing in regelgeving. Het resultaat is in 2023 gepubliceerd (Liepert et al., 2023).

Het rapport van dat vervolgonderzoek van de 'Umwelt Bundesamt' bevat een conceptaanpassing van regelgeving voor geluid. Daarbij wordt ook gekeken naar de combinatie met doelmatigheid van maatregelen en hoe kosten van maatregelen verdeeld worden onder veroorzakers. Onderdeel daarvan is een geactualiseerde VDI-methode waarbij de WHO BR-relaties worden gebruikt (World Health Organization. Regional Office for Europe, 2018). Ook wordt niet meer een kans op hinder, maar een equivalent geluidniveau voor wegverkeer berekend. Dit wordt voor meerdere gezondheidseffecten gedaan, zoals kans op (ernstige) slaapverstoring en verhoogd risico op ischemische hartziekten.

5 Beoordeling gevonden methoden

5.1 Beoordelingscriteria

Deze paragraaf beschrijft de beoordelingscriteria die in paragraaf 5.2 gebruikt worden om de gevonden methoden tegen elkaar af te wegen. De criteria worden opgesplitst in drie categorieën – geschiktheid voor beleid, toepasbaarheid voor Nederland en solide wetenschappelijke basis.

5.1.1 *Geschiktheid voor beleid*

De eerste categorie van beoordelingscriteria gaat over de geschiktheid van de gevonden methoden voor beleid. Dit betekent dat het resultaat van een model gebruikt moet kunnen worden voor de beoordeling van het gecumuleerde geluid, zoals bedoeld in het Besluit kwaliteit leefomgeving (Bkl).

Voor deze categorie zijn vier beoordelingscriteria bepaald, waarbij gekeken wordt of het model een potentieel model is om, op niet al te lange termijn, als methode opgenomen te worden in het stelsel Omgevingswet. De criteria zijn in Tabel 3 samengevat, naast de vraag die per criterium bij de beoordeling is gesteld. Onder de tabel staat wat meer uitleg over de criteria.

Tabel 3 Beoordelingscriteria voor de beoordeling op geschiktheid voor beleid en de bijbehorende vragen gesteld per criterium.

Nr.	Criterium	Aspect waarop gescoord is
1	Inpasbaar in het stelsel van de Omgevingswet.	Is de methode toepasbaar binnen het stelsel van de omgevingswet?
2	Vlot implementeerbaar in de regelgeving, zonder lange doorlooptijd.	Kan op basis van de bestaande gegevens/literatuur de methode geïmplementeerd worden en is er geen aanvullend onderzoek noodzakelijk om de methode uit te werken?
3	Recht doet aan hinderlijkheid van verschillende bronnen.	Houdt de methode rekening met verschillen in hinderlijkheid per bron?
4	Geeft kwantitatief beeld van gecumuleerde situatie.	Geeft de methode een getal als resultaat, bijvoorbeeld een decibel waarde of percentage waarbij een dergelijk getal met akoestisch onderzoek (dat wil zeggen geluidberekening) kan worden bepaald?

Inpasbaar in het stelsel van de Omgevingswet

Een alternatieve cumulatiemethode dient inpasbaar te zijn in het stelsel van de Omgevingswet. Daarbij is gekeken naar de volgende punten:

- Toepasbaar op alle combinaties van geluidbronnen zoals genoemd in het Bkl: wegverkeer, spoorverkeer, luchtvaart, industrie, windturbines en schietbanen.
- De methode moet kunnen worden toegepast waarbij als invoergegeven berekende of beschikbaar gestelde geluidniveaus worden gebruikt. Dit zijn niveaus in L_{den} voor de meeste bronnen ($B_{s,dan}$ voor schietgeluid).

Wanneer aan bovenstaande punten voldaan wordt kan, relatief eenvoudig, de cumulatiemethode toegepast worden bij een standaard akoestisch onderzoek

Er is niet gekeken naar eventuele juridische houdbaarheid van de methode of hoe vervolgens de beoordeling van aanvaardbaarheid wordt gedaan.

Vlot implementeerbaar in de regelgeving

Een voorwaarde bij dit onderzoek is dat een methode vlot implementeerbaar moet zijn. Voor deze beoordeling wordt dan ook gekeken of er gegevens beschikbaar zijn om de methode te implementeren, of dat bestaande gegevens geschikt gemaakt kunnen worden. Wanneer bij een methode er eerst (uitvoerig) aanvullend onderzoek nodig is om die methode toepasbaar te maken, dan is die volgens deze beoordeling niet geschikt. Dit criterium zegt niets over de kwaliteit van de methoden of beschikbare data.

Recht doet aan hinderlijkheid van verschillende bronnen

Een uitgangspunt van dit onderzoek is dat er rekening wordt gehouden met de mate van hinderlijkheid bij de cumulatiemethodes. Een methode die niet met de verschillen in hinderlijkheid rekening houdt, valt daarom af. Ook methodes die naar andere gezondheidseffecten kijken, vallen af.

Geeft kwantitatief beeld van de hinder situatie

Nog een belangrijke eis is dat de op te nemen cumulatiemethode een kwantitatief beeld geeft van de totale hindersituatie door de blootstelling aan verschillende geluidbronsorten. Een kwantitatieve waarde is bijvoorbeeld een decibel waarde, maar ook een percentage dat de kans op ernstige hinder aangeeft.

5.1.2 *Toepasbaarheid op de Nederlandse situatie*

De centrale vraag die bij deze categorie van criteria is gesteld, luidt: "In hoeverre kunnen de cumulatiemethoden, die onderzocht en afgeleid zijn voor een bepaalde studiepoulatie, worden toegepast om de invloed van gecombineerde blootstelling in een andere populatie te schatten?"

Met andere woorden: kan worden aangenomen dat de gevonden methoden uit studies uitgevoerd in andere landen overdraagbaar zijn naar de Nederlandse situatie. Dit betekent over het algemeen dat de kenmerken van de onderzoekspoulatie en de condities waaronder het onderzoek heeft plaatsgevonden niet te veel mogen verschillen van de kenmerken van de populatie en de condities waarop je de onderzoeksresultaten wil toepassen.

Het is dan nodig dat de onderzoekspopulatie vooral representatief moet zijn voor de te bestuderen relatie zelf. Er hoeft dus geen representativiteit te zijn op alle determinanten van het te onderzoeken gezondheidseffect (in dit geval totale hinder). Het is bijvoorbeeld goed verdedigbaar dat de relatie tussen de blootstelling aan geluid van wegverkeer en totale hinder gevonden in een onderzoek bij mannen ook voor vrouwen zal gelden. Er is in de onderzochte literatuur geen sterk bewijs geleverd voor significante verschillen in de perceptie van verschillende geluidsbronnen tussen mannen en vrouwen.

Daarentegen kunnen verwachtingen van een groep de relatie tussen blootstelling van geluid en hinder beïnvloeden. Dit betekent dat de curve van de afgeleide BR-relatie in een groep met negatieve verwachtingen niet zonder meer toepasbaar is op een groep met positieve verwachtingen (Houthuijs & Van Wiechen, 2006; Van Kempen & Simon, 2019).

Wat het extra lastig maakt om te bepalen in hoeverre resultaten van verschillende onderzoeken toepasbaar zijn op de Nederlandse situatie, is dat in relatie tot hinder niet alleen persoonlijke factoren (zoals geluidgevoeligheid) of sociale factoren (bijvoorbeeld houding ten opzichte van de bron of verwachtingen), maar ook situationele of contextuele factoren een rol spelen. Dit zijn factoren die iets zeggen over de context waarin iemand is blootgesteld. Denk bijvoorbeeld aan het proces rond veranderingen in situaties, zoals de aanleg van een nieuwe startbaan of snelweg. Zo weten we op basis van de literatuur dat als je een onderzoek naar de relatie tussen geluid van luchtvaart en hinder uitvoert, het uitmaakt of je dat onderzoek direct na het openen van een nieuwe startbaan uitvoert, of op een latere termijn.

De hinderreacties van mensen in verschillende landen kunnen verder van elkaar verschillen door bijvoorbeeld verschillen in culturele verwachtingen over de acceptatie van transportgeluid, verschillen in klimatologische omstandigheden, maar ook door de mogelijke verschillen in beschikbare geluidisolatie technieken. Andere factoren die een rol spelen in de beoordeling van de toepasbaarheid van onderzoeken op andere populaties zijn bijvoorbeeld verschillen in dagelijkse activiteitenpatronen, verschillen in vliegpatronen en verschillen in de samenstelling van de vloot voor bijvoorbeeld wegverkeer of luchtvaart tussen landen.

Om toch een inschatting te geven over de mate van toepasbaarheid van de gevonden methoden voor de Nederlandse situatie, is er gelet op de volgende aspecten:

Kenmerken van de onderzochte studielocatie

De onderzochte studielocatie kan mogelijk verschillen van de situatie zoals die zich in Nederland voordoet. Daarbij gaat het zowel om de kenmerken van het gebied zelf, als om de kenmerken van de gebouwen en de omgeving waarin de deelnemers wonen. Zijn studies uitgevoerd in zeer stedelijke gebieden, waarbij de deelnemers vooral in appartementencomplexen wonen, van toepassing op de Nederlandse situatie? De resultaten van onderzoeken waarbij de invloed van stedelijkheid op de gerapporteerde hoeveelheid hinder is onderzocht,

laten een inconsistent beeld zien. Resultaten van gevonden studies die het effect van woningkenmerken als type woning en type beglazing op de gerapporteerde hinder hebben onderzocht, zijn ook niet eenduidig. Wel zien we dat er aanwijzingen zijn dat mensen die in een woning wonen waar de slaapkamer aan de rustige zijde van een woning is gelegen, minder hinder en slaapverstoring rapporteren, dan mensen die in een woning wonen waar dat niet het geval is.

Verder is er een aantal studies gevonden dat uitgevoerd is in bergachtig gebied. De vraag is of de uitkomsten daarvan van toepassing zijn op de Nederlandse situatie waar het toch vooral om vlak gebied gaat.

Kenmerken van de studiebevolking

Zoals we al eerder hebben aangegeven, hebben co-determinanten (niet-akoestische factoren) uit de groep van persoonlijke en sociale factoren (bijvoorbeeld angst voor de bron en geluidgevoeligheid) een relatief groot effect op de gerapporteerde hinder (Breugelmans et al., 2019; Dusseldorp et al., 2011; Van Kempen & Simon, 2019). Helaas is lastig te bepalen hoeveel mensen in Nederland geluidgevoelig zijn, hoeveel mensen angst hebben voor bepaalde geluidbronnen, dan wel welke verwachtingen ze hebben over omgevingsgeluid. Bovendien zijn sociale factoren, zoals houding en verwachtingen, vaak aan verandering onderhevig. Daardoor is het heel lastig om met deze factoren rekening te houden bij het toepassen van een methode.

Bij de toepassing kan wel gelet worden op de verdeling van leeftijd, geslacht en sociaal-economische factoren. Vanuit de literatuur over de associatie tussen omgevingsgeluid en hinder weten we echter dat demografische en sociaaleconomische factoren een relatief kleine invloed hebben op de gerapporteerde hinder (Dusseldorp et al., 2011; Houthuijs & Van Wiechen, 2006). De relatie tussen geluid en ernstige hinder in volwassen populaties lijkt verder niet te verschillen tussen verschillende leeftijdsgroepen (Van Gerven et al., 2009). Dit betekent dat een bevinding van een studie onder wat oudere volwassen deelnemers ook van toepassing kan zijn op jongere volwassen deelnemers.

Onderzochte blootstellingsbronnen

Ook de onderzochte combinaties van blootstellingsbronnen kunnen mogelijk verschillen van de situatie zoals die zich in Nederland voordoet. Hoe wordt de blootstelling gekenmerkt: welke combinaties van bronnen zijn onderzocht en hoe verhoudt dit zich met de situatie in Nederland? Bijvoorbeeld wat als in een studie de ene bron vooral overdag operationeel is en de andere vooral in de nacht (zoals goederentreinen of luchtvaart) en of dat verschilt met de situatie in Nederland. De meest relevante geluidsbronnen voor de Nederlandse situatie (en voor dit onderzoek) zijn wegverkeer, railverkeer en luchtvaart (met industrie ook relevant, maar minder maatgevend).

Context

Uit onderzoek naar de relatie tussen omgevingsgeluid en hinder is bekend dat mensen door veranderingen in omgevingsgeluid vaak een sterkere hinderreactie geven dan op basis van de dan geldende BR-relaties wordt verwacht (Brown & Van Kamp, 2009). Hierbij kan gedacht

worden aan bijvoorbeeld wijziging van beleid of de aanleg van een nieuwe start/landingsbaan of een nieuwe spoorlijn. Als onderdeel van de 'evidence review' van Guski et al. (Guski et al., 2017) werden de resultaten van studies waarin een verandering plaatsvond, vergeleken met de resultaten van studies waarin geen verandering plaatsvond. Uit deze vergelijking bleek dat de relatie tussen geluid en ernstige hinder sterker was in de studies waarin een verandering plaatsvond, dan in de studies waarin geen verandering plaatsvond. Studies die vlak voor/na dan wel tijdens een verandering zijn uitgevoerd, achten we daarom minder goed van toepassing.

Tabel 4 Beoordelingscriteria voor de beoordeling van toepasbaarheid op de Nederlandse situatie.

Nr.	Criterium	Vraag gesteld bij de beoordeling
1	Onderzochte studielocatie	Op welke locatie(s) is het onderzoek uitgevoerd (stedelijke omgeving of anders, soort landschap, type bebouwing et cetera)?
2	Onderzochte studiepopulatie	In welke populatie is het onderzoek uitgevoerd (bij voorkeur onder volwassenen)?
3	Onderzochte blootstellingsbronnen	Welke combinaties van welke bronnen zijn onderzocht?
4	Context	Is er sprake van een 'verandersituatie'?

5.1.3

Solide wetenschappelijke basis

Het is belangrijk dat de studies waarin de verschillende cumulatiemethoden zijn onderzocht van voldoende kwaliteit zijn. In de epidemiologie zijn diverse instrumenten beschikbaar waarmee de kwaliteit van een observationele studie kan worden beoordeeld. Om de wetenschappelijke kwaliteit van de onderliggende studies (en daarmee van de gevonden cumulatiemethoden) te beoordelen, hebben we in onderhavige rapportage gebruikgemaakt van de werkwijze, zoals ook gebruikt bij de beoordeling van studies opgenomen in de WHO-evidence reviews (Guski et al., 2017; Van Kempen et al., 2018). Concreet is er op de volgende aspecten gelet:

1. Selectie van onderzoekslocatie(s) en deelnemers:

- a. *Hoe is de selectie van locaties tot stand gekomen: 0 = niet beschreven, 1 = opportunity (gelegenheid locaties), 2 = geselecteerd op basis van gegevens over blootstelling en/of andere relevante kenmerken (bijvoorbeeld op een bepaalde afstand van een luchthaven). Als het effect van blootstelling aan meerdere geluidbronnen wordt onderzocht, moet er ook voor worden gezorgd dat er locaties worden meegenomen waar mensen aan verschillende combinaties van geluidbronnen worden blootgesteld.*
- b. *Hoe is de selectie van deelnemers tot stand gekomen: 0 = niet beschreven, 2 = opportunity (gelegenheidssample), 3 = random steekproef, zonder rekening te houden met kenmerken locatie(s), 4 = random steekproef waarbij gestratificeerd is op blootstelling/locatie kenmerken.*

- c. *Hoe hoog was de respons: hoeveel van de uitgenodigde deelnemers deden uiteindelijk mee aan het onderzoek? Naarmate een kleiner deel van de uitgenodigde deelnemers meedoet, is de kans op respons-bias groter. Voor de WHO is een afkappunt van 60 procent gehanteerd, wat vrij hoog is. Zeker als wordt bedacht dat tegenwoordig steeds minder mensen meedoen aan een vragenlijstonderzoek. Een respons van 30 procent of meer kan tegenwoordig al als 'best hoog' worden beschouwd. Er wordt op de volgende verdeling beoordeeld: 0 = niet gerapporteerd/onduidelijk, 1 = gerapporteerd en 30-60 procent, 2 = respons is 60 procent of meer.*

2. Hoe is de blootstelling aan geluid van de deelnemers gemeten en op welke manier is deze uitgedrukt?

- a. *Aantal geluidbronnen dat is meegenomen in het onderzoek: 0 = er is slechts één geluidbron meegenomen, of er zijn meerdere geluidbronnen meegenomen, maar deze zijn apart/onafhankelijk van elkaar onderzocht; 1 = er zijn minimaal twee verschillende geluidbronnen meegenomen en die zijn tegelijk/in samenhang onderzocht.*
- b. *Meting van de blootstelling: 0 = het is op basis van wat is beschreven in de publicatie onduidelijk hoe de blootstelling is bepaald; 1 = met behulp van geluidmodellen zijn equivalente geluidsniveaus geschat, die zijn gekoppeld aan het gebied (postcode, straat, stad) waarin de deelnemers wonen. Of er is een aantal metingen verricht in het gebied waarin de deelnemers wonen (dus niet voor elke woning van een deelnemer); 2 = met behulp van geluidmodellen zijn equivalente geluidsniveaus geschat die zijn gekoppeld aan het woonadres van de deelnemer, of er zijn valide metingen verricht aan de gevel van de woningen van de deelnemers.*
- c. *Hoe wordt het geluidniveau uitgedrukt: Om de resultaten zo goed mogelijk te laten aansluiten op de Nederlandse wet- en regelgeving in Nederland, is het belangrijk dat de blootstelling aan geluid van de onderzochte bronnen wordt uitgedrukt met een L_{den} -waarde (score = 2); de blootstelling wordt uitgedrukt aan de hand van bijvoorbeeld een L_{dn} of $L_{Aeq24hr}$ (score = 1). De blootstelling wordt uitgedrukt in een andere geluidmaat zoals een L_{night} -waarde, wat minder goed aansluit op de te onderzoeken respons (hinder) (score = 0).*

3. Hoe is hinder gemeten?

- a. *Er is sinds 2003 een gestandaardiseerde vraag met bijbehorende antwoordcategorieën voorhanden (ISO, ISO/TS 15666:2003), die kan worden gebruikt om de mate van hinder door geluid te meten. Deze gestandaardiseerde vraag kan min of meer worden beschouwd als de gouden standaard. De scores zijn als volgt bepaald: 0 = niet beschreven hoe hinder is gemeten; 1 = hinder is gemeten met een ander instrument dan de ISO-vraag; 2 = hinder is gemeten met behulp van de ISO-vraag.*
- b. *Voor onderzoeken naar de effecten van de blootstelling aan meerdere geluidbronnen tegelijk, is het belangrijk dat niet alleen de bron-specifieke hinder wordt gemeten, maar dat ook de totale hinder in kaart wordt gebracht. Op dit punt is*

als volgt gescoord: 1 = alleen bron-specifieke hinder is gemeten dan wel hinder ten gevolge van de gecombineerde bronnen; 2 = totale hinder is gemeten.

4. **Is er rekening gehouden met confounding:**

Met confounding wordt bedoeld of er sprake is van bias in de onderzoeksuitkomsten bijvoorbeeld door matches, beperking van de analyse tot bepaalde gebieden of deelnemers, of door correctie voor bepaalde variabelen in de analyse. Een factor kan worden beschouwd als een confounder als a) deze van invloed is op de uitkomstvariabele (in dit geval hinder), of b) deze verband houdt met de blootstelling. Let op: Deze factor mag geen gevolg zijn van de te onderzoeken andere factoren. Met andere woorden een dergelijke factor mag geen gevolg zijn van de blootstelling aan geluid. Ook mag een confounder geen onderdeel zijn van het causale mechanisme (bijvoorbeeld de factor slaapverstoring in de associatie tussen nachtelijke geluidblootstelling en diabetes). Een co-determinant als geluidgevoeligheid is geen confounder van de associatie tussen geluid en hinder: geluidgevoeligen rapporteren doorgaans meer hinder, maar of iemand geluidgevoelig is of niet, staat doorgaans los van de sterkte van het geluidniveau waaraan iemand is blootgesteld.

Een factor als geluidisolatie van de woning zou wel in aanmerking kunnen komen als confounder: immers de woningen van mensen die in een gebied met veel geluid wonen, zijn naar verwachting vaker geïsoleerd tegen geluid dan de woningen van mensen die in een gebied wonen met minder geluid. Mensen die in een woning wonen die tegen geluid is geïsoleerd, rapporteren doorgaans ook minder hinder. Ook is het de vraag in hoeverre de resultaten worden vertekend door het feit dat een onderzoek is uitgevoerd op een locatie waar kort voorafgaand aan, dan wel tijdens het onderzoek, een verandering van de situatie plaatsvindt.

5.2 **Resultaten beoordeling**

5.2.1 *Resultaten geschiktheid voor beleid*

De in hoofdstuk vier gevonden cumulatiemethoden zijn als eerste beoordeeld op geschiktheid voor beleid voor de vier criteria genoemd in paragraaf 5.1.1. Een methode moet aan alle vier criteria voldoen, wil het als mogelijke methode voor toepassing binnen het stelsel Omgevingswet in aanmerking komen. De methoden zijn in deze fase niet beoordeeld op toepasbaarheid of wetenschappelijke kwaliteit. Die beoordeling volgt na deze stap.

Tabel 5 vat de beoordeling van de verschillende methoden samen. Dit is weergegeven voor drie van de vier criteria. Alle modellen geven namelijk een kwantitatief beeld van de gecumuleerde situatie en voldoen daarmee aan het criterium van een kwantitatief resultaat. Na de tabel is per methode een onderbouwing van de beoordeling gegeven.

Tabel 5 Beoordeling methoden op drie criteria voor geschiktheid voor beleid. Er wordt alleen gescoord of de methode voldoet aan het criterium of niet.

Methode	Voldoet aan criterium		
	1	2	3
Equivalentente hinder	Ja	Ja	Ja
Ongewogen sommatie	Ja	Ja	Nee
Gewogen sommatie	Ja	Ja	Ja
Energetisch verschil	Nee	Nee	Nee
Gemixt model op basis van geluidniveaus	Nee	Nee	Ja
Respons-sommatie	Nee	Nee	Ja
Sommatie-inhibitie	Nee	Nee	Ja
Individuele effecten (zonder aanvullende termen)	Ja	Nee	Ja
Individuele effecten met aanvullende termen	Nee	Nee	Ja
Individuele effecten met interactie tussen bronnen	Nee	Nee	Ja
Dominante bron op basis van geluidniveaus (zonder condities)	Ja	Ja	Nee
Conditioneel dominante bron	Nee	Nee	Nee
Dominante bron op basis van hinderlijkheid	Ja	Ja	Ja
Individuele effecten op basis van hinderlijkheid	Nee	Nee	Ja
Gemixt model op basis van hinderlijkheid	Nee	Nee	Ja
Vector sommatiemodel	Nee	Nee	Ja
Partiele luidheid-model	Nee	Nee	Ja

Criterium 1: Inpasbaar in het stelsel van de Omgevingswet.

Criterium 2: Vlot implementeerbaar in de regelgeving.

Criterium 3: Recht doet aan hinderlijkheid van verschillende bronnen.

Equivalentente hinder

Het equivalentente hindermodel is al geïmplementeerd in het stelsel van de Omgevingswet (en de wet- en regelgeving daarvoor). Daaruit volgt direct dat deze methode inpasbaar is in het stelsel en vlot implementeerbaar is. Uit de schriftelijke inventarisatie onder partners in andere landen, blijkt dat Nederland niet het enige land is waarin deze methode wordt toegepast. Ook Duitsland en Denemarken werken ermee (al is het daar niet wettelijk voorgeschreven).

Ongewogen sommatie

Ongewogen sommatie is vlot toepasbaar en implementeerbaar. Het is immers gelijk aan het gezamenlijk geluid uit het stelsel Omgevingswet. Het voldoet echter niet aan de eis dat er rekening gehouden wordt met de verschillen in de hinderlijkheid van de bronnen. Daarmee valt deze methode af.

Gewogen sommatie

Gewogen sommatie is een manier van energetisch optellen van geluidniveaus per bron met een weging toegevoegd aan het geluidniveau, doorgaans afhankelijk van de hinderlijkheid van de bron.

De methode heeft in de basis grote gelijkenissen met het equivalente hindermodel. Het is wel makkelijker om uit te gaan van een andere referentiebron (in plaats van wegverkeer) en er kan een factor worden toegepast bij cumulatie. Wanneer voor de implementatie wordt uitgegaan van de variant die genoemd is in n ISO 1996-1 met de CTL-methode (zie ook 4.2), dan is deze methode vlot implementeerbaar en toepasbaar in het stelsel. Andere parameters zijn niet beschikbaar zonder nader onderzoek. Daarmee beperken we dit model tot gewogen sommatie met vaste toeslagen per bron op basis van CTL50-waarden.

Energetisch verschil

Het energetisch verschilmodel is te beschouwen als een variant op het ongewogen sommatiemodel. Net zoals ongewogen sommatie wordt er bij energetisch verschil geen directe weging toegepast voor iedere bron. Er wordt dus geen rekening gehouden met verschillen in hinderlijkheid. Bovendien kan dit model slechts worden toegepast op *twee* verschillende geluidbronsorten. Daarmee is de methode niet inpasbaar in het stelsel van de Omgevingswet.

Gemixt model op basis van geluidniveaus

Dit model is een hybride van het energetisch verschilmodel en ongewogen sommatie. Het idee is dat het niet alleen uitmaakt hoe luid de geluiden van verschillende bronnen zijn, maar ook hoe verschillend ze van elkaar zijn. Als het ene geluid veel harder is dan het andere, kan dat de manier waarop mensen de hinder ervaren beïnvloeden. Het model houdt daarmee dus wel rekening met het verschil in hinderlijkheid tussen twee geluidbronnen. Het gemixt model kan net zoals het energetisch verschilmodel slechts worden toegepast op twee verschillende geluidbronsorten. Daarmee voldoet het model niet aan het criterium inpasbaarheid in de omgevingswet. Verder voldoet het model niet aan het criterium van vlotte implementeerbaarheid, omdat niet bekend is wat de totale hinder zou zijn bij de som van beide bronnen in combinatie met het verschil in niveau van die bronnen.

Respons-sommatie

Respons-sommatie is een methode om een totaal geluidniveau te bepalen voor verschillende geluidbronnen op basis van het totale energetisch opgetelde geluidsniveau en een weegterm per bron. Deze weegterm is gedefinieerd als een functie van het verschil tussen het totale geluidsniveau en het geluidsniveau van de bron, met daarbovenop een factor om het effect van hinder per bron verschillend te wegen. Door deze factor wordt ervoor gezorgd dat de voorspelde hinder niet wordt overschat wanneer een bron veel harder is dan een andere. In situaties waar een van de bronnen het totale geluidsniveau domineert, is de totale hinder die mensen ervaren gelijk aan de hinder die alleen deze ene bron zou veroorzaken. Dit gaat ervan uit dat mensen vooral op het hardste geluid reageren.

Voor respons-sommatie geldt dat er momenteel geen goede correctietermen voor Nederland beschikbaar zijn voor de verschillende geluidbronsorten. Deze zijn ook niet eenvoudig vast te stellen. Daarmee is deze methode niet vlot implementeerbaar.

Sommatie-inhibitie

In het sommatie-inhibitie model wordt de respons op blootstelling aan geluid bepaald door een positieve bijdrage en een negatieve of maskerende bijdrage, waardoor de respons wordt geremd. Deze methode bestaat uit twee termen: één voor de totale som en één term die bestaat uit een factor voor sommatie, zoals bij het respons-sommatie model, en een inhibitiefactor, zoals in het energetisch-verschil model. Voor deze methode zijn termen niet bekend voor Nederland. Daarnaast is de formule vooralsnog alleen toegepast op situaties met twee bronnen. Er is geen formule bekend of getest voor situaties met meer dan twee bronnen. Daarmee is deze methode niet/nauwelijks inpasbaar in het stelsel van de Omgevingswet. Dit omdat het ook mogelijk is dat een locatie door drie of meer geluidbronsoorten tegelijk wordt belast.

Individuele effecten (zonder aanvullende termen)

In dit model wordt de totale hinder uitgedrukt als functie van de geluidniveaus van de verschillende geluidbronnen. Het model gaat dus ervan uit dat elke geluidbron apart bijdraagt aan de totale hinder, en dat deze bijdragen onafhankelijk van elkaar zijn. Daarmee houdt het model dus rekening met verschillen in hinderlijkheid. Het model lijkt daarnaast vrij eenvoudig toepasbaar, in die zin dat er alleen bron-specifieke geluidniveaus nodig zijn. De factoren waarmee de wegingscoëfficiënten van de verschillende bronnen worden bepaald, zijn specifiek voor die combinatie van bronnen en de onderliggende blootstelling- en hindergegevens van de studiepopulatie. De wegingscoëfficiënten zijn immers afgeleid op basis van een fit op deze gegevens en kennen vaste grenzen. Daarom is een vooronderzoek noodzakelijk om de toepasbaarheid van de vastgestelde parameters binnen een andere scope te beoordelen. Alleen dan kan de totale kans op hinder goed voorspeld worden. Het toepassen van individuele BR-relaties zonder een fit, leidt tot onrealistische resultaten in de voorspelde hinder. Daarmee is dit model niet vlot implementeerbaar.

Individuele effecten met aanvullende termen

Ondanks het feit dat het model wordt aangevuld met aanvullende termen, gaat het model nog steeds ervan uit dat elke bron zijn eigen onafhankelijke bijdrage aan de totale hinder heeft. Alleen wordt er daarbij nu ook rekening gehouden met de individuele variabiliteit in bijvoorbeeld geluidgevoeligheid, leeftijd of andere individuele kenmerken en/of de verschillen op groepsniveau in bijvoorbeeld stedelijkheid. Het toevoegen van aanvullende termen in de vorm van co-determinanten sluit goed aan bij de theorie dat hinder niet alleen wordt bepaald door het geluidniveau maar ook door andere factoren die losstaan van de blootstelling. Voor de toepassing in de praktijk is het echter wat lastiger. Het veronderstelt immers dat er voor het gebied waar je het model zou willen toepassen ook kennis beschikbaar is over het voorkomen (prevalentie) van de in het model meegenomen co-determinanten. Deze aanvullende termen zijn specifiek voor een situatie (denk aan leeftijd, geslacht maar ook geluidgevoeligheid). Deze aanvullende gegevens zijn vaak niet beschikbaar. Er kan niet volstaan worden met een berekening van geluidniveaus om de hinder van meerdere bronnen tegelijk te bepalen. Daarmee past deze methode niet in het stelsel van de Omgevingswet.

Individuele effecten met interactie tussen bronnen

In dit model wordt er in aanvulling op het individuele effectenmodel naast iedere aparte term voor elke bron ook een interactieterm toegevoegd voor het effect op de respons door een interactie tussen bronnen. Door een interactie term te voegen aan het model, wordt aangenomen dat de bijdrage van de ene bron aan de totale hinder afhangt met de bijdrage van de andere bron. Deze methode past niet in het stelsel Omgevingswet: het model is weliswaar toepasbaar op situaties met meer dan twee verschillende geluidbronsorten tegelijk, maar dat bemoeilijkt het toevoegen van interactie termen de interpretatie van het model aanzienlijk. Verder gelden vergelijkbare bezwaren als het individuele effecten model zonder termen: er zijn BR-relaties nodig die de associatie tussen de blootstelling aan een bepaalde geluidbron en de totale hinder beschrijven in situaties waarin ook andere geluidbronnen zijn. Daarvoor zou aanvullend onderzoek nodig zijn en is de methode daarmee niet vlot implementeerbaar.

Dominante bronmodel op basis van geluidniveaus (zonder verdere condities)

Volgens het dominante bronmodel wordt de totale hinder bepaald door de bron die het meest overheerst ('dominant') is. Bij deze versie van het model wordt de dominante bron vastgesteld aan de hand van het *hoogste geluidniveau*. Deze benadering houdt in dat geluidniveaus van alle relevante bronnen op een woonlocatie worden bepaald, maar dat uitsluitend de bron met hoogste geluidniveau (doorgaans L_{den} of L_{Aeq} over een gegeven periode) maatgevend is voor de kans op ernstige hinder. Deze methode houdt geen rekening met verschillen in hinderlijkheid tussen bronnen. De bron die het hoogste geluidniveau produceert bepaalt de mate van totale hinder. De bron met het hoogste geluidniveau is niet noodzakelijkerwijs de bron die de meeste hinder geeft. Bovendien lijkt de wetenschappelijke ondersteuning zwak te zijn: in de evaluatie van de literatuur zijn we geen studies tegengekomen die de dominante bron vast hebben gesteld op basis van alleen het geluidniveau, zonder daar een verdere voorwaarde aan te verbinden over bijvoorbeeld hoe groot het verschil in geluidsniveau dan moest zijn tussen bronnen. Daarmee is dit model niet geschikt. Het voldoet niet aan de eis dat rekening gehouden wordt met verschillen in hinderlijkheid.

Conditioneel dominante bron

Bij de conditioneel dominante bron methode wordt een bron als dominant aangewezen als die een 'beduidend' hoger geluidniveau heeft ten opzichte van de andere bronnen. In de studies die we in onze evaluatie van de literatuur zijn tegengekomen gaat het om verschillen van respectievelijk 2.5, 3 en 10 dB. Uit de literatuur wordt niet duidelijk wat gedaan dient te worden als er geen bron is die er duidelijk uitschiet. In veel gevallen zal deze methode daarom ook niet gebruikt kunnen worden, waarmee het niet goed inpasbaar is in het stelsel Omgevingswet. Verder zou er meer onderzoek nodig zijn om te beoordelen wanneer een bron qua geluidniveau als dominant kan worden beschouwd. Daarmee is het ook niet vlot implementeerbaar.

Dominante bron op basis van hinderlijkheid

In dit model vormt niet de blootstelling in decibel (luidheid), maar de hinder het ijkpunt voor de definitie van dominantie. De bron die de *hoogste kans op ernstige hinder* geeft wordt beschouwd als dominant en representatief voor de totale situatie. Bronnen die een lagere kans op hinder geven worden bij deze methode niet meegewogen. Deze methode houdt rekening met de verschillen in hinderlijkheid tussen geluidbronsoorten en er komt een kwantitatief resultaat uit (een kans op ernstige hinder). Toepassing in de praktijk is in vergelijking met een aantal fysieke cumulatiemodellen wel bewerkelijker.

In de praktijk kun je de dominante bron op basis van hinderlijkheid op twee manieren bepalen:

1. **Met vragenlijstonderzoek:** Een eerste optie is dat onder een studiebevolking de hinder voor elke bron apart wordt geïnventariseerd met vragenlijsten. Deze variant voor het bepalen van de dominante bron qua hinderlijkheid zal meer tijdrovend en daardoor *niet* geschikt zijn voor het beoogde doel.
2. **Met BR-relaties:** In plaats van met vragenlijsten de mate van ernstige hinder van iedere bron te bepalen, kan als alternatief ervoor worden gekozen om op basis van actuele en representatieve blootstelling-responsrelaties deze te *berekenen*. Deze tweede manier is wellicht minder accuraat, omdat er geen lokale gegevens worden gebruikt, maar het model is daarmee *wel* op een grote schaal en rechtstreeks toepasbaar. Doordat gebruik kan worden gemaakt van al bekende BR-relaties, is deze methode dan ook vlot implementeerbaar.

Individuele effecten, Vector sommatie, Gemixt model, alle op basis van hinderlijkheid

De drie perceptuele modellen gaan uit van de hinderscores van elke bron. Daarmee wordt niet uitgegaan van de werkwijze die bijvoorbeeld gebruikelijk is in akoestische onderzoeken, namelijk een resultaat op basis van berekende geluidniveaus.

In het individuele effectenmodel wordt de totale hinder uitgedrukt als functie van de hinder van de verschillende geluidbronnen. Net als het individuele effectenmodel op basis van geluidniveaus, wordt er bij het individuele effectenmodel op basis van hinderlijkheid niet gekeken naar interacties of overlap tussen de bronnen. Verder gelden voor deze methode dezelfde aandachtspunten als voor het individuele effectenmodel (op basis van geluidniveaus), namelijk dat de bijdrage van een bron op de totale hinder negatief kan zijn, wat niet goed uitlegbaar is. Hoewel je voor het bepalen van de hinder per bron gebruik kan maken van actuele en representatieve BR-relaties, is het dan nog steeds de vraag welke regressie gewichten je moet gebruiken.

Het gemixt model veronderstelt dat mensen verschillende geluiden kunnen herkennen. Elke bron krijgt ook een eigen beoordeling (qua hinder). De totale hinder wordt echter aangepast op basis van de meest hinderlijke bron en de bijdrage van andere bronnen. De redenatie voor het gemixt model is vergelijkbaar met die van het energetisch verschilmodel. Ook hier is het aantal meegewogen bronnen tot maximaal twee beperkt.

Net als het gemixte model veronderstelt het vector-sommatiemodel dat mensen verschillende geluiden kunnen herkennen. Elke bron krijgt ook een eigen beoordeling (qua hinder). In plaats van de hinderscores per bron bij elkaar op te tellen, wordt de wortel genomen uit de som van de kwadraten van de afzonderlijke hinderscores. In sommige gevallen bevat het model ook nog een interactieterm. Zonder interactietermen kan het model voor situaties met meer dan twee bronnen worden gebruikt.

Toepassing van het individuele effecten, het gemixt model en het vectormodel op basis van hinderlijkheid is in de praktijk bewerkelijk. Idealiter moet je ervoor zorgen dat je met behulp van onder een goede steekproef van het relevante gebied afgenomen vragenlijst informatie hebt over de hinder die mensen ondervinden voor de verschillende bronnen en hinder door totaal geluid in hun woonomgeving. Het uitvoeren van een vragenlijstonderzoek is helaas niet altijd mogelijk. Als alternatief kan in plaats van vragenlijsten te gebruiken, ervoor gekozen worden om de mate van ernstige hinder van iedere bron te *berekenen* op basis van actuele en representatieve blootstelling-responsrelaties. Dit is echter nog niet verder onderzocht. Deze modellen passen daarmee niet in het stelsel van de Omgevingswet.

Luidheid-model

Het luidheid-model (Zwicker-model: ISO 531-1:2017; Moore-model: ISO 531-2:2017) is relatief complex, omdat het niet uitgaat van een A weging, maar van luidheidcontouren waarbij de weging afhankelijk is van geluidamplitude en frequentie. Doordat relatieve luidheid een perceptuele maat is en rekening houdt met perceptuele verschijnselen als maskering, doet luidheid recht aan de hinderlijkheid van bronnen. De methoden zijn echter niet zomaar inpasbaar in het stelsel van de Omgevingswet. Waar de Omgevingswet en het Besluit kwaliteit leefomgeving afhankelijk zijn van geluidbelasting als functie van een blootstellingsmaat, zoals L_{den} L_{night} uitgedrukt in dB, wordt er met het luidheids-model gerekend in 'sone' in het Zwicker-model (luidheid) of 'phon' in het Moore-model (luidheidsniveau). Dit zijn subjectieve maten die nog niet formeel zijn opgenomen in het stelsel van Omgevingswet.

Bovendien is de implementatie van het luidheidmodelcomplex, in het bijzonder in de context van cumulatie van geluid. Geluidspectra van alle bronsoorten zijn doorgaans niet beschikbaar. Het toepassen van een dergelijk model is daarom behoorlijk complex en vergt meer onderzoek. Daarmee is het ook niet vlot implementeerbaar.

5.2.2 *Resultaten solide wetenschappelijke basis*

In Tabel 6 staan de scores op de verschillende onderdelen voor wetenschappelijke kwaliteit voor alle studies die we in onze evaluatie van de literatuur zijn tegengekomen. In deze tabel worden de scores per cumulatiemodel besproken.

Tabel 6 Score van de studies op wetenschappelijke kwaliteit.

Eerste auteur	Onderzocht cumulatie model	Selectie locatie en deelnemers (score range 0-7)	Blootstellings karakterisering (score range (0-5)	Meting hinder (score range 0-4)	Totale score (score range 0 - 16)	Mogelijke vertekening?
Bodin `15	2, 9	5	3	3	11	Meer hoog blootgestelde deelnemers doen in de studie niet mee. Het is onbekend hoe de deelnemers over de verschillende combinaties zijn verdeeld. Hoe hoger de blootstelling (gecombineerd), hoe minder mensen uitkijken over groen, dan wel ervaren dat ze toegang hebben tot groen. Er is gekeken naar de rol van allerlei co-determinanten/factoren: opvallend is dat mensen met gehoorverlies meer hinder ervaren. Uitkijken over groen heeft juist een beschermend effect (significant). Er is geen interactie tussen de blootstelling aan geluid en toegang tot de stille zijde in relatie tot hinder. Het effect van geluid is dus onafhankelijk van het hebben van een stille zijde! Bij het schatten van de blootstelling is geen rekening gehouden met geluidisolatie, op welke etage mensen woonden, het al dan niet hebben van dubbele beglazing.
Elmehdi `14	2, 7	0	3	4	7	Geluidniveaus zijn hoog. Het blijkt dat geluidniveaus van de luchtvaart op een na in alle gevallen lager liggen dan de geluidniveaus voor wegverkeer en de gecombineerde blootstelling (wat best gek is voor onderzoekslocaties in de buurt van een luchthaven). Je hebt dus alleen deelnemers die blootgesteld zijn aan 'hoge' niveaus van luchtvaart en 'zeer hoge' niveaus van wegverkeer. Om de gecombineerde effecten te kunnen onderzoeken, had je ook nog graag andere combinaties gehad.
Hong `09	2, 9	2	4	4	10	Sterk punt is dat de studiepopulatie is opgesplitst in verschillende combinaties van blootstellingen van geluidbronnen De studiepopulatie is daar evenwichtig over verdeeld. Er is niet specifiek gekeken naar confounding of andere versturende factoren

Eerste auteur	Onderzocht cumulatief model	Selectie locatie en deelnemers (score range 0-7)	Blootstellingen karakterisering (score range 0-5)	Meting hinder (score range 0-4)	Totale score (score range 0 - 16)	Mogelijke vertekening?
Lam '09	2, 7	3	4	3	10	Er zijn drie cumulatietypes: dominant railverkeer, dominant wegverkeer, beide bronnen niet dominant. Er zijn nauwelijks deelnemers zijn die een gebied wonen waar railverkeer dominant is. Het overgrote deel woont in een gebied waar wegverkeer dominante bron is. Met SEM-modellen is de rol van co-determinanten onderzocht, maar dit waren geen confounders (althans er waren geen factoren die zowel aan blootstelling als effect waren gerelateerd).
Lechner '19	1, 7, 8, 10	7	5	4	16	In analyses is rekening gehouden met toegang tot stille zijde en geluidsisolatie en diverse co-determinanten
Lechner '20	1, 7	5	5	4	14	In analyses is rekening gehouden met leeftijd en geluidgevoeligheid.
Lee '21b	14	5	3	2	10	Het is lastig te beoordelen of er sprake is van vertekening, omdat er bijvoorbeeld niet gerapporteerd is hoe de studiebevolking is verdeeld over de verschillende combinaties van wegverkeer en luchtvaart. Voor zover bekend, is niet gekeken naar confounding. Verder gaat het in de analyses over predictie. Dat is iets heel anders dan het onderzoeken van een associatie!
Lercher '07;'17	2	7	5	4	16	Het aantal deelnemers in de groep 'mixed exposures' is relatief klein (49) ten opzichte van de gehele studiebevolking (1643): ~3%. Er zijn niet heel veel deelnemers die aan geluidsniveaus van railverkeer <50 dB en snelweggeluid van <50 dB worden blootgesteld, geluidsniveaus railverkeer <50 dB, snelwegverkeer >50 dB. De studiebevolking lijkt beter te zijn verdeeld over de combinaties weg-railverkeer. Er is nagegaan hoe de resultaten veranderden door correctie voor hele lijst aan factoren. Daarbij waarschuwden de auteurs dat er soms sprake was van co-lineariteit.

Eerste auteur	Onderzocht cumulatief model	Selectie locatie en deelnemers (score range 0-7)	Blootstellingen karakterisering (score range 0-5)	Meting hinder (score range 0-4)	Totale score (score range 0 - 16)	Mogelijke vertekening?
Marquis-Favre '21	1, 2, 3, 4, 7, 10, 11, 12, 13, 15	2	5	3	10	Er is met SEM gekeken naar de rol van een aantal co-determinanten.
Nguyen '12	1, 2, 4, 5, 6, 7, 10	2	3	3	8	In de analyses is niet gekeken naar rol van co-determinanten of andere factoren.
Pierrette '12	2, 4, 7, 10, 11, 12, 13	1	4	4	9	
Wotghe '17a	2, 8, 9	4	4	4	12	Voor weg en luchtvaart samen is te zien dat relatief weinig deelnemers zijn blootgesteld aan geluidniveaus door weg en luchtvaart samen van 60 dB en meer (2,6%). Dit geldt ook voor gezamenlijke geluidniveaus van minder dan 45 dB (1,7%). De onderzoekers geven aan dat er tijdens het onderzoek veel maatschappelijk debat is over luchtvaart. Is er sprake van verandering? In het regressiemodel zijn zowel de individuele geluidniveaus als interacties daartussen meegenomen. Hierdoor kunnen de parameters voor de individuele geluidniveaus niet meer apart worden geïnterpreteerd of toegepast. In een regressiemodel mag je de vanwege de onderlinge afhankelijkheid de individuele factoren niet beoordelen, zolang deze factoren ook in interactietermen zijn opgenomen. In deze studie zijn de individuele factoren daarentegen wél afzonderlijk beoordeeld. De interacties tussen de verschillende geluidniveaus zijn niet-significant. Dit betekent dat de bijdrage van bijvoorbeeld luchtvaart onafhankelijk is van de bijdrage van weg en/of railverkeer. Dat is echter niet wat de onderzoekers concluderen.

Eerste auteur	Onderzocht cumulatief model	Selectie locatie en deelnemers (score range 0-7)	Blootstellings karakterisering (score range 0-5)	Meting hinder (score range 0-4)	Totale score (score range 0 - 16)	Mogelijke vertekening?
Wotghe '17b	2, 8, 9	4	4	4	12	Hier zien we vergelijkbare blootstellingsverdelingen, maar dan voor rail en luchtvaart. In het regressiemodel zijn zowel de individuele geluidniveaus als interacties daartussen meegenomen. In een regressiemodel mag je vanwege de onderlinge afhankelijkheid de individuele factoren niet beoordelen, zolang deze factoren ook in interactietermen zijn opgenomen. In deze studie zijn de individuele factoren echter wél afzonderlijk beoordeeld.

*) Onderzochte cumulatiemethode: 1 = Equivalente hindermodel, 2 = Energetische optelling, 3 = Gewogen sommatiemodel, 4 = Energetisch verschilmodel, 5 = Respons sommatiemodel, 6 = sommatie-inhibitie model, 7= individuele effectenmodel (al dan niet met error termen) op basis van geluidniveaus, 8 = individuele effectenmodel op basis van geluidniveaus met interactietermen tussen bronnen, 9 = Conditioneel dominante bronmodel op basis van geluidniveau, 10 = dominante bronmodel (op basis van hinderlijkheid), 11 = individuele effecten op basis van hinderlijkheid, 12 = Gemixt model op basis van hinderlijkheid, 13 = vector -sommatiemodel, 14 = Luidheid-model, 15 = gemixt model op basis van geluidniveaus.

Samenvattend blijkt dat uit de beschrijvingen van de verschillende publicaties lang niet altijd duidelijk is hoe en waarom men bepaalde studie locaties heeft geselecteerd. Datzelfde geldt opmerkelijk genoeg ook best vaak voor de onderzoekspopulatie. Qua meting van hinder waren er niet hele grote verschillen tussen de studies te zien: alle studies, op een na, maakten gebruik van de gestandaardiseerde hinder vraag van de ISO om hinder mee te meten. Vaak werd zowel de totale hinder als de bronspecifieke hinder gemeten. De blootstelling aan geluid werd in de meeste gevallen gekarakteriseerd door middel van geluidmodellen. Slechts enkele studies maakten gebruik van metingen.

Op basis van de beoordeling van de toepasbaarheid voor beleid kwamen er drie cumulatiemodellen naar voren, die inpasbaar waren in het stelsel van de Omgevingswet, vlot implementeerbaar zijn/liken, recht doen aan verschillen in hinderlijkheid en een kwantitatieve weergave van de situatie geven. Het betreft de volgende methoden: equivalente hindermodel, gewogen sommatie en dominante bronmodel op basis van hinderlijkheid. Hieronder wordt de wetenschappelijke kwaliteit van deze modellen uitgebreid besproken.

Equivalente hindermodel

In onze inventarisatie van de literatuur zijn we vier publicaties tegengekomen: (Lechner et al. 2019; Lechner et al., 2020; Nguyen et al. 2012; Marquis-Favre et al. 2021). Na toetsing aan de criteria voor wetenschappelijke kwaliteit (zie ook paragraaf 5.1) bleek dat twee studies meer dan 87 procent van de totaal te behalen score haalden op de aspecten selectie locatie en deelnemers, blootstellingskarakterisering en meting van hinder. De twee andere studies (Nguyen & Marquis-Favre) zaten op 50-62 procent van de totaal te behalen score. Dit had met name te maken met hoe de onderzoekers van deze studies tot hun selectie van locatie en deelnemers kwamen. Zo beschreven Marquis-Favre et al. weliswaar dat hun onderzoek werd uitgevoerd in acht Franse steden, waarbij de deelnemers waren blootgesteld aan verschillende combinaties van transportgeluid. Helaas was niet beschreven hoe men aan deze locaties kwam, waardoor dit onduidelijk bleef. Ook was niet duidelijk hoe de steekproef voor de deelnemers getrokken was. Ook Nguyen et al. beschreven niet op welke manier ze aan hun deelnemers zijn gekomen. Duidelijk is alleen dat selectie van de onderzoeksgebieden is gebeurd op basis van de blootstelling aan geluid van wegverkeer en luchtvaart. Een ander zwak punt van de studie van Nguyen was dat de blootstelling van de deelnemers was vastgesteld aan de hand van geluidmetingen, waarbij het totale geluidniveau en specifiek het geluid van luchtvaart werd gemeten. De blootstelling van deelnemers aan geluid van wegverkeer werd bepaald door het totaal gemeten geluidniveau te verminderen met het geluidniveau voor luchtvaart. In geen van de vier studies zijn mogelijke bronnen van vertekening goed in kaart gebracht. Lechner 2019 hebben met hun onderzoeksopzet en gestratificeerde steekproef er wel voor gezorgd dat de studiepoulatie redelijk evenwichtig is verdeeld over de verschillende combinaties van geluid van wegverkeer, railverkeer en luchtvaart.

Gewogen sommatie

Er is in de screening van de literatuur slechts één studie gevonden waarin gewogen sommatie is onderzocht (Marquis-Favre, 2021). Zoals

uit Tabel 6 al blijkt was de kwaliteit van deze studie matig: 62,5 procent van de totaal te behalen score op de aspecten selectie locatie en deelnemers, blootstellingskarakterisering en meting van hinder werd behaald. Zwak punt was met name het onderdeel steekproef trekking: helaas werd door de onderzoekers niet beschreven hoe men aan de onderzoekslocaties kwam. Ook was niet duidelijk hoe de steekproef voor de deelnemers getrokken was. Gewogen sommatie via CTL, zoals is voorgesteld in ISO-2016: 1, is zover bekend niet eerder onderzocht. Er valt dan ook geen oordeel te geven over de wetenschappelijke kwaliteit.

Dominante bronmodel op basis van hinderlijkheid

In de literatuur zijn we drie studies tegengekomen die het dominante bronmodel op basis van hinderlijkheid hebben onderzocht (Marquis-Favre et al., 2021; Nguyen et al., 2012; Pierrette et al., 2012) Na toetsing aan de criteria voor wetenschappelijke kwaliteit (zie ook paragraaf 5.1) bleek dat slechts één studie meer dan 87 procent van de totaal te behalen score haalde op de aspecten selectie locatie en deelnemers, blootstellingskarakterisering en meting van hinder. De twee andere studies (Nguyen & Marguis-Favre) zaten op 50-63 procent van de totaal te behalen scores. Dit had met name te maken met hoe de onderzoekers van deze studies tot hun selectie van locatie en deelnemers kwamen (zie ook beschrijving bij equivalente hindermodel).

5.2.3 *Resultaten toepasbaarheid voor de Nederlandse situatie*

In Tabel 7 staan de resultaten voor wat betreft toepasbaarheid voor de Nederlandse situatie per studie samengevat.

Tabel 7 Resultaten toepasbaarheid voor de Nederlandse situatie.

Eerste auteur	Onderzochte cumulatiemodel	Land (stad/regio)	Andere relevante locatiekenmerken	Onderzochte populatie	Blootstellingssituatie/ bronnen.	Verandering?
Bodin '15	2, 9	Zweden (Malmö)		Leeftijd: 18-79 jaar	Gebieden met verschillende combinaties wegverkeer en railverkeer.	Niet over gerapporteerd
Elmehdi '14	2, 7	Verenigde Arabische Emiraten (Dubai)	Deelnemers woonden 100-150 meter van meetpunt	Volwassenen	Wegverkeer, luchtvaart en gecombineerd.	Niet over gerapporteerd
Hong '09	2, 9	Zuid-Korea (Seoul, Gimpo)	Deelnemers woonden allen in appartement	Volwassenen	Verschil wegverkeer en achtergrond > 10 dB. Verschil luchtvaart en achtergrond > 10 dB. Verschil tussen geluidbronnen is maximaal 3 dB. Verschil wegverkeer en luchtvaart meer dan 5 dB	Niet over gerapporteerd
Lam '09	2, 7	Hongkong	Deelnemers woonden in appartementencomplexen tot wel 40 verdiepingen hoog, met uitzicht op spoor. De appartementen waren zo klein dat de meesten slechts 1 gevel hadden	Leeftijd: 16 jaar en ouder.	Gebied waar wegverkeer dominant was. Gebied waar railverkeer dominant was. Gebied waar geluid bronnen vergelijkbare sterkte hadden.	Twee van de drie onderzochte spoorlijnen waren recent geopend
Lechner '19	1, 7, 8, 10	Oostenrijk, Innsbruck	Deelnemers woonden in gebied omgeven door bergen, infrastructuur: snelweg, hoofdspoorlijn, provinciale luchthaven. Relatief veel deelnemers (75%!) woonde in een appartementencomplex.	Leeftijd: 18 jaar en ouder.	Gebieden waar mensen zijn blootgesteld aan verschillende combinaties van weg, rail en luchtvaart (maar liefst 81 strata).	Niet over gerapporteerd

Eerste auteur	Onderzochte cumulatiemodel	Land (stad/regio)	Andere relevante locatiekenmerken	Onderzochte populatie	Blootstellingssituatie/ bronnen.	Verandering?
Lechner '20	1, 7	Oostenrijk, Tyrolean Lower Inn Valley	Deelnemers woonden in een gebied omgeven door bergen	Leeftijd: 18-94 jaar.	Wegverkeer (snelweg en hoofdwegen) en railverkeer.	In 2014 is er een nieuwe spoorlijn geopend
Lee '21	14	Zuid-Korea (Seoul, Gimpo)		Volwassenen	Gebieden waar mensen gelijktijdig worden blootgesteld aan geluid van wegverkeer, railverkeer en luchtvaart.	Niet over gerapporteerd
Lercher '07, Lercher '17	2	Oostenrijk, Unterinntal		Leeftijd 25-75 jaar	Wegverkeer (hoofdwegen en snelwegen), treinverkeer (goederen).	Volgens Lercher '17 zijn er in 2000-2003 geluidschermen langs de spoorlijn geplaatst
Marquis-Favre '21	1, 2, 3, 4, 7, 10, 11, 12, 13, 15	Frankrijk		Leeftijd: 18-80 jaar	Gebieden met drie verschillende combinaties: a) wegverkeer en luchtvaart, b) wegverkeer en railverkeer, en c) wegverkeer, railverkeer en luchtvaart.	Niet over gerapporteerd
Nguyen '12	1, 2, 4, 5, 6, 7, 10	Vietnam (Ho Chi Minh City, Hanoi)	Een deel van de deelnemers woonde in een dichtbevolkt gebied omgeven met drukke straten met veel bedrijven. Een deel woonde in rurale gebieden, op afstand van het stadscentrum, maar dicht bij een verkeerskruispunt en industriële zones. Ho Chi Minh City en Hanoi verschillen nogal op het gebied van samenstelling populatie en klimatologisch. Ook		Wegverkeer, Luchtvaart	Niet over gerapporteerd

Eerste auteur	Onderzochte cumulatiemodel	Land (stad/regio)	Andere relevante locatiekenmerken	Onderzochte populatie	Blootstellingssituatie/ bronnen.	Verandering?
			verschilde de verdeling van de vloot over de tijd nogal. Weinig verschil in resultaat			
Pierrette '12	2, 4, 7, 10, 11, 12, 13	Frankrijk (omgeving Lyon)		Leeftijd: gemiddeld 45,9 (SD = 17,9) jaar	Industrie en wegverkeer	Ook voor industrie is een L_{den} bepaald. Er wordt geen rekening gehouden met het typische karakter: intermitterend, fluctuerend, impulsgeluiden.
Wotghe '17a	2, 8, 9	Duitsland, Rhine-Main, Frankfurt		Leeftijd: 18-93 jaar	Gebied waar luchtvaart dominant was, Gebied waar wegverkeer dominant was, Gebied waar het verschil tussen wegverkeer en luchtvaart kleiner was dan 2,5 dB.	2012 en 2013 werd er een nieuwe landingsbaan geopend (was ook het doel van de studie dit te onderzoeken).
Wotghe '17 b	2, 8, 9	Duitsland, Rhine-Main, Frankfurt		Leeftijd: 18-79 jaar	Gebied waar luchtvaart dominant was, Gebied waar railverkeer dominant was, Gebied waar het verschil tussen rail en luchtvaart kleiner was dan 2,5 dB.	2012 en 2013 werd er een nieuwe landingsbaan geopend (het doel van de studie was om het effect daarvan te onderzoeken).

Onderzochte cumulatiemethode: 1 = Equivalente hindermodel, 2 = Energetische optelling, 3 = Gewogen sommatiemodel, 4 = Energetisch verschilmodel, 5 = Respons sommatiemodel, 6 = sommatie-inhibitie model, 7 = individuele effectenmodel (al dan niet met errortermen) op basis van geluidniveaus, 8 = individuele effectenmodel op basis van geluidniveaus met interactietermen tussen bronnen, 9 = Conditioneel dominante bronmodel op basis van geluidniveau, 10 = dominante bronmodel (op basis van hinderlijkheid), 11 = individuele effecten op basis van hinderlijkheid, 12 = Gemixt model op basis van hinderlijkheid, 13 = vector -sommatiemodel, 14 = Luidheid-model, 15 = gemixt model op basis van geluidniveaus.

Uit de tabel blijkt dat een groot aantal van de geëvalueerde studies is uitgevoerd in landen die klimatologisch en/of qua landschap sterk van de Nederlandse situatie afwijken (Elmehdi, 2014; Hong et al., 2009; Lee et al., 2021)). Daarbij was het in een aantal gevallen ook nog eens zo dat alle deelnemers in appartementencomplexen woonden met een groot aantal verdiepingen (40). Ten slotte, blijkt uit de tabel dat er verschillende studies zijn uitgevoerd in een situatie waar er toch sprake is van een verander-situatie. Deze aspecten maken dat vergelijkbaarheid met de Nederlandse situatie beperkt is. Hoewel in alle studies relevante combinaties van blootstellingsbronnen zijn onderzocht, is met uitzondering van Lercher, Lee, Lechner, en Marquis-Favre het effect van de blootstelling aan drie blootstellingsbronnen onderzocht.

Op basis van de beoordeling van de toepasbaarheid voor beleid kwamen er drie cumulatiemodellen naar voren: Het betreft de volgende methodes: equivalente hindermodel, gewogen sommatie en dominante bronmethode op basis van hinderlijkheid. Hieronder bespreken we kort de toepasbaarheid voor de Nederlandse situatie van deze modellen.

Equivalente hindermodel

In onze inventarisatie van de literatuur kwamen we vier publicaties tegen: (Lechner et al. 2019; Lechner et al., 2020; Nguyen et al., 2012; Marquis-Favre et al., 2021). Lechner et al. (2019 & 2020) voerden hun studies uit in bergachtig gebied, dat niet geheel met de situatie in Nederland is te vergelijken. Ook de door Nguyen uitgevoerde studie is vanwege de heel andere klimatologische omstandigheden minder goed vergelijkbaar met de situatie in Nederland. Bovendien kan men zich bij de studie van Nguyen afvragen hoe vergelijkbaar de verdeling van de vloot (luchtvaart) is met die in Nederland. Daarnaast was in deze studie opvallend dat wegverkeer dominant was rond de luchthavens wegens zeer druk verkeer; een situatie als deze komt in Nederland in principe niet voor.

Een ander punt van aandacht is dat de studie van Lechner et al. (2020) vlak na de opening van een nieuwe spoorlijn is uitgevoerd. Er is dan mogelijk sprake van een verander-situatie. Hoewel, de studie van Marquis-Favre (2021) kwalitatief niet de beste studie is, lijken de omstandigheden meer vergelijkbaar met Nederlandse situaties.

Gewogen sommatie

Er is in de screening van de literatuur slechts één studie gevonden waarin gewogen sommatie is onderzocht: (Marquis-Favre, 2021). Hoewel de studie kwalitatief niet de beste studie is, lijken de omstandigheden meer vergelijkbaar met Nederlandse omstandigheden. Er moet echter wel worden bedacht dat Marquis-Favre slechts een manier van gewogen sommatie heeft onderzocht (gebaseerd op onderzoek van Vos). Gewogen sommatie met CTL, zoals is voorgesteld in ISO-2016:1, is zover bekend niet eerder onderzocht.

Dominante bronmodel op basis van hinder

In de literatuur zijn we vier studies tegengekomen die het dominante bronmodel op basis van hinderlijkheid hebben onderzocht (Nguyen et al., 2012; Marquis-Favre et al., 2021; Pierrette et al., 2012). De studie van Nguyen et al. is door de andere klimatologische omstandigheden en

de mogelijk andere verdeling van de vloot lastiger te vergelijken met de Nederlandse situatie. De omstandigheden in de studies van Marquis-Favre et al. (2021) en Pierrette et al. (2012) lijken meer vergelijkbaar met de omstandigheden zoals in Nederland.

6 Verwerking van geschikte methoden naar formules

6.1 Inleiding

In voorgaande hoofdstukken zijn de verschillende methoden en BR-relaties gepresenteerd. Op basis van de beoordeling van de toepasbaarheid voor beleid kwamen er drie cumulatiemodellen naar voren: Het betreft de volgende methodes: equivalente hindermodel, gewogen sommatie en dominante bron methode op basis van hinderlijkheid. Deze drie methodes zijn in het vorige hoofdstuk beoordeeld op hun wetenschappelijke kwaliteit en toepasbaarheid op de Nederlandse situatie. In dit hoofdstuk zijn de drie methoden toegepast in berekeningen. Soms waren daar ook BR-relaties bij nodig. In de berekeningen zijn alle geluidbronnen meegenomen die momenteel in de art. 3.38 van het Beluik Kwaliteit leefomgeving zijn genoemd⁴. Voor schietgeluid wordt aangenomen dat de hinder gelijk is aan die van wegverkeer⁵. Bij RIVM zijn geen BR-relaties voor schietgeluid bekend. Aandachtspunt is dat als andere BR-relaties voor wegverkeer worden gebruikt dit vanwege deze aanname ook doorwerkt voor voorschietgeluid. Voor alle methoden geldt dat ze alleen toepasbaar zijn binnen het bereik waarover blootstelling-respons relaties voor een bepaalde bron geldig zijn. Deze bereiken en de blootstelling-respons relaties zijn weergegeven in Bijlage 2.

De verwerking in dit hoofdstuk is gedaan voor twee verschillende combinaties van BR-relaties. Dat zijn:

BR-relatie combinatie 1⁶:

- Wegen en spoorwegen: Miedema en Oudshoorn (2001)
- Windturbines: Janssen et al. (2008)
- Industrie: Miedema en Vos (2004)
- Luchtvaart: Breugelmans et al. (2004)

BR-relatie combinatie 2:

- Wegen en spoorwegen en luchtvaart: GGD2016
- Windturbines: Janssen et al. (2008)
- Industrie: Miedema en Vos (2004)

Momenteel wordt in een beleidsmatige context alleen gebruik gemaakt de BR-relaties genoemd onder combinatie 1 (waarbij de Breugelmans relatie voor luchtvaart nog niet voor het gecumuleerde geluid wordt toepast). Voor dit onderzoek zijn ook de resultaten op basis van combinatie 2 uitgewerkt omdat deze relaties veel recenter zijn en een beter actueel beeld geven van de hinder door die geluidbronnen.

⁴ Voor luchtvaart worden alleen formules uitgewerkt voor geluidniveaus in L_{den}

⁵ In Bijlage XVIIIb van de Omgevingsregeling staat: "Geluidbelasting van schietgeluid: $B_s[dB(A)]$: De hinderrelevante geluidbelasting van schietgeluid wordt aangegeven door het symbool B_s en uitgedrukt in $dB(A)$. De dosis-effect relatie voor hinder van wegverkeersgeluid is hierbij als referentie gekozen. Dit houdt in dat bij gelijke hinderbeleving de getalwaarden van de geluidbelasting van schietgeluid en wegverkeersgeluid aan elkaar gelijk zijn.". De formules voor wegverkeer en schietgeluid in art 3.25 van de Omgevingsregeling zijn dan ook hetzelfde.

⁶ Voor deze combinatie van BR relaties zijn de formules zijn niet opnieuw afgeleid, maar overgenomen uit de Omgevingsregeling.

6.2 Equivalente hinder

6.2.1 Methodiek

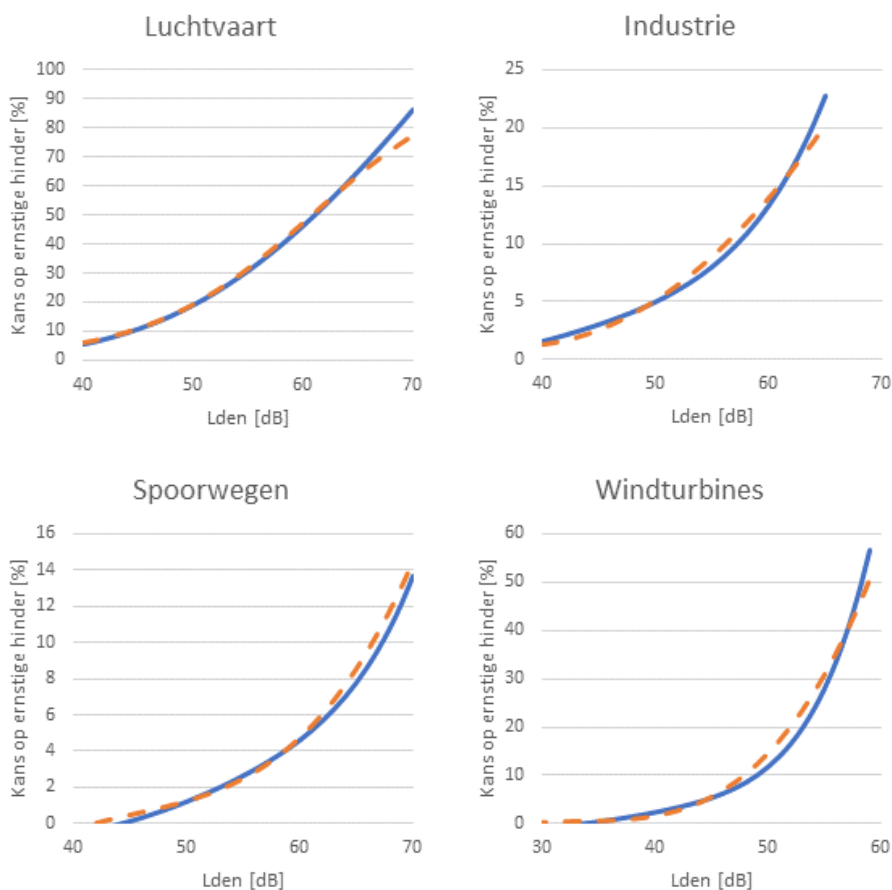
Zoals genoemd in hoofdstuk 4 wordt voor equivalente hinder een omrekening uitgevoerd naar het geluidniveau van wegverkeer dat een gelijke mate van ernstige hinder geeft. Gegeven de verschillende vormen (bijvoorbeeld exponentieel of een derdegraadsfunctie) van BR-relaties is hiervoor niet altijd een exacte formule te geven. Om de omrekening zo nauwkeurig mogelijk te maken, wordt een kwadratische formule gebruikt die zo goed mogelijk gefit wordt op de omrekening van de ene BR-relatie naar de andere. Deze fit wordt uitgevoerd voor het geldigheidsbereik van de BR-relaties. De volgende werkwijze is gehanteerd voor een set met BR-relaties die de associatie tussen geluid van wegverkeer, railverkeer en luchtvaart en ernstige hinder door deze geluidbronnen beschrijven volgend uit de resultaten van de GGD-gezondheidsmonitor 2016 (CBS et al., 2018). Voor de BR-relaties voor geluid van wegverkeer, railverkeer en luchtvaart afgeleid door Miedema en Oudshoorn (2001) waren al formules (die op een vergelijkbare manier zijn afgeleid) in de Omgevingsregeling opgenomen:

1. Bereken van de geluidbronsort per 1 dB stap de kans op ernstige hinder (binnen het geldigheidsbereik van de BR-relatie voor die bron).
2. Bereken voor iedere 1 dB-stap een equivalent geluidniveau (L_{bron}^*) gebaseerd op de formule: $A + B \cdot L_{bron} + C \cdot L_{bron}^2$, met in eerste instantie $A=0$, $B=1$ en $C=0$.
3. Bereken de kans op ernstige hinder bij L_{bron}^* met de BR-relatie voor verkeer.
4. Bepaal voor iedere dB stap het kwadratische verschil tussen de waarden 1 en 3 en tel deze op.
5. Met de 'Solver-functie' van Microsoft Excel[®] worden de waarden A , B en C gevarieerd, met als doel de som van alle verschilwaarden uit 4 te minimaliseren. Dit vergt soms enkele iteratie stapjes.
6. Als de verschillen voldoende klein zijn geworden, dan is er een geschikte formule gevonden.

6.2.2 Uitwerking

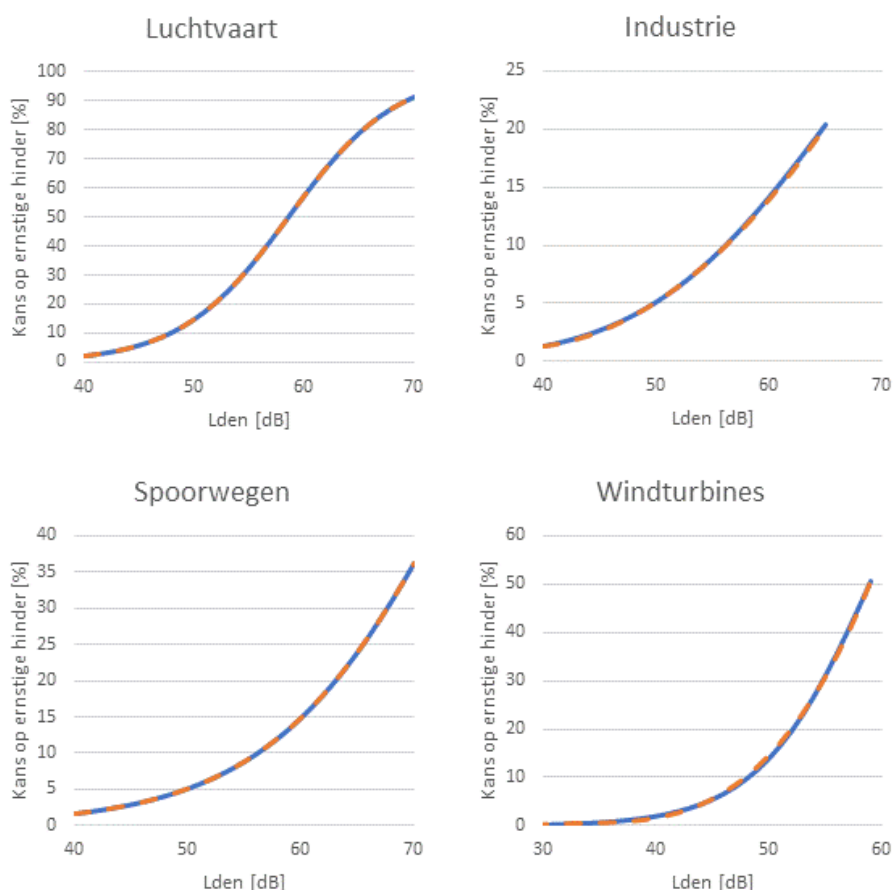
In Bijlage 1 staan de formules die volgen uit toepassing van de procedure in hoofdstuk 6.2.1. Dit hoofdstuk toont hoe goed de omrekening naar het equivalente geluidniveau uitkomt. Dit is gedaan door direct de kans op ernstige hinder te berekenen met het geluidniveau van een bronsoort en die te vergelijken met de kans op ernstige hinder berekend met het equivalent geluidniveau wegverkeer in combinatie met de BR-relatie voor wegverkeer. Het resultaat staat in een aantal figuren. Wanneer de twee lijnen goed bij of op elkaar liggen, is er sprake van een goede fit.

Figuur 4 Effect van de omrekening naar equivalent geluidniveau op basis van de **BR-relatie combinatie 1**. De oranje stippellijn is de kans op hinder berekend de BR-relatie voor die bron bij een zekere waarde van L_{den} . De blauwe lijn geeft de kans op hinder op basis van de BR-relatie voor wegverkeer waarbij eerst het geluidniveau is omgerekend naar equivalent geluidniveau voor wegverkeer.



In de figuren is te zien dat de oranje gestippelde lijn redelijk goed fit met de blauwe doorgetrokken lijn. Wel zijn hier en daar kleine afwijkingen te zien. Hoewel de fit nu kwadratisch is, waardoor de overeenkomst beter is dan onder de Wet geluidhinder, treden er alsnog beperkte afwijkingen op. Dit komt ook omdat de vorm van de BR-relaties complexer is dan een kwadratische functie, zoals derde machtsfuncties en exponentiele functies. Een betere fit is mogelijk met meer termen. Dit maakt de formules complexer en leidt niet tot significant andere resultaten.

Figuur 5 Effect van de omrekening naar equivalent geluidniveau op basis van de **BR-relatie combinatie 2**. De oranje stippellijn is de kans op hinder berekend de BR-relatie voor die bron bij een zekere waarde van L_{den} . De blauwe lijn geeft de kans op hinder op basis van de BR-relatie voor wegverkeer weer, waarbij eerst het geluidniveau is omgerekend naar equivalent geluidniveau voor wegverkeer.



In bovenstaande set figuren is te zien dat de kwadratische benadering voor alle geluidbronsoorten binnen hun geldigheidsgebied bij deze BR-relaties zeer goed werkt. De fit⁷ is hier iets beter dan bij combinatie 1. Bij combinatie 1 wordt er een omrekening gedaan naar hinder wegverkeer, waarbij de Miedema BR-relatie een derde machtsfunctie is. In combinatie 2 wordt gefit naar de GGD 2016 BR-relatie voor wegverkeer, wat een exponentiele functie is. Hoewel methodisch hetzelfde, leidt het toepassen van de kwadratische formule in combinatie 2 tot een iets betere fit dan bij combinatie 1.

6.3 Gewogen sommatie

Bij gewogen sommatie wordt een vaste toeslag (weging) toegepast op het berekende geluidniveau die afhankelijk is van de hinderlijkheid van de bron. Daarnaast kan men gewogen sommatie doen op basis van de methode die Vos (1992) heeft ontwikkeld. Vos maakt in zijn model gebruik van een strafterm (k) ten opzichte van een referentiebron die is

⁷ Met fit wordt bedoeld hoe goed de omrekening ervoor zorgt dat de twee lijnen op elkaar passen.

afgeleid op basis van de lineaire BR-relaties. De strafterm wordt bepaald door het verschil in blootstelling bij een equivalente hinder. Bij $k=10$ is er sprake van een energetische optelling. Deze waarde wordt hier aangehouden, aangezien er geen standaardmethode is om deze waarde te bepalen. Voor de toeslagen is er ook geen gestandaardiseerde manieren om deze wegingen te bepalen.

Een derde methode om tot gewogen sommatie te komen, is door gebruik te maken van het Community Tolerance Level (CTL). Dit wordt ook in ISO 1996-1:2016 voorgesteld. Een belangrijk uitgangspunt van de CTL-methode is dat BR-relaties voor verschillende bronnen (en situaties) dezelfde vorm hebben, maar dat ze op de x-as (geluidniveau) naar links of rechts ten opzichte van elkaar verschoven kunnen zijn. In de praktijk is dat onder andere door de rol van co-determinanten niet het geval. Voor de uitwerking van de formules wordt gekozen voor de CTL50 (de waarde waar de kans op ernstige hinder gelijk is aan 50%)⁸. Om de CTL50-niveaus te berekenen, worden de BR-relaties gefit aan de vaste CTL-curves. De CTL-curve kent de volgende basisformule [ISO1996-1]:

$$\%EH = 100 e^{-\left(\frac{1}{10^{0.1(L_{bron}-L_{CT}+5,3)}}\right)^{0,3}}$$

In deze formule is L_{bron} volgens de ISO-norm gedefinieerd als L_{dn} (dus zonder avondperiode). Bij gebruik L_{den} wordt een correctiefactor van 0,6 dB voorgesteld (de waarde van 5,3 in de formule wordt dan 4,7). Het nadeel daarvan is dat als in bovenstaande formule $L_{bron}=L_{CT}$ dan is het percentage ernstig gehinderden niet meer exact 50 procent, maar 48,5 procent. Voor de verdere uitwerking van de correctiefactoren maakt het echter niet uit, omdat de hele curve wordt gefit. Om een vergelijking met literatuur mogelijk te houden, is daarom de volgende formule gebruikt:

$$\%EH = 100 e^{-\left(\frac{1}{10^{0.1(L_{bron}-L_{CT}+4,7)}}\right)^{0,3}}$$

De CTL-curve wordt vaak bepaald door met deze curve een fit uit te voeren van data op individueel niveau die afkomstig zijn van vragenlijstonderzoeken, waarbij alleen L_{CT} wordt gevarieerd voor de beste fit. Voor dit onderzoek zijn geen ruwe data van vragenlijsten gebruikt, maar is de CTL-curve gefit aan beschikbare BR-relaties. Deze fit is gemaakt door de kans op ernstige hinder per stap van 1 dB te berekenen voor de bekende BR-relaties en via de kleinste kwadratenmethode de CTL-curve zo goed mogelijk te fitten. De stapjes van 1 dB zijn gemaakt over het gehele bereik waarover de BR-relaties geldig is. Dit verschilt per BR-relatie.

In Tabel 8 staan de CTL50-waarden die volgen uit de fits.

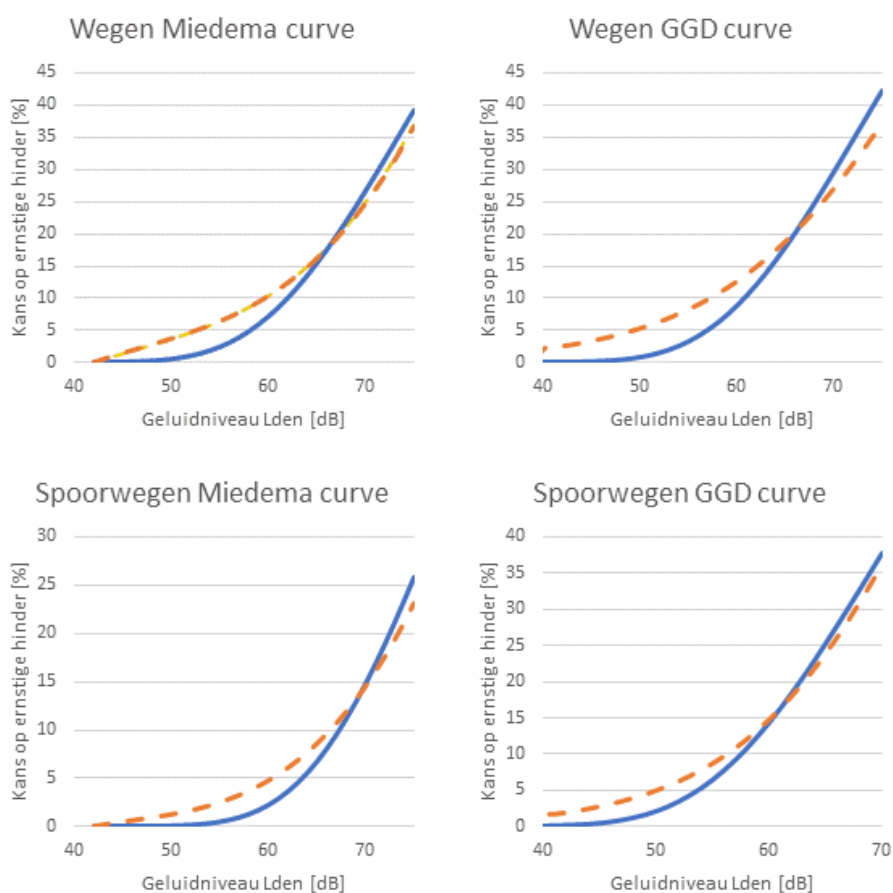
⁸ Ook andere methoden zijn denkbaar voor een correctie met een eengetalswaarde. De CTL-methode is echter breed omschreven en voor zover RIVM kan overzien de enige geschikte gangbare methode die op korte termijn toegepast kan worden. De CTL-methode is bedoeld om verschillend geluidbronnen met elkaar te kunnen vergelijken, of om is sommige situaties een toeslag voor hinderlijkheid van een geluid te kunnen toepassen (zoals impuls geluid).

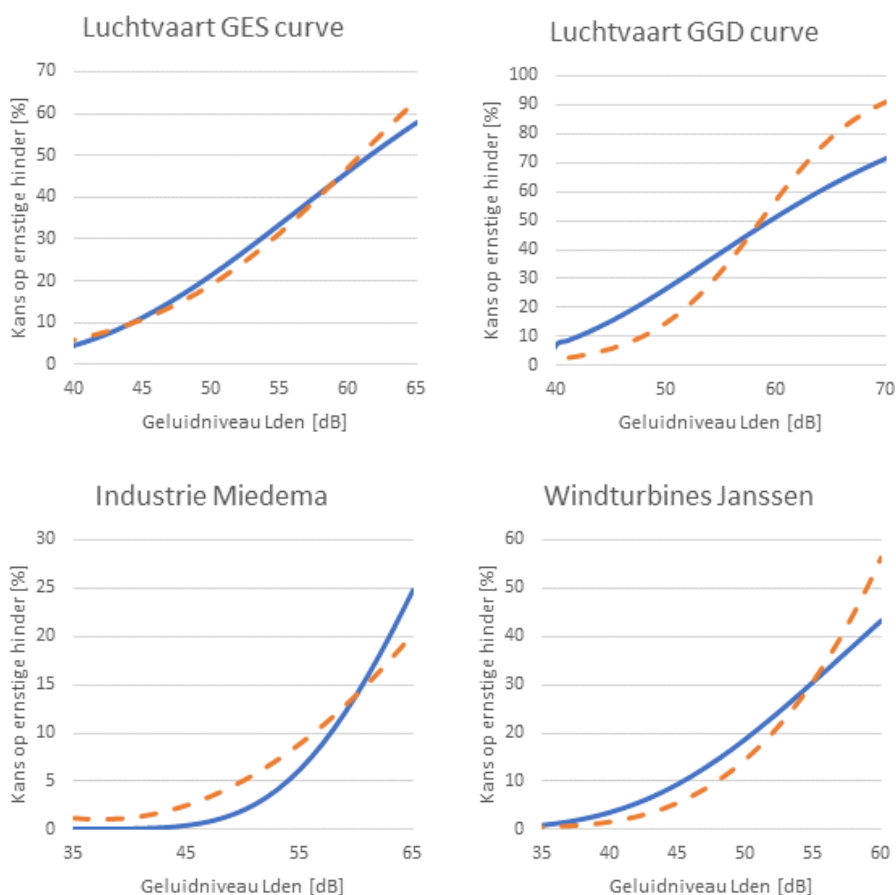
Tabel 8 Overzicht CTL50 (L_{CT}) -waarden voor verschillende bronnen in dB.

Br-relaties	Wegen	Spoorwegen	Luchtvaart	Industrie	Windturbines
Combinatie 1	78,0	84,1	61,0	74,5	62,2
Combinatie 2	77,6	74,3	58,8	74,5	62,2

In onderstaande figuren zijn met de oranje stippellijn de curves van de BR-relaties weergegeven en de blauwe lijn de fit van de CTL-curve.

Figuur 6 Overzicht van de fits van de CTL-formule op de verschillende BR-relaties. De oranje gestreepte curve in de BR-relatie van een bron en de blauwe doorgetrokken curve is de fit van de CTL-formule op de BR-relatie.





Uit de fits volgen correctiefactoren die in het gewogen sommatiemodel zijn te gebruiken. Die zijn in onderstaande tabel opgenomen.

Tabel 9 Overzicht correctiewaarden (ten opzichte van wegverkeer) voor verschillende bronnen in dB.

BR-relaties	Wegen	Spoorwegen	Luchtvaart	Industrie	Windturbines
Combinatie 1	0	-6,1	17,0	3,5	15,8
Combinatie 2	0	3,3	18,8	3,1	15,4

Uit de figuren volgt dat er een vrij grote onzekerheid in deze waarden zit. Wanneer een BR-relatie een ander geldig bereik zou hebben, zouden de waarden iets verschuiven.

6.4 Dominante bron op basis van hinderlijkheid

Bij dominante bron op basis van hinderlijk, wordt het geluidniveau direct op de BR-relaties toegepast en wordt gekeken welke bron de hoogste waarde heeft. Er zijn geen formules die afgeleid moeten worden, omdat de BR-relaties al bekend zijn. In Bijlage 1 staan de formules van de BR-relaties die voor deze methode kunnen worden toegepast. Deze komen ook terug bij het overzicht van BR-relaties in Bijlage 2.

7 Voorbeeld van een rekenkundige toepassing van de methoden

7.1 Beschrijving voorbeeld

Dit hoofdstuk beschrijft de toepassing van de verschillende methoden aan de hand van een eenvoudig voorbeeld met slechts twee bronnen: wegverkeer en luchtvaart. In Bijlage 3 en Bijlage 4 staat de uitwerking met verschillende geluidbronsorten en met verschillende geluidniveaus in een tabel. Het doel van dit hoofdstuk is om inzichtelijk te maken hoe de methoden werken in de praktijk. In de uitwerking worden resultaten getoond van de methoden die gebaseerd zijn op BR-relaties Miedema (2001)/Breugelmans (2004) en de BR-relaties gebaseerd op de GGD-gezondheidsmonitor 2016.

In onderstaande tabel zijn de in dit voorbeeld gebruikte geluidniveaus per bron en de kans op hinder volgens de BR-relaties weergegeven.

Tabel 10 Geluidniveaus en bijbehorende kans op hinder voor het voorbeeld met wegverkeer en luchtvaart als geluidbronnen.

Bron	Geluidniveau L _{den}	Kans op ernstige hinder	
		Miedema/Breugelmans	GGD-2016
Wegverkeer	60 dB	10,3%	12,7%
Luchtvaart	50 dB	19,1%	14,8%

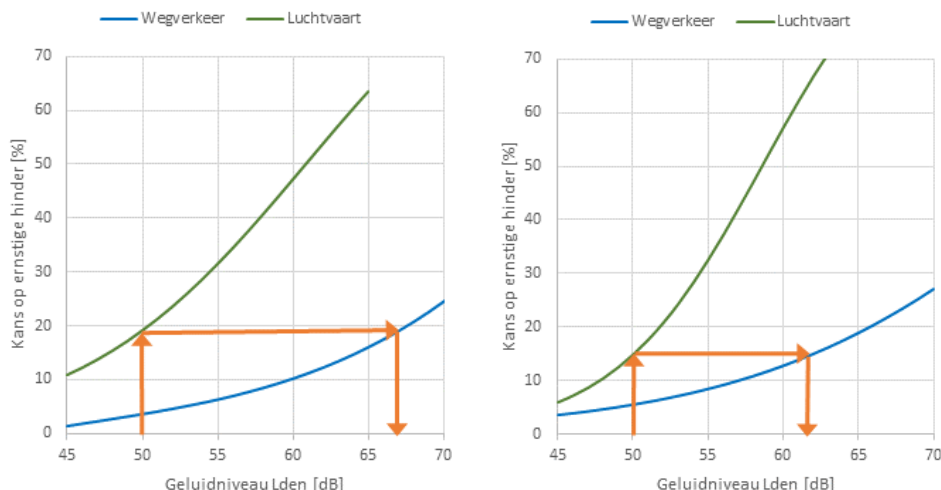
7.2 Uitwerking voor de geschikte methoden

7.2.1 *Equivalentente hinder*

Deze methode vergt een vertaling van het geluidniveau van luchtvaart naar een *equivalent* geluidniveau van wegverkeer dat dezelfde kans op ernstige hinder geeft.

In onderstaande figuren is geïllustreerd hoe dat voor de twee sets BR-relaties uitwerkt:

Figuur 77 Omrekening van geluid luchtvaart naar een equivalent niveau voor wegverkeer. Links gebaseerd op Miedema (2001) wegverkeer en Bruegelmans (2004) Luchtvaart. Rechts gebaseerd op GGD-gezondheidsmonitor 2016 (zowel wegverkeer als luchtvaart).



In de linker figuur is te zien dat de kans op ernstige hinder door luchtvaart bij een blootstelling van 50 dB gelijk is aan 19,1 procent. Bij wegverkeer is een geluidniveau van 66,9 dB nodig om tot dezelfde kans op hinder te komen. Het geluid van luchtvaart wordt in deze methode omgerekend naar dat equivalente niveau voor wegverkeer.

In de rechter figuur is te zien dat de methodiek hetzelfde is, maar dat door het gebruik van andere BR-relaties de uitkomsten anders zijn.

In onderstaande tabel is de berekening van het gecumuleerde niveau voor deze ene situatie weergegeven.

Tabel 11 Uitkomsten uitwerking⁹ equivalente hinder voor het beschreven voorbeeld.

Omschrijving	Gebruik Miedema/Bruegelmans	Gebruik GGD-2016
Luchtvaart [Lden]	50,0 dB	50,0 dB
Equivalent niveau (LL*) [Lden]	66,9 dB	61,9 dB
Wegverkeer [Lden]	60,0 dB	60,0 dB
Gecumuleerd geluid [Lden]	67,7 dB	64,0 dB
Equivalente kans op ernstige hinder door geluid van wegverkeer	21%	18%

In de tabel zijn twee resultaten te zien. Een equivalent gecumuleerd geluidniveau voor geluid van wegverkeer en de gecumuleerde kans op ernstige hinder door geluid van wegverkeer. Vaak wordt in

⁹ De gebruikte formules zijn opgenomen in Bijlage 1

hinderonderzoeken ook gekeken naar de totale kans op hinder. Dat kan bij de equivalente hindermethode niet. Wel kan het equivalent gecumuleerd geluidniveau voor geluid van wegverkeer worden omgezet naar een equivalent hinder percentage voor geluid van wegverkeer.

7.2.2 Gewogen sommatie

Bij gewogen sommatie wordt een vaste toeslag (weging) toegepast op het berekende geluidniveau die afhankelijk is van de hinderlijkheid van de bron. In hoofdstuk 5 is onderbouwd hoe deze toeslagen bepaald zijn. Voor het gegeven voorbeeld levert dit het volgende resultaat op voor de methode van gewogen sommatie:

Tabel 12 Uitkomsten uitwerking gewogen sommatie voor het beschreven voorbeeld.

Geluidniveau (L_{den})	Omrekening Miedema/Breugelmans	Omrekening GD-2016
Luchtvaart	50,0 dB	50,0 dB
Niveau luchtvaart met toeslag	67,0 dB	68,8 dB
Wegverkeer	60,0 dB	60,0 dB
Gewogen opgeteld geluidniveau	67,1 dB	68,9 dB

In tegenstelling tot de equivalente hindermethode wordt er geen percentage (totale of bron-specifieke) ernstige hinder als uitkomst gegeven¹⁰.

7.2.3 Dominante bron op basis van hinderlijkheid

Bij dominante bron op basis van hinderlijkheid wordt er niet echt gecumuleerd, maar wordt de hinder van alle bronnen in beeld gebracht en wordt vervolgens alleen die bron beschouwd die de hoogste mate van hinderlijkheid geeft. Zoals al elders beschreven, is het model het beste te gebruiken in situaties waar er een duidelijk verschil is in hinderlijkheid tussen bronnen. Verder is te zien dat voor de beschouwde casus het verschil in hinderlijkheid tussen de twee bronnen op basis van de GGD-2016 BR-relaties (verschil van 2,1%) kleiner is dan op basis van de BR-relaties van Miedema en Breugelmans (verschil van 8,8%).

Tabel 13 Uitkomsten uitwerking dominante bron op basis van hinderlijkheid voor het beschreven voorbeeld.

Bron	Kans op ernstige hinder	
	Miedema/Breugelmans	GGD-2016
Wegverkeer [60 dB]	10,3%	12,7%
Luchtvaart [50 dB]	19,1%	14,8%
Totale kans op ernstige hinder	19,1%	14,8%

¹⁰ Er is hier sprake van een gewogen geluidniveau. In tegenstelling tot het equivalente hindermodel, waarbij omgerekend wordt naar een equivalent niveau voor wegverkeer is dit geen equivalent niveau (ondanks dat wegverkeer hier geen toeslag heeft). Er is dan ook geen BR-relatie om toe te passen om het percentage equivalente hinder te berekenen.

8 Discussie

8.1 Belangrijkste bevindingen

Het ministerie van IenW heeft het RIVM gevraagd om een alternatieve methode voor cumulatie van omgevingsgeluid te onderzoeken. Na een inventarisatie van de literatuur zijn in aanvulling op de bestaande methode (equivalente hindermethode) vijftien verschillende methoden naar voren gekomen. Na beoordeling van de toepasbaarheid voor beleid, bleven in aanvulling op het equivalente hindermodel nog twee cumulatiemodellen over die aan de gestelde eisen voldeden. Het betreft de methoden gewogen sommatie en dominante bron op basis van hinderlijkheid, naast het equivalente hindermodel. Voor alle drie methoden werd geoordeeld dat ze inpasbaar waren in het stelsel van de Omgevingswet, vlot implementeerbaar zijn/liken, recht doen aan verschillen in hinderlijkheid per bron en een kwantitatieve weergave van de situatie geven.

8.2 Voordelen en aandachtspunten van methoden met de grootste praktische toepasbaarheid voor beleid

8.2.1 *Equivalente hindermodel*

Het equivalente hindermodel ('Miedema'-methode) is een methode van energetisch optellen van geluidniveaus van verschillende bronnen, nadat deze vertaald zijn in een equivalent geluidniveau van wegverkeer dat dezelfde kans op ernstige hinder geeft als de betreffende bron. Het model heeft een aantal voordelen:

- *Bekendheid met methode*: De bestaande Miedema-methode is een bekende methode op geluidgebied in Nederland. Hij staat al jaren in de wet- en regelgeving opgenomen en vergt daarom geen nieuwe of aanvullende uitleg aan overheden en experts over de werking van deze methode.
- *Vlotte implementeerbaarheid*: De methode is al beschikbaar en opgenomen in de regelgeving. De invoering van de geactualiseerde BR-relatie voor de luchtvaart in de Miedema-methode vergt geen nader onderzoek.
- *Inpasbaarheid in Omgevingswet*: De methode is goed inpasbaar in de Omgevingswet. Hij is bijvoorbeeld bruikbaar voor meerdere optredende bronnen.
- *Rekening met hinderlijkheid van bronnen*: Door het gebruik van bron-specifieke BR-relaties houdt de methode rekening met verschillen in hinderlijkheid per bron.
- Het model is toepasbaar in situaties met minimaal twee geluidbronnen.

Het model heeft ook een aantal aandachtspunten:

- Het resultaat is een equivalent gecumuleerd geluidniveau voor geluid van wegverkeer. Vaak wordt in hinderonderzoeken ook gekeken naar de totale kans op hinder. Dat kan bij de equivalente hindermethode niet. Wel is het equivalent gecumuleerd geluidniveau voor geluid van wegverkeer om te zetten naar een equivalent hinder percentage voor geluid van wegverkeer.

- Wanneer andere bron-specifieke BR-relaties worden gebruikt, verandert het resultaat. Zeker als dit de BR-relaties van een dominante geluidbron betreft.

8.2.2 Gewogen sommatie

Gewogen sommatie is een manier van energetisch optellen van geluidniveaus per bron *met* een weging toegevoegd aan het geluidniveau, doorgaans afhankelijk van de hinderlijkheid van de bron. Het resultaat van deze methode is een gewogen opgeteld geluidniveau in dB. Dit model heeft een aantal voordelen:

- *Eenvoudige methode*: De methode is een simpele manier om geluid te cumuleren. Als de weegfactoren al bekend zijn, dan is het een kwestie van eenvoudig energetisch optellen.
- *Inpasbaarheid in Omgevingswet*: Als er vaste wegingsfactoren voorhanden zijn, is de methode goed inpasbaar in de Omgevingswet en is bruikbaar voor meerdere optredende bronnen.
- *Rekening met hinderlijkheid van bronnen*: De weegfactoren (toeslag) per bron houden rekening met verschillen in hinderlijkheid.

Het model heeft ook een aantal aandachtspunten:

- *Praktische toetsing*: Er zijn momenteel geen vaste wegingsfactoren voorhanden die gebruikt kunnen worden om geluidniveaus van de verschillende bronnen te wegen, voordat ze worden opgeteld. Wel is in hoofdstuk 6-7 (zoals is voorgesteld door ISO-2016:1) de CTL50 als 'weegfactor' toegepast in het model. Daarbij is de aanname dat BR-relaties voor verschillende bronnen dezelfde vorm hebben, met alleen een ander startpunt. Voor de zoals in Nederland toegepaste BR-relaties, is dat niet het geval; sterker nog, dat is ook niet het geval voor internationaal gevonden BR-relaties. De methode met op basis van de CTL50 bepaalde weegfactoren is echter nog nooit onderzocht.
- *Vlotte implementeerbaarheid*: Doordat er momenteel geen vaste wegingsfactoren voorhanden zijn, is er onzekerheid over een vlotte implementeerbaarheid van deze methode in de regelgeving.

8.2.3 Dominante bron op basis van hinderlijkheidsmodel

Bij het dominante bronmodel op basis van hinderlijkheid wordt de totale hinder bepaald door de bron die het meest overheerst (dat wil zeggen 'dominant' is). Of een bron 'dominant' is, wordt hier bepaald aan de hand van de hinderlijkheid van de verschillende bronnen. Eerst wordt gekeken naar de kans op ernstige hinder per bron. Vervolgens wordt de bron die de grootste kans op ernstige hinder geeft, beschouwd als dominant en representatief voor de totale situatie. Het model heeft een aantal voordelen:

- *Eenvoudige methode*: Simpele methode om te bepalen welke bron de grootste kans op ernstige hinder levert. De bron met de hoogste kans op hinder wordt als bepalend gezien voor de totale hinder.
- *Vlotte implementeerbaarheid*: De methode is beschikbaar en vergt geen nader onderzoek.

- *Inpasbaarheid in Omgevingswet*: De methode is goed inpasbaar in de Omgevingswet en is bruikbaar voor meerdere optredende bronnen om de individuele kans op hinder te vergelijken.
- *De methode houdt rekening met verschillen in hinderlijkheid tussen bronnen*.

Een aandachtspunt bij dit model is dat het dominante bron op basis van het hinderlijkheid-model vooral goed werkt in situaties waar de hinderlijkheid tussen verschillende bronnen groot is.

8.3 Observaties en aanvullende aandachtspunten

Wetenschappelijke kwaliteit

Voor alle drie de geschikte methoden geldt dat het aantal studies waarin de drie methoden zijn onderzocht, beperkt is. Het ging vaak om vragenlijstonderzoeken die zijn uitgevoerd in Oostenrijk, Frankrijk en Vietnam. Het aantal deelnemers varieerde van 99 tot ruim 1.100. In vier gevallen werden de effecten van blootstelling aan twee bronnen onderzocht. Alleen Marquis-Favre onderzocht het effect van de blootstelling aan drie bronnen. De kwaliteit van de studies wisselde, waarbij met name de selectie van locaties en/of deelnemers het zwakke punt vormde. Zo was in een aantal gevallen niet beschreven hoe men aan de onderzoeklocaties kwam, dan wel hoe de steekproef van de deelnemers getrokken was. Ook was de blootstelling soms bepaald aan de hand van geluidmetingen. Omdat de deelnemers in sommige studies bijvoorbeeld in grote appartementen woonden (zoals in Vietnam), was het aantal gebouwen waarin de deelnemers woonden redelijk beperkt. Maar doordat het om grote complexen ging, is niet duidelijk of het resultaat van een meting op een bepaalde hoogte aan een bepaalde zijde van het gebouw ook van toepassing is op een andere hoogte en/of andere zijde van het gebouw. Er is mogelijk sprake geweest van exposure-bias.

Vergelijking van de resultaten van verschillende modellen

Om te onderzoeken in hoeverre het ene cumulatiemodel beter was dan het andere cumulatiemodel, probeerden de onderzoekers de data die met behulp van vragenlijsten waren verzameld, te fitten voor verschillende modellen. Aan de hand van de verklaarde variantie (R^2) werd dan bepaald welk model het het beste deed in vergelijking met de andere onderzochte modellen. In een aantal gevallen werden ook correlaties bekeken. De resultaten van de vier studies die het equivalente hindermodel onderzochten, waren wisselend: terwijl Nguyen et al. (2012) R^2 -waardes tot 0,54 vinden, komt Marquis-Favre niet verder dan waardes van maximaal 0,070. Daarnaast bleek dat het equivalente hindermodel het qua verklaarde variantie niet duidelijk beter deed dan andere onderzochte psychofysische cumulatiemodellen (zoals de dominante bron op basis van hinderlijkheid). Het gewogen sommatiemodel werd alleen door Marquis-Favre onderzocht. De verklaarde variantie van dit model bleek voor alle onderzochte blootstellingscombinaties (weg-lucht, weg-spoor en weg-lucht-spoor) relatief laag te zijn met een maximale variantie van 0,105. Het dominante bronmodel op basis van hinder is een perceptueel model. Het deed het in vergelijking met psychofysische modellen een stuk beter. In

de vier studies waarin het model werd onderzocht, werden verklaarde varianties gevonden tussen $\sim 0,59$ - $0,92$.

In het algemeen valt overigens op dat in verschillende referenties die we in onze literatuurinventarisatie zijn tegengekomen, dezelfde datasets zijn gebruikt voor het verkrijgen van aanvullende inzichten. Dit geldt niet alleen voor de studies die naar bijvoorbeeld het dominante bronmodel hebben gekeken. Een studie waarmee het individuele effectenmodel is onderzocht, is bijvoorbeeld in een vervolgstudie uitgebreid naar het in kaart brengen van het effect van co-determinanten en de interactie tussen bronnen. Daarnaast kan worden opgemerkt dat er in de meeste gevonden literatuur gekeken is naar het effect van wegverkeer, spoor en luchtvaart. Ook was er in weinig studies aandacht voor andere geluidbronnen, terwijl een alternatieve methode strikt genomen voor alle geluidbronnen moet gelden die opgenomen zijn in de Omgevingsregeling.

Toepasbaarheid op de Nederlandse situatie

De toepasbaarheid van de resultaten van de studies, waarin equivalente hindermethodes, dominante bronmethode en/of gewogen sommatie is onderzocht, op de Nederlandse situatie is wisselend. Er zijn drie studies die qua landschap en klimaat minder goed vergelijkbaar zijn met de situatie in Nederland. Bovendien was een van deze studies vlak na de opening van een nieuwe spoorlijn uitgevoerd. Er is dan mogelijk sprake van een veranderversituatie. Hoewel de twee Franse studies qua omstandigheden meer vergelijkbaar zijn met situaties zoals die in Nederland zich ook kunnen voordoen, waren dit kwalitatief niet de beste studies.

8.4 Vergelijking met de resultaten van andere studies

Het is lastig om de resultaten van ons werk te vergelijken met dat van anderen. In 2017 hebben Guski et al. als onderdeel van hun 'evidence review' ook gekeken naar studies waarin de gecombineerde effecten van geluid zijn onderzocht. Daarbij is geprobeerd de volgende vragen te beantwoorden: a) hoe verhoudt de beoordeling van de totale hinder in situaties met twee verschillende geluidbronnen zich tot de blootstelling aan het geluid van deze twee bronnen? En: b) hoe wordt de beoordeling van de bron-specifieke hinder beïnvloed door de blootstelling aan meerdere geluidbronnen?

In de analyse van Guski zijn vier studies (Champelovier, 2001; Lercher et al., 2017; Nguyen et al., 2012; Pierrette et al., 2012) opgenomen, waarvan er ook drie voor dit rapport zijn geselecteerd. De studie van Champelovier et al. (2001) is wegens het gebruik van een dataset uit 1997-1998 en een publicatiejaar van 2001 niet geselecteerd. Volgens Guski is in geval van ongelijke geluidsniveaus bij blootstelling aan twee bronnen vaak sprake van een zogenaamd 'dominantie-effect'. Dit wil zeggen dat de beoordeling van de totale hinder meer in overeenstemming is met de hoeveelheid hinder van een van beide bronnen. Het kan nog steeds zijn dat de totale hinder lager is dan de bron-specifieke hinder, maar de totale hinder ligt dan wel dicht bij de bron-specifieke hinder van de luidere bron. Dit gold voor twee van de vier studies uit de review van Guski, waarin de combinatie tussen geluid van wegverkeer en industrie was onderzocht. Wat de combinatie van

dominant wegverkeerslawaai en niet-dominant luchtvaartlawaai betreft, bleek dat het dominante bronmodel het beste paste bij de beoordeling van totale hinder.

8.5 Sterke en zwakke punten van het onderzoek

Om een beeld te krijgen van de beschikbare cumulatiemethodes is een inventarisatie van de literatuur uitgevoerd en is internationaal bij collega's nagevraagd wat er nog meer beschikbaar was. Hoewel onze inventarisatie niet uitputtend was, denken we wel dat we de meest gangbare modellen te pakken hebben. Om nog een beter gevoel te krijgen hoe verschillende methodes in de praktijk kunnen uitpakken en wat de onderliggende gevoeligheden zijn, maakten we een aantal voorbeeldberekeningen.

Dit onderzoek is uitgevoerd binnen sterk afgebakende kaders, rekening houdend met de onderzoeksvraag en de wens van de opdrachtgever om op zoek te gaan naar een mogelijke alternatieve methode die op korte termijn in beleid kan worden overgenomen. Het uitgevoerde onderzoek kent daarom een aantal beperkingen. Deze paragraaf licht deze beperkingen kort toe.

De gevonden methoden zijn beoordeeld op geschiktheid voor beleid, wetenschappelijke kwaliteit en toepasbaarheid voor de Nederlandse situatie. Momenteel zijn er geen gestandaardiseerde handvatten of richtlijnen beschikbaar waarmee kan worden beoordeeld wat de toepasbaarheid van een methode is voor beleid. Zoals al is beschreven in paragraaf 5.1.1 van hoofdstuk 5, behelst dit een groot aantal aspecten.

De wetenschappelijke kwaliteit van de onderliggende studies is beoordeeld. Door naar aspecten als selectie van studielocatie en deelnemers, meting van de blootstelling en hinder te kijken, is een indruk te krijgen van de kans op vertekening van de gevonden uitkomsten. Met andere woorden, een beoordeling van de kwaliteit van de studies is uitgevoerd om te onderzoeken of eventuele bevindingen in de studies waarin cumulatiemethodes zijn onderzocht, betrouwbaar en valide zijn. De beoordeling van de studiekwaliteit is uitgevoerd met behulp van een instrument dat is samengesteld uit aspecten van andere gangbare tools die in de epidemiologie en bij reviews in het bijzonder worden gebruikt.

We zijn ons ervan bewust dat deze lijst niet helemaal compleet is. Bovendien is een oordeel van de wetenschappelijke kwaliteit van de onderliggende studies waarin een methode is onderzocht niet geheel hetzelfde als een oordeel over de wetenschappelijke kwaliteit van het onderzochte model. Hoewel de kwaliteit van de onderliggende data (en daarmee de kwaliteit van de studie) heel belangrijk is voor de evaluatie van cumulatiemethoden, is het net zo belangrijk dat deze data de basisprincipes van het model en/of de aannames waarop het model is gebaseerd, ondersteunen.

Het beste model kan niet worden geselecteerd op basis van correlatiecoëfficiënten tussen modelvoorspellingen en empirisch

bepaalde totale hinder. Een belangrijke reden is dat de berekende totale hinder wordt getest en niet het specifieke ontwerp van de vergelijking. Een betere benadering om cumulatiemodellen te testen, is het expliciteren van de basisprincipes of onderliggende aannames van het model. Om een model te accepteren, moeten dit soort en andere principes en aannames empirisch worden geverifieerd (Berglund & Nilsson, 1998). Lastiger wordt het als het gaat over aannames van maskering van geluiden, of synergie en inhibitie (toegelicht in paragraaf 8.4).

Geen Nederlandse data gebruikt

Het RIVM heeft de onderliggende data gebruikt bij deze studies niet kunnen beoordelen en heeft een oordeel gegeven op basis van de beschikbare, openbare artikelen en rapporten. Er is daarom een poging gedaan om de toepasbaarheid van de methoden voor Nederland en de wetenschappelijke kwaliteit van de onderliggende studies te beoordelen op basis van de criteria die in hoofdstuk 5 van dit rapport zijn beschreven en toegepast. Dit levert een indicatie of inschatting van de bruikbaarheid van deze methoden voor de Nederlandse situatie, maar het kan niet met zekerheid gezegd worden of de methoden ook effectief gaan werken als ze in Nederland worden toegepast.

Beperkt wetenschappelijk bewijs voor de werking van methoden

In vrijwel alle gevonden studies is gekeken naar de overeenkomst van de uitkomst van een cumulatiemethode (voorspelling) met de ervaren totale hinder. Hierbij valt op dat deze overeenkomst voor de meeste methoden niet heel sterk is. Vaak presteren perceptuele modellen in dit opzicht het beste. Deze modellen zijn niet als (vlot) implementeerbaar en praktisch toepasbaar in het stelsel van de Omgevingswet beschouwd.

8.6 Groter dan de som der delen

In dit onderzoek is gezocht naar methoden die de effecten van blootstelling aan meerdere bronnen tegelijk op de hinder die mensen ervaren kunnen voorspellen. Dat wil zeggen: modellen waarmee de werkelijke hinder kan worden ingeschat. Maar de modellen slaan in principe de ervaren hinder plat om de beleving op basis van een getal te voorspellen en vervolgens te beoordelen. Voor een methode die voor beleid werkbaar is, is dit een onvermijdelijke praktische keuze. Maar door het toepassen van een model gaan veel nuances verloren. Het beleven van blootstelling aan meerdere geluidbronnen tegelijk, is echter meer dan het puur optellen van geluidniveaus of kansen op ernstige hinder.

We hebben in dit rapport modellen op een rij gezet die vaak de blootstelling aan geluid van twee bronnen relateren aan de totale hinder (de hinderlijkheid van de gebeurtenissen door de individuele bronnen tezamen (Miedema, 1987)). In de praktijk zijn mensen vaak blootgesteld aan meer dan twee bronnen. Welke combinaties van meer dan twee bronnen komen in Nederland dan voor en hoe vaak? En wat gebeurt er met de hinder die mensen in dit soort situaties ervaren?

Voor het beoordelen van modellen die de blootstelling aan geluid van twee bronnen relateren aan de totale hinder, kun je in principe volgens Miedema op voorhand de volgende hypothesen afleiden:

- De totale hinder is het gemiddelde van de hinder van de afzonderlijke bronnen (middeling).
- De totale hinder is het maximum van de hinder van de afzonderlijke bronnen (dominantie).
- De totale hinder is groter dan het maximum van de hinder van de afzonderlijke bronnen, maar kleiner dan de som van de hinderwaarden voor deze bronnen (synergisme).
- De totale hinder is de som van de hinder van de afzonderlijke bronnen (additie).

Maar gelden deze hypothesen ook voor situaties met meer dan twee bronnen?

Totale hinder versus hinder door afzonderlijke bronnen

In de bestaande systematiek voor het bepalen van de gecumuleerde blootstelling wordt aangenomen dat de kans op ernstige hinder door geluid van luchtvaart (of een andere bron) bij een geluidniveau veroorzaakt door geluid van luchtvaart (of een andere bron) met waarde x hetzelfde is als (equivalent is aan) de kans op ernstige hinder door geluid van wegverkeer bij geluidniveau met waarde x veroorzaakt door geluid van wegverkeer. Op deze manier wordt de vertaling gemaakt van de hinderlijkheid van alle bronnen naar een referentiebron, namelijk wegverkeer. Maar in de werkelijkheid wordt men gehinderd door het geheel aan geluid waaraan je wordt blootgesteld (de totale hinder). Je kunt dan ook maar één keer gehinderd zijn en niet meerdere keren. Bron-specifieke hinder veronderstelt echter dat je afzonderlijk gehinderd kunt zijn door het geluid van meerdere geluidbronnen. Cumulatie is in dit opzicht eigenlijk iets anders dan de blootstelling aan meerdere geluidbronnen tegelijk en het effect daarvan op de gezondheid.

9 Conclusies en aanbevelingen

9.1 Conclusies

Na een inventarisatie van de literatuur kwamen in aanvulling op de equivalente hindermethode vijftien verschillende cumulatiemethoden naar voren. Na beoordeling van de toepasbaarheid voor beleid, bleven in aanvulling op het equivalente hindermodel nog twee cumulatiemethoden over. De methoden die aan de gestelde beoordelingscriteria voor deze categorie voldoen zijn: het equivalente hindermodel (het bestaande model), gewogen sommatie en dominante bronmodel op basis van hinderlijkheid.

Alle drie de methoden zijn in een beperkt aantal studies onderzocht, waarin ze ook werden vergeleken met andere cumulatiemethoden. Het is uit deze studies niet goed op te maken welk van de drie cumulatiemethoden nu de beste is.

Het toepassen van de methode in een rekenkundig voorbeeld in hoofdstuk 7 laat zien dat het equivalente hindermodel en het dominante bron model op basis van hinderlijkheid vergelijkbare uitkomsten geven. Voor het *equivalente hindermodel* wordt daarbij steeds een vertaling gemaakt naar wegverkeer als referentiebron. Deze vertaling levert geen afwijkende inzichten op in de gecumuleerde geluidssituatie ten opzichte van de dominante bronmethode op basis van hinderlijkheid. De waarde van het gecumuleerd geluid dat bepaald is met de equivalente hindermethode volgt meestal de bron die dominant was qua hinderlijkheid. Het feit dat beide methoden dezelfde BR-relaties gebruiken, kan daarop ook van invloed zijn.

Een mogelijke optie om de uitvoeringsproblemen met de equivalente hindermethode te vermijden, is het uitdrukken van de gecumuleerde geluidwaarde als een gecumuleerde kans op ernstige hinder t.g.v. geluid van wegverkeer. Daarvoor zijn er aanpassingen nodig in de regelgeving om de beoordeling op basis van een andere maat te doen dan een gecumuleerde decibelwaarde. Hetzelfde geldt als de dominante bron methode op basis van hinderlijkheid wordt overgenomen.

In een situatie waarbij twee of meerdere bronnen een vergelijkbare kans op ernstige hinder geven, is het resultaat van de dominante bron op basis van de hinderlijkheidmethode minder goed uitlegbaar. In dat geval kan het een mogelijke optie zijn om voor alle (dominante) bronnen de kans op ernstige hinder te bepalen en deze in een volgorde te plaatsen. Vervolgens kunnen, waar mogelijk, gerichte maatregelen worden genomen voor het aanpakken van de dominante bronnen.

Een aandachtspunt bij de gewogen sommatiemethode is dat er momenteel geen vaste weegfactoren voorhanden zijn die gebruikt kunnen worden om geluidniveaus van de verschillende bronnen te wegen, voordat ze worden opgeteld. Wel is in hoofdstuk 6-7 (zoals voorgesteld in ISO-1996:1) de CTL50 als 'weegfactor' per bron toegepast. De methode met weegfactoren die op basis van de CTL50 is

bepaald, is echter nog nooit in de literatuur onderzocht, laat staan dat het uitvoerig in de praktijk is getest.

De implementatie van een andere methode dan de equivalente hindermethode voor het cumuleren van het effect van geluid heeft impact op de wet- en regelgeving.

Uit dit onderzoek volgen op hoofdlijnen twee beleidskeuzes die relevant zijn voor implementatie van een alternatieve methode:

1. *De eerste keuze betreft een geschikte, alternatieve methode.*
De dominante bronmethode op basis van hinderlijkheid – kan rechtsreeks in de regelgeving worden opgenomen; voor de equivalente hindermethode is dat al het geval. De gewogen sommatiemethode vergt nog meer praktische toetsing voordat de methode breed in de regelgeving zou kunnen worden toegepast.
2. *De tweede keuze betreft welke BR-relaties het beste zijn toe te passen in een te gebruiken cumulatiemethode.*
Alle drie methoden maken gebruik van BR-relaties. Er zijn in dit rapport verschillende BR-relaties getoond, waarvan de Miedema/Breugelmans-, WHO- en GGD-relaties het bekendste zijn. De berekeningen in hoofdstuk 7 lieten daarbij zien dat het voor de uitkomst nogal kan uitmaken welke BR-relaties worden toegepast. Ongeacht welke cumulatiemethode men kiest, beveelt¹¹ het RIVM aan om daarbij zoveel mogelijk de meest recente BR-relaties te gebruiken die zijn afgeleid op basis van data verzameld in Nederland.

In afwezigheid van in Nederland uitgevoerd onderzoek kunnen de methoden equivalente hinder en dominante bron op basis van hinderlijkheid als even geschikt worden beschouwd voor het doel. Daaraan is toe te voegen dat de equivalente hindermethode niet minder goed presteert dan de dominante bronmethode op basis van hinderlijkheid. Daarom kan beleid deze methode blijven gebruiken. Wordt aan de hand van beleidsmatige overwegingen toch besloten om gewogen sommatie in de regelgeving op te nemen, dan moet deze methode eerst verder worden uitgewerkt (dat wil zeggen onderzoek naar geschikte wegingsfactoren) en vervolgens in de praktijk worden getoetst (bijvoorbeeld in casussen of een proefperiode).

9.2 Aanbevelingen

1. *Voer onderzoek uit naar het effect van gecumuleerde blootstelling in Nederland, bij voorkeur op basis van data afkomstig van bestaande en/of nieuw uit te voeren vragenlijstonderzoek. Betrek daarbij vragen naar co-determinanten die de beleving beïnvloeden en bepaal een methode die voor de Nederlandse situatie de hoogste overeenkomst geeft met de ervaren hinder.*
Zoals aangegeven in hoofdstuk 1, was het door het korte tijdspad voorzien voor dit onderzoek niet mogelijk om eigen data te verzamelen over het effect van gecombineerde blootstelling op de beleving van omwonenden. Dit heeft ertoe geleid dat de

¹¹ In dit rapport wordt alleen gekeken naar een keuze voor cumulatiemethode. Er kunnen nog andere overwegingen voor gebruikt BR-relaties in beleidsmatige context zijn.

uitkomsten sterk afhankelijk zijn van de resultaten van buitenlands onderzoek. Om tot een methode te komen die voor Nederland de gecumuleerde situatie en de beleving van mensen zo goed mogelijk in beeld kan brengen, dient idealiter onderzoek te worden uitgevoerd in Nederland. Daarbij moet niet alleen verschillende blootstellingscombinaties in Nederland worden onderzocht, maar moet ook worden onderzocht hoe deze de beleving van omwonenden beïnvloeden. Dit vraagt weliswaar meer tijd en middelen vragen, maar geeft een onderzoeksresultaat waarbij er geen inschatting meer gemaakt moet worden van de toepasbaarheid van de methoden in Nederland. Het zou ook helpen als er antwoord kan worden gegeven op de vraag welke combinatie van geluidbronnen in Nederland voorkomen en hoeveel mensen het betreft. Zo kan er beter in de gaten worden gehouden waar nieuwe problemen zijn te verwachten. Ook kan er gericht worden gekeken waar verbetering mogelijk is. RIVM beveelt dit als vervolgonderzoek aan, nadat het onderhavige onderzoek naar alternatieve cumulatiemethoden is afgerond.

2. *Gebruik zoveel als mogelijk de meest recente BR-relaties die zijn gebaseerd op Nederlandse data en actualiseer ze regelmatig.*
Het RIVM beveelt aan om zover mogelijk de meest recente op de lokale situatie gebaseerde inzichten te gebruiken. Dit betekent ook dat regelmatig moet worden gezien of de op dat moment gebruikte BR-relaties nog wel actuele inzichten weergeven (voor cumulatie, maar ook voor het geluidbeleid algemeen). Er kan immers nieuwe kennis verschijnen. Daarnaast kunnen de omstandigheden aan verandering onderhevig zijn: meer woningen worden geïsoleerd, de acceptatie van geluidbronnen verandert, et cetera. Tegelijkertijd is het beleidsmatig en bestuurlijk gezien onwenselijk om de wet- en regelgeving te vaak aan te passen. RIVM beveelt daarom aan om in elk geval elke vijf jaar uitgebreid te bekijken of het op basis van de dan bestaande kennis gelegitimeerd is om de bestaande BR-relaties te actualiseren. Deze aanbeveling geldt uiteraard niet alleen voor het onderwerp cumulatie en gaat over de relevante beleidsvelden heen.
3. *Voor onderzoek uit naar het effect van blootstelling aan meerdere geluidbronnen naar andere gezondheidseffecten dan hinder*
In deze rapportage hebben we ons gericht op de invloed van blootstelling aan meerdere bronnen op (ernstige) hinder. Maar we weten dat er ook andere gezondheidseffecten zijn die optreden door blootstelling aan geluid. Op dit moment is het aantal studies beperkt dat naar het effect van blootstelling aan meerdere geluidbronnen op andere gezondheidseffecten dan hinder heeft gekeken (Cantuaria et al., 2021; Seidler et al., 2019; Thacher et al., 2020; Thacher et al., 2021) Vragen die met dit onderzoek beantwoord kunnen worden, zijn: Wat is het effect van blootstelling aan meerdere geluidsbronnen op het risico op andere gezondheidseffecten dan hinder; loopt men dan al eerder in de tijd een gezondheidseffect op? Of treden gezondheidseffecten in deze omstandigheden vaker op? Het RIVM heeft toegang tot verschillende gezondheidsregistratie databases met landelijke dekking. Door aan deze gegevens

blootstellingsgegevens te koppelen, is onderzoek naar deze vragen goed mogelijk.

Literatuur

- Agency, E. E. (2020). *Environmental noise in Europe — 2020* (EEA Report No 22/2019). (EEA Report, Issue).
<https://www.eea.europa.eu/publications/environmental-noise-in-europe>
- Babisch, W., Dutleux, G., Paviotti, M., Backman, A., Gergely, B., & EEA. (2010). *Good practice guide on noise exposure and potential health effects* (EEA Technical Report, Issue).
<https://www.eea.europa.eu/publications/good-practice-guide-on-noise>
- Berglund, B., Lindvall, T., Schwela, D.A., & World Health, O. (1999). *Guidelines for community noise*. WHO.
- Berglund, B., & Nilsson, M.E. (1998). *TOTAL ANNOYANCE MODELS FOR COMMUNITY NOISES EXPLICATED* INTERNOISE 98, Christchurch, New Zealand.
- Bodin, T., Bjork, J., Ardo, J., & Albin, M. (2015). Annoyance, sleep and concentration problems due to combined traffic noise and the benefit of quiet side. *Int J Environ Res Public Health*, 12(2), 1612–1628. <https://doi.org/10.3390/ijerph120201612>
- Breugelmans, O., Houthuijs, D., Van Kempen, E., Breugelmans, O., & Houthuijs, D. (2019). *Geluidhinder rond Nederlandse luchthavens: Monitoring, enquêtes en blootstelling-responsrelaties* (RIVM-rapport 2019-0110).
<https://rivm.openrepository.com/entities/publication/310515ef-1be2-4768-b259-09359424f9b5>
- Breugelmans, O.R.P., Van Wiechen, C.M.A.G., Van Kamp, I., Heisterkamp, S.H., & Houthuijs, D.J.M. (2005). *Gezondheid en beleving van de omgevingskwaliteit in de regio Schiphol: 2002 - Tussenrapportage Monitoring Gezondheidskundige Evaluatie Schiphol* (RIVM-rapport 630100001).
<https://rivm.openrepository.com/entities/publication/3f268561-816f-41d6-ac6c-9f1fecf9baf6>
- Brown, A.L., & Van Kamp, I. (2009). Response to a change in transport noise exposure: competing explanations of change effects. *J Acoust Soc Am*, 125(2), 905–914.
<https://doi.org/10.1121/1.3058636>
- Cantuaria, M.L., Waldorff, F.B., Wermuth, L., Pedersen, E.R., Poulsen, A.H., Thacher, J.D., Raaschou-Nielsen, O., Ketznel, M., Khan, J., Valencia, V.H., Schmidt, J.H., & Sorensen, M. (2021). Residential exposure to transportation noise in Denmark and incidence of dementia: national cohort study. *BMJ*, 374, n1954.
<https://doi.org/10.1136/bmj.n1954>
- CBS, RIVM, & Nederland, G. G. (2018). *Gezondheidsmonitor Volwassenen en Ouderen 2016* (
- Champelovier, P.C., C; Lambert, Jacques; (2001). Evaluation de la gêne due à l'exposition combinée aux bruits routier et ferroviair. *HAL* 123, Article hal-00546404f.

- Clark, C., & Paunovic, K. (2018). WHO Environmental Noise Guidelines for the European Region: A Systematic Review on Environmental Noise and Quality of Life, Wellbeing and Mental Health. *Int J Environ Res Public Health*, 15(11).
<https://doi.org/10.3390/ijerph15112400>
- Dusseldorp, A., Houthuijs, D., Van Overveld, A., Van Kamp, I., & Marra, M. (2011). *Handreiking geluidhinder wegverkeer : Berekenen en meten*. <https://www.rivm.nl/publicaties/handreiking-geluidhinder-wegverkeer-berekenen-en-meten>
- Elmehdi, H.M. (2014). *Using mathematical models to predict annoyance from combined noise sources in the city of Dubai* INTER-NOISE, https://www.acoustics.asn.au/conference_proceedings/INTERNOISE_E2014/papers/p957.pdf
- Engl. Normenausschuss Akustik, L. u. S. N. i. D. u. V. (2013). *Wirkung von Verkehrsgeräuschen – Blatt 2: Kenngrößen beim Einwirken mehrerer Quellenarten* (VDI manual Noise Reduction, Issue.
- Gezondheidsraad. (1999). *Grote luchthavens en gezondheid* (1999/14). <https://www.gezondheidsraad.nl/documenten/1999/09/02/grote-luchthavens-en-gezondheid>
- Gezondheidsraad, C. G. e. G. (1994). *Geluid en gezondheid* (1994/15). <https://www.gezondheidsraad.nl/documenten/1994/09/15/geluid-en-gezondheid>
- Gille, L.A., Marquis-Favre, C., & Lam, K.C. (2017). Partial and Total Annoyance Due to Road Traffic Noise Combined with Aircraft or Railway Noise: Structural Equation Analysis. *Int J Environ Res Public Health*, 14(12). <https://doi.org/10.3390/ijerph14121478>
- Gille, L.A., Marquis-Favre, C., & Morel, J. (2016). Testing of the European Union exposure-response relationships and annoyance equivalents model for annoyance due to transportation noises: The need of revised exposure-response relationships and annoyance equivalents model. *Environment International*, 94, 83–94.
<https://doi.org/10.1016/j.envint.2016.04.027>
- Guski, R., Schreckenber, D., & Schuemer, R. (2017). WHO Environmental Noise Guidelines for the European Region: A Systematic Review on Environmental Noise and Annoyance. *Int J Environ Res Public Health*, 14(12).
<https://doi.org/10.3390/ijerph14121539>
- Hong, J., Kima, J., Kima, K., Joa, Y., & Lee, S. (2009). Annoyance caused by single and combined noise exposure from aircraft and road traffic *Journal of Temporal Design in Architecture and the Environment*, 9(1), 137–142.
- Houthuijs, D.J.M., & Van Wiechen, C.M.A.G. (2006). *Monitoring van gezondheid en beleving rondom de luchthaven Schiphol* (630100003). RIVM.
- Janssen, S.A., Vos, H., Eisses, A.R., & Pedersen, E. (2011). A comparison between exposure-response relationships for wind turbine annoyance and annoyance due to other noise sources. *J Acoust Soc Am*, 130(6), 3746–3753.
<https://doi.org/10.1121/1.3653984>
- Jarosinska, D., Heroux, M.E., Wilkhu, P., Creswick, J., Verbeek, J., Wothge, J., & Paunovic, E. (2018). Development of the WHO Environmental Noise Guidelines for the European Region: An Introduction. *Int J Environ Res Public Health*, 15(4).
<https://doi.org/10.3390/ijerph15040813>

- Lam, K.C., Chan, P.K., Chan, T.C., Au, W.H., & Hui, W.C. (2009). Annoyance response to mixed transportation noise in Hong Kong. *Applied Acoustics*, 70(1), 1–10. <https://doi.org/10.1016/j.apacoust.2008.02.005>
- Lechner, C., Kirisits, C., & Bose-O'Reilly, S. (2020). Combined annoyance response from railroad and road traffic noise in an alpine valley. *Noise & Health*, 22(104), 10–18. https://doi.org/10.4103/nah.NAH_55_18
- Lechner, C., Schnaiter, D., & Bose-O'Reilly, S. (2019a). Combined Effects of Aircraft, Rail, and Road Traffic Noise on Total Noise Annoyance-A Cross-Sectional Study in Innsbruck. *Int J Environ Res Public Health*, 16(18). <https://doi.org/10.3390/ijerph16183504>
- Lechner, C., Schnaiter, D., & Bose-O'Reilly, S. (2019b). Combined Effects of Aircraft, Rail, and Road Traffic Noise on Total Noise Annoyance-A Cross-Sectional Study in Innsbruck. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 16(18). https://doi.org/ARTN_350410.3390/ijerph16183504
- Lee, W., Chun, C., Kim, D., & Lee, S. (2021). Modeling and Mapping of Combined Noise Annoyance for Aircraft and Road Traffic Based on a Partial Loudness Model. *Int J Environ Res Public Health*, 18(16). <https://doi.org/10.3390/ijerph18168724>
- Lercher, P., Botteldooren, D., De Greve, B., & Dekoninck, L. (2007). *The effects of noise from combined traffic sources on annoyance: the case of interactions between rail and road noise* Internoise 2007, https://www.researchgate.net/publication/253147137_The_effects_of_noise_from_combined_traffic_sources_on_annoyance_the_case_of_interactions_between_rail_and_road_noise
- Lercher, P., De Coensel, B., Dekonink, L., & Botteldooren, D. (2017). Community Response to Multiple Sound Sources: Integrating Acoustic and Contextual Approaches in the Analysis. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 14(6). https://doi.org/ARTN_66310.3390/ijerph14060663
- Liepert, M., Forstreuter, M., Schreckenber, D., Benz, S., Kupfer, D., Hild, S., Ewen, C., Schreiber, B., & Emtsev, P. (2023). *Modell zur Gesamtlärbewertung. Anwendungsleitfaden für eine Gesamtlärbewertung. Leitfaden zur Kostenverteilung von Lärminderungsmaßnahmen bei einer Gesamtlärbewertung* (iheTexte | 28/2023, Issue. Umweltbundesamt. Deutsch
- Marquis-Favre, C., Braga, R., Gourdon, E., Combe, C., Gille, L.A., Ribeiro, C., & Mietlicki, F. (2023). Estimation of psychoacoustic and noise indices from the sound pressure level of transportation noise sources: Investigation of their potential benefit to the prediction of long-term noise annoyance. *Applied Acoustics*, 211. https://doi.org/ARTN_10956010.1016/j.apacoust.2023.109560
- Marquis-Favre, C., Gille, L.A., & Breton, L. (2021). Combined road traffic, railway and aircraft noise sources: Total noise annoyance model appraisal from field data. *Applied Acoustics*, 180. https://doi.org/ARTN_10812710.1016/j.apacoust.2021.108127
- Miedema, H.M. (2004). Relationship between exposure to multiple noise sources and noise annoyance. *J Acoust Soc Am*, 116(2), 949–957. <https://doi.org/10.1121/1.1766305>

- Miedema, H.M., & Oudshoorn, C.G. (2001). Annoyance from transportation noise: relationships with exposure metrics DNL and DENL and their confidence intervals. *Environ Health Perspect*, 109(4), 409–416. <https://doi.org/10.1289/ehp.01109409>
- Miedema, H.M., & Vos, H. (1998). Exposure-response relationships for transportation noise. *J Acoust Soc Am*, 104(6), 3432–3445. <https://doi.org/10.1121/1.423927>
- Miedema, H.M., & Vos, H. (2004). Noise annoyance from stationary sources: relationships with exposure metric day-evening-night level (DENL) and their confidence intervals. *J Acoust Soc Am*, 116(1), 334–343. <https://doi.org/10.1121/1.1755241>
- Miedema, H.M.E. (1987). *Hinder in de woonomgeving door cumulatie van omgevingsgeluid: een literatuurstudie* (SGH 87-1).
- Moore, B.C., & Glasberg, B.R. (2007). Modeling binaural loudness. *J Acoust Soc Am*, 121(3), 1604–1612. <https://doi.org/10.1121/1.2431331>
- Morel, J., Marquis-Favre, C., Viollon, S., & Alayrac, M. (2012). A Laboratory Study on Total Noise Annoyance Due To Combined Industrial Noises. *Acta Acustica United with Acustica*, 98(2), 286–300. <https://doi.org/10.3813/Aaa.918512>
- GGD-richtlijn Omgevingsgeluid en Gezondheid, (2022). <https://gqgghor.nl/thema/geluid/ggd-richtlijn-omgevingsgeluid-en-gezondheid/>
- Nguyen, T.L., Nguyen, H.Q., Yano, T., Nishimura, T., Sato, T., Morihara, T., & Hashimoto, Y. (2012). Comparison of models to predict annoyance from combined noise in Ho Chi Minh City and Hanoi. *Applied Acoustics*, 73(9), 952–959. <https://doi.org/10.1016/j.apacoust.2012.04.005>
- Ollerhead, J.B. (1978). *Predicting Public Reactio to Noise From Mixed Sources* Inter-Noise,
- Pierrette, M., Marquis-Favre, C., Morel, J., Rioux, L., Vallet, M., Viollon, S., & Moch, A. (2012). Noise annoyance from industrial and road traffic combined noises: A survey and a total annoyance model comparison (vol 32, pg 178, 2012). *Journal of Environmental Psychology*, 32(3), 285–285. <https://doi.org/10.1016/j.jenvp.2012.05.004>
- Powell, C.A. (1979). *A Summation and Inibition Model of Annoyance Respons to Multiple Community Noise Sources* (1479). (NASA Technical Paper, Issue.
- Rijksoverheid. (2021). *900.000 nieuwe woningen om aan groeiende vraag te voldoen*. Retrieved from <https://www.rijksoverheid.nl/onderwerpen/volkshuisvesting/nieuwe-woningen>
- RIVM. (1999). *Werkingsmechanisme van geluid op gezondheid*. Retrieved 27-10-2025 from <https://www.rivm.nl/ggd-richtlijn-mmk-omgevingsgeluid/gezondheidseffecten-geluid/werkingsmechanisme-geluid-gezondhei>
- Seidler, A., Hegewald, J., Seidler, A.L., Schubert, M., & Zeeb, H. (2019). Is the Whole More Than the Sum of Its Parts? Health Effects of Different Types of Traffic Noise Combined. *Int J Environ Res Public Health*, 16(9). <https://doi.org/10.3390/ijerph16091665>

- Taylor, S.M. (1982). A comparison of models to predict annoyance reactions to noise from mixed sources. *Journal of Sound and Vibration*, 81(1), 123–138. [https://doi.org/10.1016/0022-460X\(82\)90181-X](https://doi.org/10.1016/0022-460X(82)90181-X)
- Thacher, J.D., Hvidtfeldt, U.A., Poulsen, A.H., Raaschou-Nielsen, O., Ketznel, M., Brandt, J., Jensen, S.S., Overvad, K., Tjonneland, A., Munzel, T., & Sorensen, M. (2020). Long-term residential road traffic noise and mortality in a Danish cohort. *Environ Res*, 187, 109633. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2020.109633>
- Thacher, J.D., Roswall, N., Damm, P., Hvidtfeldt, U.A., Poulsen, A.H., Raaschou-Nielsen, O., Ketznel, M., Jensen, S.S., Frohn, L.M., Valencia, V.H., Munzel, T., & Sorensen, M. (2021). Transportation noise and gestational diabetes mellitus: A nationwide cohort study from Denmark. *Int J Hyg Environ Health*, 231, 113652. <https://doi.org/10.1016/j.ijheh.2020.113652>
- Van Gerven, P.W.M., Vos, H., Van Boxtel, M.P.J., Janssen, S.A., & Miedema, H.M.E. (2009). Annoyance from environmental noise across the lifespan. *Journal of the Acoustical Society of America*, 126(1), 187–194. <https://doi.org/10.1121/1.3147510>
- Van Kamp, I., Van Kempen, E.E.M.M., Simon, S.N., & Baliatsas, C. (2019). *Review of evidence relating to environmental noise exposure and annoyance, sleep disturbance, cardio-vascular and metabolic health outcomes in the context of ICGB(N)* (2019-0097). R.v.V.e.M. (RIVM).
- Van Kempen, E., Casas, M., Pershagen, G., & Foraster, M. (2018). WHO Environmental Noise Guidelines for the European Region: A Systematic Review on Environmental Noise and Cardiovascular and Metabolic Effects: A Summary. *Int J Environ Res Public Health*, 15(2). <https://doi.org/10.3390/ijerph15020379>
- Van Kempen, E., & Simon, S.N. (2019). *Kennisscan hinder door luchtvaartgeluid: Effecten van woonisolatie en niet-akoestische factoren* (2019-0096).
- Van Kempen, E.V. (2021). *Nieuwe gezondheidskundige richtlijnen voor omgevingsgeluid. Nadere gezondheidskundige analyses*. <https://rivm.openrepository.com/entities/publication/3c21188a-9058-49c9-9f56-b06a836afc81>
- Van Poll, R.M., E.; Van Kempen, E.; Vos, H.; Jabben, J. (2022). *Relaties vliegtuiggeluid – hinder en slaapverstoring 2020: Civiele en militaire vliegvelden in Nederland* (RIVM-rapport 2022-0007). <https://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/2022-0007.pdf>
- Welkers, D., Van Kempen, E., Helder, R., Verheije, E., & Van Poll, R. (2020). *Motie Schonis en de WHO-richtlijnen voor omgevingsgeluid (2018) : Het doel heiligt de middelen*. <https://doi.org/10.21945/RIVM-2019-0227>
- WHO. (1946). Constitution of the World Health Organization. *Am J Public Health Nations Health*, 36(11), 1315–1323. <https://doi.org/10.2105/ajph.36.11.1315>
- World Health Organization. Regional Office for Europe. (2018). *Environmental noise guidelines for the European Region: executive summary* (WHO/EURO:2018-3287-43046-60243, Issue). <https://www.who.int/publications/i/item/9789289053563>

- Wothge, J., Belke, C., Mohler, U., Guski, R., & Schreckenberg, D. (2017). The Combined Effects of Aircraft and Road Traffic Noise and Aircraft and Railway Noise on Noise Annoyance-An Analysis in the Context of the Joint Research Initiative NORAH. *Int J Environ Res Public Health*, 14(8). <https://doi.org/10.3390/ijerph14080871>
- Zwicker, E., & Scharf, B. (1965). A Model of Loudness Summation. *Psychol Rev*, 72, 3–26. <https://doi.org/10.1037/h0021703>

Lijst begrippen en afkortingen

Begrip of afkorting	Uitleg
BR-relatie	Blootstelling-respons-relatie. Dit is een beschrijving van de samenhang tussen de blootstelling aan bijvoorbeeld geluid en de kans of waarschijnlijkheid dat een bepaald effect (bijvoorbeeld ernstige hinder) optreedt.
Bkl	Besluit kwaliteit leefomgeving
CBS	Centraal Bureau voor de Statistiek
Co-determinanten	Ook wel bekend als niet-akoestische factoren. Geluid kan hinder veroorzaken. Hinder ontstaat op de eerste plaats omdat mensen worden blootgesteld aan geluid. Ook factoren die niets met het fysieke geluid te maken hebben, kunnen echter de mate van hinder beïnvloeden. Deze factoren worden in de praktijk aangeduid als 'niet-akoestische factoren' of 'co-determinanten'. Ze omvatten een groot aantal aspecten en worden onderverdeeld in persoonlijke, contextuele en sociale factoren.
Co-lineariteit	Ook wel bekend als multicolineariteit. Co-lineariteit verwijst naar sterke associaties tussen sets van bepaalde voorspellers in een statistisch model. Met andere woorden: de voorspellers zijn niet onafhankelijk van elkaar. Dit maakt het moeilijk om de individuele invloed van een voorspeller op de te voorspellen variabele te bepalen.
Confounding	Een effect waarbij een derde variabele (de 'confounder') van invloed is op zowel de determinant als de uitkomst en zodoende het verband tussen die twee verstoort.
Copingstrategie	Manier van hoe iemand met geluid omgaat. Voorbeelden zijn: een klacht indienen, ramen sluiten.
CTL CTL50	Een Community Tolerance level (CTL) is een maat die aangeeft hoeveel geluid een bevolkingsgroep als acceptabel ervaart, voordat het als storend of hinderlijk wordt beschouwd. Een CTL50 is het geluidsniveau waarbij 50% van de bewoners aangeeft ernstige hinder te ervaren van een bepaalde geluidsbron. Dit getal wordt vaak gebruikt om verschillende geluidsbronnen of situaties met elkaar te vergelijken.

Begrip of afkorting	Uitleg
dB dB(A)	Decibel. De decibel geeft de sterkte van het geluid weer. Veelal gecorrigeerd voor de gevoeligheid van het menselijk voor verschillende frequenties door middel van een A-weging.
Dwarsdoorsnede onderzoek	In een dwarsdoorsnede-onderzoek (Engels: cross-sectional study) wordt van alle deelnemers in het onderzoek op hetzelfde moment de blootstelling en de aanwezigheid van een gezondheidseffect vastgesteld en onderzocht of er een samenhang tussen blootstelling en gezondheidseffect is.
EEA	European Environment Agency, Europees milieuagentschap
Evidence review	Dit is een literatuuroverzicht dat op een gestructureerde wijze wordt uitgevoerd. Op basis van een vraagstelling wordt gezocht in meerdere elektronische databases. In- en exclusiecriteria worden gebruikt om de in aanmerking komende artikelen te selecteren. De artikelen worden beoordeeld op methodologische kwaliteit en de benodigde gegevens worden uit de artikelen geëxtraheerd. Indien mogelijk, worden de resultaten van de afzonderlijke onderzoeken samengevat tot een overall schatting van het bestudeerde effect (meta-analyse). Het resultaat wordt op transparante en reproduceerbare wijze gerapporteerd.
Fit van een model	Model fit. Dit verwijst naar hoe goed een statistisch model (bijvoorbeeld via een formule) de beoogde waarden van een dataset kan beschrijven.
GGD	Gemeentelijke gezondheidsdienst
GGD Gezondheidsmonitor	Grootschalig vragenlijstonderzoeken die elke vier jaar worden uitgevoerd, waarmee GGD'en een overzicht proberen te geven van de gezondheid, het welzijn en de leefstijl van de Nederlandse bevolking. Sinds 2016 wordt als onderdeel van de GGD Gezondheidsmonitor ook hinder gemeten.
Hinder	Hinder is een gevoel van afkeer, boosheid, onbehagen, onvoldaanheid of gekwetstheid dat optreedt wanneer een milieufactor (bijvoorbeeld geluid), iemands gedachten, gevoelens of activiteiten negatief beïnvloedt. Hinder wordt meestal gemeten als onderdeel van een vragenlijst met behulp van een gestandaardiseerde vraag.
IenW	Ministerie van Infrastructuur en Waterstaat

Begrip of afkorting	Uitleg
Ischemische hart-ziekten	Ook wel coronaire hartziekten. Dit verwijst naar een groep aandoeningen waarbij de bloedtoevoer naar het hart verminderd of geblokkeerd is. Voorbeelden zijn angina pectoris (pijn op de borst) en een hartinfarct.
ISO	International Organisation for Standardisation
ISO/TS	Een voornorm/Technical Specification. Volgens NEN (zie nen.nl): De Technical Specification (TS) wordt opgesteld voor voorlopige toepassing. De technische stand van zaken of de consensus is nog onvoldoende om een norm uit te brengen. Ook kan de Technical Specification worden gebruikt voor snelle tussentijdse publicatie van de resultaten van een normontwikkelingstraject.
L _{Aeq}	Gemiddelde geluidniveau uitgerukt in dB(A)
L _{Aeq,24h}	Equivalent of gemiddeld geluidniveau over een volledige dag (meestal jaargemiddeld) uitgerukt in dB(A).
L _{Aeq,10min}	Gemiddeld geluidniveau over een periode van 10 minuten uitgerukt in dB(A).
L _{den}	Het dag-avond-nacht-niveau. Jaargemiddeld (A-gewogen) equivalent geluidsniveau door een geluidsbron over het etmaal, met 5 dB-toeslag voor de avondperiode en 10 dB-toeslag voor de nachtperiode uitgedrukt in dB.
L _{night}	Het jaargemiddelde geluidniveau gedurende de nachtperiode.
Luidheid	Subjectieve waarneming van hoe hard of zacht geluid klinkt. Uitgedrukt in Phon of Sone.
Meta-analyse	Een kwantitatieve samenvatting van de resultaten van afzonderlijke onderzoeken.
n	Wordt in onderzoeken vaak gebruikt als aanduiding van het aantal in een sample.
Observationele studies	Studies waarbij onderzoekers gedrag, gebeurtenissen of verschijnselen observeren en vastleggen zonder de situatie te beïnvloeden.
p	De p-waarde (ook wel overschrijdingskans of kanswaarde genoemd) geeft informatie over de statistische significantie van een resultaat. In de meeste onderzoeken wordt een p-waarde van 0,05 of minder als statistisch significant beschouwd, maar deze afkapwaarde kan ook hoger of lager liggen.
Phon	Maat voor de luidheid van geluid.
r	Dit geeft de correlatie coëfficiënt weer (een maat voor de correlatie tussen twee variabelen). De correlatie is een statistische maat die de mate van samenhang tussen twee variabelen aangeeft.

Begrip of afkorting	Uitleg
R ² en R ² _{adjusted}	De R ² geeft de verklaarde variantie weer en staat ook wel bekend als de coëfficiënt van determinantie. Het is een statistische maat die aangeeft hoeveel van de variatie in de afhankelijke variabele is te verklaren door de onafhankelijke variabelen in een regressiemodel. De R ² heeft een waarde tussen 0 (het model verklaart geen variatie) en 1 (het model verklaart alle variatie in de afhankelijke variabele). Een R ² _{adjusted} (aangepast R-kwadraat) is ook een maat voor de verklaarde variantie, maar houdt in tegenstelling tot R ² rekening met het aantal variabelen in het model en de belangrijkheid van deze variabelen.
Regressieanalyse	Een statistische techniek voor het analyseren van gegevens waarin mogelijk sprake is van een specifieke samenhang.
RMG2012	Reken en meetvoorschrift geluid 2012
Selectieve non-respons	Deelname aan een (vragenlijst)onderzoek kan beïnvloed worden door factoren die rechtstreeks samenhangen met het onderwerp van studie. Zo is het bijvoorbeeld mogelijk dat personen die veel hinder van geluid van vliegtuigen ondervinden eerder geneigd zijn deel te nemen aan een onderzoek over dit onderwerp dan personen die daarvan geen hinder ondervinden. De hierdoor veroorzaakte selectieve respons heeft tot gevolg dat de deelnemers niet geheel representatief zijn voor de totale steekproef. Dat resulteert in een vertekening (bias) van het eindresultaat.
SEM	Structural Equation Modelling. Dit is een statistische techniek die het mogelijk maakt om complexe relaties tussen variabelen te analyseren.
Sone	Maat voor de luidheid van geluid.
Strata	Voor het trekken van de steekproef of de statistische analyse verdelen onderzoekers de (studie)populatie in homogene subpopulaties (strata) op basis van specifieke kenmerken, zoals bijvoorbeeld leeftijd, geslacht, blootstelling, et cetera.
WHO	World Health Organization, Wereldgezondheidsorganisatie

Bijlage 1 Rekenregels, zoals die in de Omgevingsregeling zijn of kunnen worden opgenomen

Equivalentente Hinder

Basis:

Miedema en Oudshoorn: weg en rail

Jansen et al.: Windturbines

Miedema en Vos: Industrie

Breugelmans luchtvaart

Schietgeluid als wegverkeer

- a. voor wegen: $L_{VL}^* = 1,00 \cdot L_{VL} + 0,00$;
- b. voor spoorwegen: $L_{RL}^* = 0,0192 \cdot L_{RL}^2 - 1,3715 \cdot L_{RL} + 65,05$;
- c. voor industrieterreinen: $L_{IL}^* = 0,0146 \cdot L_{IL}^2 - 0,5802 \cdot L_{IL} + 45,024$;
- d. voor windturbines: $L_{WT}^* = 0,0388 \cdot L_{WT}^2 - 2,063 \cdot L_{WT} + 67,673$;
- e. voor schietbanen: $L_{SG}^* = 1,00 \cdot L_{SG} + 0,00$; en
- f. voor luchtvaart: $L_{LL}^* = -0,0095 \cdot L_{LL}^2 + 2,165 \cdot L_{LL} - 17,489$;

Het gecumuleerde geluid L_{cum} wordt berekend volgens de formule:

$$L_{CUM} = 10 \cdot \lg \left(\sum_n^N 10^{L_n^*/10} \right)$$

Optioneel: De 'mate van hinder' wordt berekend met de formule:

$$9,868 \cdot 10^{-4} \cdot (L_{cum} - 42)^3 - 1,436 \cdot 10^{-2} \cdot (L_{cum} - 42)^2 + 0,5118 \cdot (L_{cum} - 42)$$

Basis:

GGD2016: weg, rail en luchtvaart

Jansen et al.: Windturbines

Miedema en Vos: Industrie

Schietgeluid als wegverkeer

- a. voor wegen: $L_{VL}^* = 1,00 \cdot L_{VL} + 0,00$;
- b. voor spoorwegen: $L_{RL}^* = 2,630 \cdot 10^{-4} \cdot L_{RL}^2 + 1,2229 \cdot L_{RL} - 12,423$;
- c. voor industrieterreinen: $L_{IL}^* = -0,0173 \cdot L_{IL}^2 + 3,104 \cdot L_{IL} - 62,617$;
- d. voor windturbines: $L_{WT}^* = -2,618 \cdot 10^{-4} \cdot L_{WT}^2 + 2,202 \cdot L_{WT} - 48,257$;
- e. voor schietbanen: $L_{SG}^* = 1,00 \cdot L_{SG} + 0,00$; en:
- f. voor luchtvaart: $L_{LL}^* = 2,538 \cdot 10^{-4} \cdot L_{LL}^2 + 2,1448 \cdot L_{LL} - 45,958$.

Het gecumuleerde geluid L_{cum} wordt berekend volgens de formule:

$$L_{CUM} = 10 \cdot \lg \left(\sum_n^N 10^{L_n^*/10} \right)$$

Optioneel: De 'mate van hinder' wordt berekend met de formule:

$$100 \cdot \frac{\exp(-7,55768 + 0,093848 \cdot L_{CUM})}{1 + \exp(-7,55768 + 0,093848 \cdot L_{CUM})}$$

Gewogen sommatie*Basis:***Miedema en Oudshoorn:** *weg en rail***Jansen et al.:** *Windturbines***Miedema en Vos:** *Industrie***Breugelmans** *luchtvaart**Schietgeluid als wegverkeer*

- a. voor wegen: $L_{VL}^* = 1,00 \cdot L_{VL} + 0,00$;
- b. voor spoorwegen: $L_{RL}^* = L_{RL} - 6,10$;
- c. voor industrieterreinen: $L_{IL}^* = L_{IL} + 3,5$;
- d. voor windturbines: $L_{WT}^* = L_{WT} + 15,8$;
- e. voor schietbanen: $L_{SG}^* = 1,00 \cdot L_{SG} + 0,00$; en:
- f. voor luchtvaart: $L_{LL}^* = L_{LL} + 17,0$.

Het gecumuleerde geluid L_{cum} wordt berekend volgens de formule:

$$L_{CUM} = 10 \cdot \lg \left(\sum_n^N 10^{L_n^*/10} \right)$$

*Basis:***GGD2016:** *weg, rail en luchtvaart***Jansen et al.:** *Windturbines***Miedema en Vos:** *Industrie**Schietgeluid als wegverkeer*

- a. voor wegen: $L_{VL}^* = 1,00 \cdot L_{VL} + 0,0$;
- b. voor spoorwegen: $L_{RL}^* = L_{RL} + 3,3$;
- c. voor industrieterreinen: $L_{IL}^* = L_{IL} + 3,1$;
- d. voor windturbines: $L_{WT}^* = L_{WT} + 15,4$;
- e. voor schietbanen: $L_{SG}^* = 1,00 \cdot L_{SG} + 0,00$; en:
- f. voor luchtvaart: $L_{LL}^* = L_{LL} + 18,8$.

Het gecumuleerde geluid L_{cum} wordt berekend volgens de formule:

$$L_{CUM} = 10 \cdot \lg \left(\sum_n^N 10^{L_n^*/10} \right)$$

Dominante bron op basis van hinderlijkheid*Basis:***Miedema en Oudshoorn:** weg en rail**Jansen et al.:** Windturbines**Miedema en Vos:** Industrie**Breugelmans** luchtvaart*Schietgeluid als wegverkeer*

a. voor wegen: $H_{VL} = 9,868 \cdot 10^{-4} \cdot (L_{VL} - 42)^3 - 1,436 \cdot 10^{-2} \cdot (L_{VL} - 42)^2 + 0,5118 \cdot (L_{VL} - 42)$;

b. voor spoorwegen: $H_{RL} = 7,239 \cdot 10^{-4} \cdot (L_{RL} - 42)^3 - 7,851 \cdot 10^{-3} \cdot (L_{RL} - 42)^2 + 0,1695 \cdot (L_{RL} - 42)$;

c. voor industrieterreinen: $H_{IL} = 0,02523 \cdot L_{IL}^2 - 1,886 \cdot L_{IL} + 36,307$;

d. voor windturbines: $H_{WT} = 0,002894 \cdot L_{WT}^3 - 0,289 \cdot L_{WT}^2 + 9,656 \cdot L_{WT} - 107,6$;

e. voor schietbanen: $H_{SG} = 9,868 \cdot 10^{-4} \cdot (L_{SG} - 42)^3 - 1,436 \cdot 10^{-2} \cdot (L_{SG} - 42)^2 + 0,5118 \cdot (L_{SG} - 42)$; en:

f. voor luchtvaart: $H_{LL} = 100 \cdot \frac{\exp(-8,1101+0,1333 \cdot L_{LL})}{1+\exp(-8,1101+0,1333 \cdot L_{LL})}$

De cumulatieve hinder wordt berekend volgens:

$$H_{CUM} = \max(H_n)$$

*Basis:***GGD2016:** weg, rail en luchtvaart**Jansen et al.:** Windturbines**Miedema en Vos:** Industrie*Schietgeluid als wegverkeer*

a. voor wegen: $H_{VL} = 100 \cdot \frac{\exp(-7,55768+0,093848 \cdot L_{VL})}{1+\exp(-7,55768+0,093848 \cdot L_{VL})}$;

b. voor spoorwegen: $H_{RL} = 100 \cdot \frac{\exp(-8,8211+0,11789 \cdot L_{RL})}{1+\exp(-8,8211+0,11789 \cdot L_{RL})}$;

c. voor industrieterreinen: $H_{IL} = 0,02523 \cdot L_{IL}^2 - 1,886 \cdot L_{IL} + 36,307$;

d. voor windturbines: $H_{WT} = 0,002894 \cdot L_{WT}^3 - 0,289 \cdot L_{WT}^2 + 9,656 \cdot L_{WT} - 107,6$;

e. voor schietbanen: $H_{SG} = 100 \cdot \frac{\exp(-7,55768+0,093848 \cdot L_{SG})}{1+\exp(-7,55768+0,093848 \cdot L_{SG})}$; en:

f. voor luchtvaart: $H_{LL} = 100 \cdot \frac{\exp(-11,9526+0,204086 \cdot L_{LL})}{1+\exp(-11,9526+0,204086 \cdot L_{LL})}$

De cumulatieve hinder wordt berekend volgens:

$$H_{CUM} = \max(H_n)$$

Bijlage 2 Blootstelling-respons-relaties

In onderstaande overzichten zijn de verschillende BR-relaties weergegeven die in deze rapportage zijn gebruikt (het is dus geen uitputtend overzicht van alle beschikbare BR-relaties). Iedere relatie heeft een geldigheidsbereik waarbinnen deze relatie geldig is.

Wegverkeer

Bron	Formule	Bereik (L _{den})
Miedema en Oudshoorn (2001)	$9,868 \cdot 10^{-4} \cdot (L_{DEN} - 42)^3 - 1,436 \cdot 10^{-2} \cdot (L_{DEN} - 42)^2 + 0,5118 \cdot (L_{DEN} - 42)$	42-75 dB
GGD gezondheidsmonitor (2016)	$100 \cdot (\exp(-7,55768 + L_{DEN} \cdot 0,093848) / (1 + \exp(-7,55768 + L_{DEN} \cdot 0,093848)))$	40-70 dB

Railverkeer

Bron	Formule	Bereik (L _{den})
Miedema en Oudshoorn (2001)	$7,239 \cdot 10^{-4} \cdot (L_{DEN} - 42)^3 - 7,851 \cdot 10^{-3} \cdot (L_{DEN} - 42)^2 + 0,1695 \cdot (L_{DEN} - 42)$	42-75 dB
GGD gezondheidsmonitor (2016)	$100 \cdot (\exp(-8,8211 + L_{DEN} \cdot 0,11789) / (1 + \exp(-8,8211 + L_{DEN} \cdot 0,11789)))$	40-70 dB

Luchtvaart

Bron	Formule	Bereik (L _{den})
Miedema en Oudshoorn (2001)	$-9,199 \cdot 10^{-5} \cdot (L_{DEN} - 42)^3 + 3,9321 \cdot 10^{-2} \cdot (L_{DEN} - 42)^2 + 0,2939 \cdot (L_{DEN} - 42)$	42-75 dB
Breugelmans (2004)	$100 \cdot (\exp(-8,1101 + (0,1333 L_{den})) / (1 + \exp(-8,1101 + (0,1333 L_{den}))))$	39-65 dB
GGD gezondheidsmonitor (2016)	$100 \cdot (\exp(-11,9526 + L_{DEN} \cdot 0,204086) / (1 + \exp(-11,9526 + L_{DEN} \cdot 0,204086)))$	40-70 dB

Industrie

Bron	Formule	Bereik (L _{den})
Miedema en Vos (2004)	$36,307 - 1,886 \cdot L_{DEN} + 0,02523 L_{DEN}^2$	35-65 dB

Windturbines

Bron	Formule	Bereik (L _{den})
Janssen et al. (2008)	$0,002894 L_{den}^3 - 0,289 L_{den}^2 + 9,656 L_{den} - 107,6$	29-60 dB

Bijlage 3 Uitwerking uitgebreide voorbeelden voor combinaties van geluid op basis van Miedema (wegen, spoorwegen en industrie), Breugelmans (luchtvaart) en Janssen (windturbines) BR-relaties

Invoer					Uitkomst cumulatiemethode				
Wegen	Spoorwegen	Indus- trie	Luchtvaart	Windturbine	Equivalente hinder		Gewogen sommatie	Dominante bron op basis van hinderlijkheid	
dB	dB	dB	dB	dB	dB	%EH	dB	%EH	Bron
50	50				51	4	51	4	Weg
60	50				60	10	60	10	Weg
70	50				70	25	70	25	Weg
50	60				54	6	55	5	Spoor
60	60				61	11	61	10	Weg
70	60				70	25	70	25	Weg
50	70				63	14	64	14	Spoor
60	70				65	16	65	14	Spoor
70	70				71	26	71	25	Weg
50		50			54	6	55	5	Indus
60		50			61	11	61	10	Weg
70		50			70	25	70	25	Weg
50		55			58	9	59	9	Indus
60		55			62	12	62	10	Weg
70		55			70	25	70	25	Weg
50		60			63	14	64	14	Indus
60		60			65	16	65	14	Indus
70		60			71	26	71	25	Weg
50			48		65	16	65	15	Lucht
60			48		66	17	66	15	Lucht
70			48		71	27	71	25	Weg
50			50		67	19	67	19	Lucht
60			50		68	21	68	19	Lucht
70			50		72	29	72	25	Weg
50			55		73	31	72	31	Lucht
60			55		73	32	72	31	Lucht
70			55		75	36	74	31	Lucht
50				45	55	6	61	5	Windt
60				45	61	11	63	10	Weg
70				45	70	25	70	25	Weg
50				50	62	12	66	14	Windt
60				50	64	15	67	14	Windt
70				50	71	26	71	25	Weg
50	50	50	48	45	65	17	67	15	Lucht
60	60	55	50	50	69	23	70	19	Lucht
70	70	60	55	50	75	38	75	31	Lucht

Bijlage 4 Uitwerking uitgebreide voorbeelden voor combinaties van geluid op basis van GGD2016 (wegen, spoorwegen en luchtvaart), Miedema (industrie) en Janssen (windturbines) BR-relaties

Invoer					Uitkomst cumulatiemethode				
Wegen	Spoorwegen	Indus- trie	Luchtvaart	Windturbine	Equivalente hinder		Gewogen sommatie	Dominante bron op basis van hinderlijkheid	
dB	dB	dB	dB	dB	dB	%EH	dB	%EH	Bron
50	50				53	5	55	5	Weg
60	50				60	11	61	13	Weg
70	50				70	25	70	27	Weg
50	60				62	13	63	15	Spoor
60	60				64	15	65	15	Spoor
70	60				71	26	71	27	Weg
50	70				74	35	73	36	Spoor
60	70				75	36	73	36	Spoor
70	70				76	39	75	36	Spoor
50		50			53	5	55	5	Weg
60		50			60	11	61	13	Weg
70		50			70	25	70	27	Weg
50		55			57	8	59	9	Indus
60		55			61	12	62	13	Weg
70		55			70	25	70	27	Weg
50		60			62	12	63	14	Indus
60		60			64	14	65	14	Indus
70		60			71	26	71	27	Weg
50			48		58	9	67	10	Lucht
60			48		62	12	68	13	Weg
70			48		70	25	72	27	Weg
50			50		62	13	69	15	Lucht
60			50		64	15	69	15	Lucht
70			50		71	26	72	27	Weg
50			55		73	31	74	33	Lucht
60			55		73	31	74	33	Lucht
70			55		75	36	75	33	Lucht
50				45	53	5	61	5	Windt
60				45	60	11	63	13	Weg
70				45	70	25	70	27	Weg
50				50	62	12	66	14	Windt
60				50	64	14	67	14	Windt
70				50	71	26	71	27	Weg
50	50	50	48	45	60	10	68	10	Lucht
60	60	55	50	50	68	20	72	15	Spoor
70	70	60	55	50	78	45	78	36	Spoor

Bijlage 5 Formuleblad en beschrijving cumulatiemodellen

Belangrijke Afkortingen

A : Totale hinder of kans op ernstige hinder (%).

A_i : Hinder of kans op ernstige hinder (%) van één bron.

L_T : Totaal geluidsniveau [dB(A)].

L_i : Geluidsniveau van individuele bron [dB(A)].

n : aantal blootgestelde geluidsbronnen.

Equivalentente hinder:

$$A = f(L), \text{ met } L = L_A + 10 \log \sum_{i=1}^n 10^{\frac{L_i}{10}} \quad (1)$$

De totale hinder is een functie van geluidsniveau. Het geluidsniveau wordt bepaald met een omzetting naar het equivalentente geluidsniveau van een referentiebron (meestal wegverkeer) bij een gelijke hinder. Vervolgens worden de geluidsniveaus energetisch opgeteld.

Ongewogen sommatie^{-12,14,17,18}:

$$A = f(L_T), \text{ met } L_T = 10 \log \sum_{i=1}^n 10^{\frac{L_i}{10}} \quad (2)$$

De totale hinder is een functie van het totale geluidsniveau. Het totale geluidsniveau wordt bepaald met een energetisch gewogen optelling van alle geluidbronnen.

Gewogen sommatie

$$A = f(L_T), \text{ met } L_T = k \cdot \log \left(10^{\frac{L_{ref}}{k}} + 10^{\frac{L_1+P_1}{k}} \right) \quad (3)$$

(k : schaalparameter; P : strafterm [dB(A)])

De totale hinder is een functie van het totale geluidsniveau. Het totale geluidsniveau wordt bepaald middels energetische optelling van het geluidsniveau van een referentiebron en een andere bron met een strafterm P . Het totaal wordt gewogen met weging k .

Energetisch verschil:

$$A = f_1(L_T) - f_2(|L_1 - L_2|), \text{ met } L_T = 10 \log \sum_{i=1}^n 10^{\frac{L_i}{10}} \quad (4)$$

De totale hinder is een functie van het totale geluidsniveau en het absolute verschil in geluidsniveaus tussen twee bronnen. Het totale geluidsniveau wordt bepaald met energetische optelling.

Gemixt model

$$A = f(L_1, L_2 | L_1 - L_2) \quad (5)$$

De totale hinder is een functie van de blootstelling van beide bronnen en het absolute verschil in blootstelling van beide bronnen.

Respons-sommatie:

$$A = f(L_T + \sum_{i=1}^n D_i 10^{(L_i - L_T)/10}) \quad (6)$$

(D : discriminatiecoëfficiënt)

De totale hinder is een functie van het totale geluidsniveau en het niveauverschil van het totale geluidsniveau met het geluidsniveau van iedere geluidsbron. Het totale geluidsniveau is altijd hoger of gelijk aan het geluidsniveau van elke bron, waardoor het resultaat van $10^{(L_i - L_T)/10}$ aan de rechterzijde maximaal 1 is. Daarom wordt er nog gebruikgemaakt van coëfficiënt D.

Sommatie-inhibitie:

$$A = f(L_T + E), \quad E = f(|L_1 - L_2|) \quad (7)$$

De totale hinder in het model sommatie-inhibitie is een functie van het totale geluidsniveau en extra term E. De extra term E is afhankelijk van het en het absolute verschil in geluidsniveau tussen twee bronnen.

Individuele effecten:

$$A = \sum_{i=1}^n f(L_i) \quad (8)$$

De totale hinder in het individuele effectenmodel wordt gemodelleerd met een lineaire regressie als functie van de individuele geluidsniveaus.

Individuele effecten met aanvullende termen:

$$A = f\left(\sum_{ij}^{nk} f(L_i, \text{gevoeligheid}, L_i L_n | \text{error}_j)\right) \quad (9)$$

De totale hinder wordt gemodelleerd met een lineaire regressie, met daarin andere onafhankelijke variabelen dan geluidsniveaus. In dit voorbeeld zijn dit de parameters individuele gevoeligheid voor geluid en een errorterm. De extra errorterm is geïntroduceerd om de variatie per stadsregio te modelleren.

Dominante bron:

$$A = f(L_D), \text{ met } L_D = \max \{L_i | i = 1, 2, \dots, n\} \quad (10)$$

De totale hinder in het dominante bronmodel een functie van het geluidsniveau van de meest dominante bron. De dominante bron wordt bepaald op basis van geluidniveau.

Conditioneel dominante bron:

$$A = f(L_D) \text{ als } L_1 - L_2 \geq 10 \text{ dB} \quad (11)$$

De totale hinder is een functie van het geluidsniveau van de dominante bron. De dominante bron wordt bepaald op basis van geluidniveau, met als voorwaarde dat het verschil groter is dan een vooraf bepaald waarde.

Dominante bron o.b.v. hinderlijkheid:

$$A = f(A_D), \text{ met } A_D = \max \{A_i | i = 1, 2, \dots, n\} \quad (12)$$

De totale hinder is een functie van de individuele hinder. De dominante bron wordt bepaald op basis van hinderlijkheid.

Individuele effecten voor hinderlijkheid:

$$A = \sum_{i=1}^n f(A_i) \quad (13)$$

De totale hinder is een functie van de individuele hinder. De dominante bron wordt bepaald op basis van hinderlijkheid, afgeleid met een blootstelling-response-relatie of bepaald met een survey.

Gemixt model op basis van hinderlijkheid:

$$A = f(A_1, A_2 | A_1 - A_2 |) \quad (14)$$

De totale hinder is een functie van de hinder van beide bronnen en het absolute verschil in hinder van beide bronnen.

Vectoropbouw:

$$A^2 = f(A_1^2 + A_2^2 + 2A_1A_2\cos\alpha) \quad (15)$$

α : hoek in graden

De totale hinder is een functie van de individuele hinder van verschillende bronnen en een interactieterm. De interactie wordt beschreven als een combinatie van de individuele hinder met de cosinus van hoek α .

Luidheid:

$$A = f(\sum_{i=1}^n f(N_i)) \quad (16)$$

N_i = luidheid van de bron uitgedrukt in sone (subjectief ervaren geluidsintensiteit).

De totale hinder is functie van de partiële hinder van verschillende bronnen.

Dit is een uitgave van:

**Rijksinstituut voor Volksgezondheid
en Milieu**

Postbus 1 | 3720 BA Bilthoven
www.rivm.nl

januari 2026

De zorg voor morgen
begint vandaag