

Het referentieniveau van het omgevingsgeluid opnieuw bekeken

Voor het vaststellen van geluidvoorwaarden in vergunningen is kennis van het referentieniveau van het omgevingsgeluid ter plaatse in veel situaties noodzakelijk, met name wanneer men tot ontheffing van de streefwaarden wil overgaan. De vaststelling van dit referentieniveau vereist doorgaans een omvangrijk meettechnisch onderzoek. In dit artikel wordt nader ingegaan op een methode om dit referentieniveau aan de hand van een modellering op basis van wegverkeer globaal in kaart te brengen.

Chris Nierop en Jan Jabben

Korte voorgeschiedenis

In een publikatie uit 1983 [1] van de toen nog bestaande Interdepartementale Commissie Geluidhinder (ICG) wordt het begrip "referentieniveau van het omgevingsgeluid" geïntroduceerd en er wordt aangegeven hoe deze grootheid meettechnisch kan worden bepaald en vervolgens gebruikt kan worden om de akoestische kwaliteit van een bepaalde woon- en leefomgeving te karakteriseren. Er bestaat, naar onze mening, nauwelijks een eenvoudiger en betere methode om dit op een kwantitatieve manier te doen. In de Circulaire Industrielawaai [2] en in verschillende AMvB's wordt het "referentieniveau" gebruikt als grondslag voor mogelijke ontheffingen van de in de Wgh gestelde geluidgrenswaarden.

Definitie van het "referentieniveau"

Het "referentieniveau van het omgevingsgeluid" (verder het referentieniveau genoemd) wordt gedefinieerd als de hoogste waarde van de volgende twee niveaus:

- het L_{95} niveau, exclusief de bijdrage van de niet omgevings-eigen bronnen (het geluidniveau dat gedurende 95% van de beoordelingsperiode wordt overschreden);
- het equivalente geluidniveau (L_{Aeq}) vanwege wegverkeer, veroorzaakt door zoneringsplichtige wegen verminderd met 10 dB(A).

Dit lijkt op zich een eenduidige en eenvoudige zaak te zijn. Toch treden in de praktijk problemen op en wel bij de bepaling van het L_{95} , dat tot dusverre alleen kon worden gemeten. Deze metingen zijn in het algemeen tijdrovend en de resultaten zijn zonder deskundige beoordeling van de situatie ter plaatse onderhevig aan grote onzekerheidsmarges.

Dit heeft de volgende redenen:

- het L_{95} niveau kan van dag tot dag en over de verschillende beoordelingsperioden sterk variëren, waardoor een meting gedurende relatief korte tijd slechts een momentopname oplevert, op basis waarvan geen eenduidige uitspraak over het L_{95} niveau kan worden gedaan;
- de uit vele metingen onder uiteenlopende meteorologische omstandigheden in de dag-, en eventueel avond- en nachtperiode gevonden meetresultaten kunnen vanwege het statistische karakter van het L_{95} niet eenvoudig tot één representatieve waarde worden omgevormd.

Dit is een ongewenste situatie die kan leiden tot rechtsongelijkheid voor woningen of inrichtingen binnen eenzelfde akoestische omgeving.

Daarom is het gewenst te kunnen beschikken over een meer betrouwbare, snellere en eenduidige methode ter bepaling van het heersende referentieniveau. Met het oog op geplande situaties zal men als aanvullende eis nog willen stellen dat een dergelijke methode ook in staat is om referentieniveaus te voorspellen.

Het blijkt nu dat hiervoor mogelijkheden bestaan, tenminste voor wat binnenstedelijke situaties betreft waar het referentieniveau hoofdzakelijk wordt bepaald door het wegverkeer. Hierop gaat dit artikel nu verder in.

Probleem-analyse

De nadelen van een zuiver meettechnische bepaling van referentieniveaus pleiten voor een aanpak, waarbij gebieden binnen een gemeente in meer algemene zin akoestisch worden gekarakteriseerd. Het gaat dan om een voor een bepaald gebied geldende verwachtingswaarde van het referentieniveau, waarbij voorbij wordt gegaan aan lokale invloeden die op een specifieke locatie en/of tijdstip afwijkingen van de verwachtingswaarde kunnen veroorzaken. In dit geval komt het accent te liggen op een meer rekenkundige benadering van het probleem en moet een inventarisatie worden gemaakt van alle relevante geluidbronnen.

Daarbij doen zich echter twee fundamentele problemen voor:

een cumulatiefprobleem

Voor de verschillende bronnen moet worden nagegaan of deze behalve aan het equivalente geluidniveau ook een significante bijdrage leveren aan het achtergrondgeluid. Dit is geenszins eenvoudig, want behalve de situatie dat het geluid slechts door één continu geluidafstralende geluidbron wordt veroorzaakt (zoals bijvoorbeeld een ventilator) bestaat ook de mogelijkheid dat een groep discontinu afstralende geluidbronnen elkaar aanvullen, zodat een in totaal aanhoudend geluidniveau ontstaat (een fraai voorbeeld hiervan is een groep spelende kinderen op het schoolplein).

Over de Auteurs:

Ing. C.A. Nierop en ir. J. Jabben, zijn beiden werkzaam bij M+P Raadgevende ingenieurs bv te Aalsmeer en onder andere werkzaam op het gebied van industriële lawaai-beheersing en akoestische planologie.

een overdrachtsprobleem

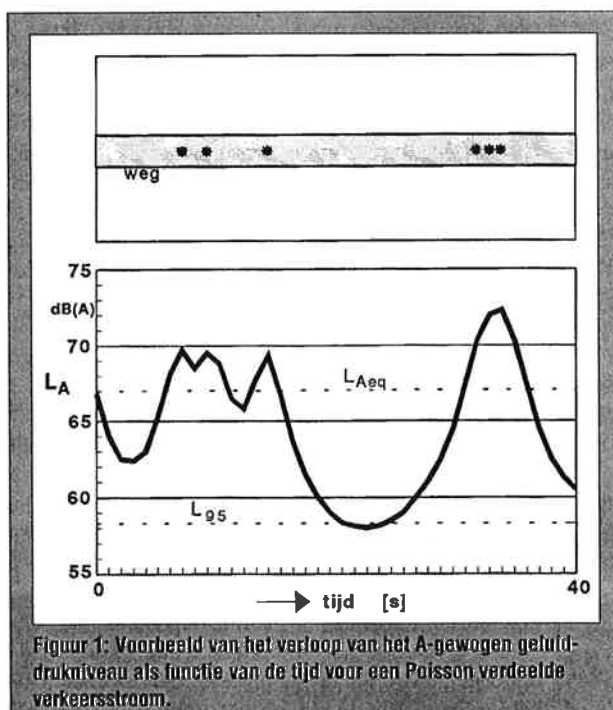
In binnenstedelijke gebieden wordt de geluidoverdracht vaak in sterke mate beïnvloed door de afschermbende werking en meervoudige reflecties van de woonbebouwing. De afscherming van wege één woning of een geluidsscherm kan nauwkeurig worden berekend, maar wanneer meervoudige afschermingen en reflecties het geluidbeeld bepalen, is dit niet meer het geval.

In de praktijk blijkt dat in binnenstedelijke gebieden het L_{95} , afkomstig van het wegverkeer, doorgaans maatgevend is voor het referentieniveau. Uitzonderingen doen zich meestal alleen voor op lokaties gelegen op de eerste bebouwingslijn van verkeerswegen. Als gevolg van de relatief kleine afstand tussen de bron en de ontvanger kan hier een aanzienlijk verschil tussen het L_{Aeq} en het L_{95} ontstaan, afhankelijk van het L_{95} dat ter plaatse door andere verkeerswegen wordt veroorzaakt en de mate waarin de weg zelf bijdraagt aan het L_{95} .

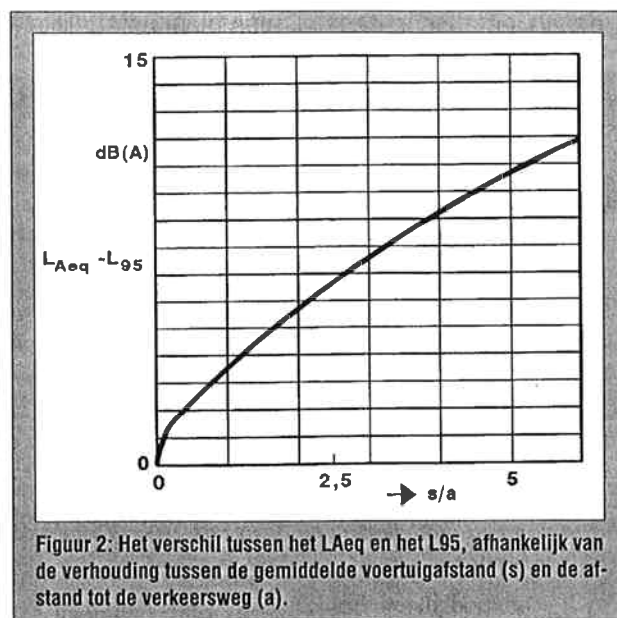
In het vervolg zal nader worden ingegaan op het cumulatieve- en het overdrachtsprobleem wanneer men het L_{95} afkomstig van het wegverkeer wil bepalen. Daarbij kunnen twee modelleringsmethoden worden gebruikt die ieder uitgaan van een specifieke bronverdeling.

Het lijnbronmodel

De eenvoudigste situatie doet zich voor wanneer het geluidbeeld volledig wordt bepaald door één doorgaande verkeersweg met een vrije geluiduitbreiding, waarvan de verkeersintensiteit en samenstelling bekend zijn. In deze situatie kan de verkeersweg worden gemodelleerd als lijnbron en kan het L_{Aeq} met behulp van de standaard rekenmodellen voor wegverkeerslawaai nauwkeurig worden vastgesteld [3]. Voor de bepaling van het L_{95} op een bepaalde afstand van de weg moet ook de statistische verdeling van de voertuigpassagetijden bekend zijn. Statistici hebben hiervoor verschillende modellen opgesteld, waarvan de zogenaamde Poisson verdeling een van de bekendste is. Dit model gaat ervan uit dat de voertuigen willekeurig over het



Figuur 1: Voorbeeld van het verloop van het A-gewogen geluid-drukniveau als functie van de tijd voor een Poisson verdeelde verkeersstroom.



Figuur 2: Het verschil tussen het L_{Aeq} en het L_{95} , afhankelijk van de verhouding tussen de gemiddelde voertuigafstand (s) en de afstand tot de verkeersweg (a).

wegvak verdeeld zijn, waarbij de gemiddelde afstand tussen de voertuigen echter wordt bepaald door de gemiddelde verkeersintensiteit. Wanneer men van deze verdeling uitgaat kan een verschil tussen het equivalente geluidniveau en het L_{95} worden afgeleid dat in benadering volledig wordt bepaald door de verhouding tussen de gemiddelde voertuigafstand (s) en de afstand van het immissiepunt tot de verkeersweg (a) [4,5,6]. Figuur 1 illustreert het geluidbeeld afkomstig van een verkeersweg met een willekeurige voertuigverdeling.

In figuur 2 is het verschil tussen het L_{Aeq} en L_{95} afhankelijk van de verhouding tussen de gemiddelde voertuigafstand en de afstand tussen het immissiepunt en de verkeersweg weergegeven.

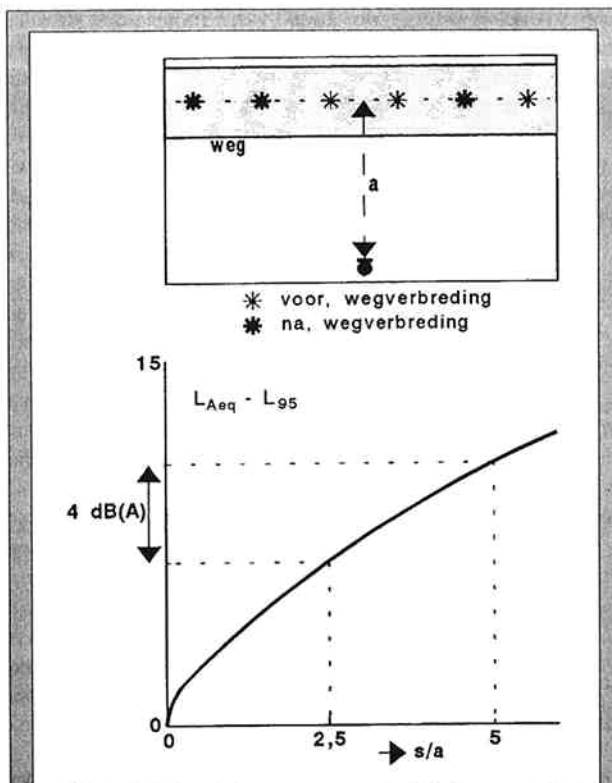
Het blijkt dat, naarmate het immissiepunt zich verder van de weg bevindt en/of de verkeersintensiteit toeneemt, het verschil tussen het L_{Aeq} en het L_{95} steeds meer afneemt, in overeenstemming is met het feit dat men een verkeersweg op grote afstand als een aanhoudend geruis waarneemt en er geen duidelijk onderscheid meer kan worden gemaakt tussen de individuele voertuigpassages.

De situatie wordt aanzienlijk ingewikkelder wanneer verscheidene drukke verkeerswegen het achtergrondniveau bepalen. In tegenstelling tot het equivalente geluidniveau is het L_{95} niet energetisch sommeerbaar, maar is de toe te passen cumulatie afhankelijk van de statistische eigenschappen van de verkeersstroom. Het voorbeeld in figuur 3 is een aardige illustratie van het verschil in energetisch en statistisch optellen van geluidniveaus.

Het statistisch optellen van L_{95} niveaus kan in principe worden toegepast op een willekeurig aantal verkeerswegen.

De bepaling van L_{95} niveaus afkomstig van doorgaande verkeerswegen, zoals hierboven in zijn eenvoudigste vorm is uiteengezet kan worden gemodificeerd voor de verschillen in bronsterkten van de verschillende voertuigcategorieën, eindige weglengten, alternatieve verkeersverdelingen en de invloed van bodem en luchtabsorptie.

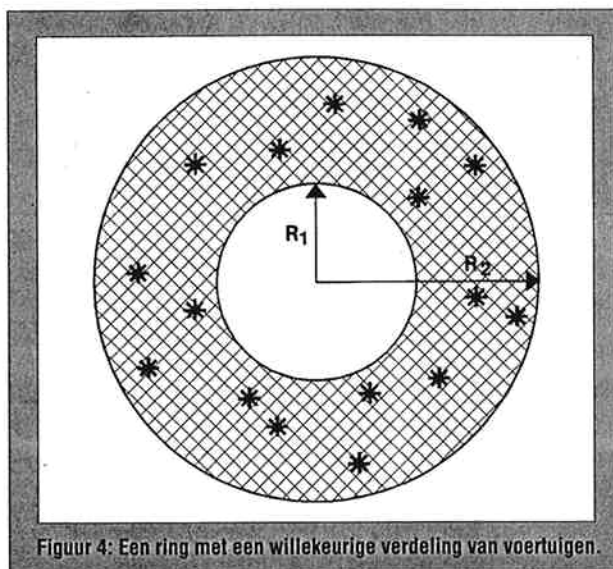
In situaties waarin een geringe afscherming van de eerste bebouwingslijn uitgaat, kan het model worden gebruikt om



Figuur 3: Een verkeersweg met een verkeersintensiteit van 640 vlg/h wordt verbreed en men verwacht dat hierdoor binnen een aantal jaren de verkeersintensiteit zal verdubbelen. Het L_{Aeq} zal hierdoor 'slechts' met 3 dB toenemen. Bij een verkeerssnelheid van 60 km/h, bedraagt de gemiddelde afstand tussen de voertuigen 125 m. De verhouding tussen voertuigafstand s en afstand tussen-weg en immissiepunt a op 25 m afstand, is dan gelijk aan 5. Deze waarde wordt gehalveerd na verdubbeling van verkeersintensiteit en dit uit zich in bovenstaande figuur, in een afname van het verschil tussen het L_{Aeq} en het L_{95} van ca. 4 dB(A). Het L_{95} zal hierdoor in totaal met 7 dB(A) toenemen.

de bijdrage aan het L_{95} afkomstig van de drukke, doorgaande verkeerswegen in een stad te bepalen.

Voor de secundaire wegen die door de woonbebouwing lopen, is het lijnbronmodel minder geschikt. De geluidoverdracht ondervindt hier meestal een sterke afscherming van de woonbebouwing.



Figuur 4: Een ring met een willekeurige verdeling van voertuigen.

Bovendien zijn in vergelijking met de hoofdwegen de verkeersintensiteiten aanmerkelijk lager en wijzigen zich op een veel kleinere schaal, waardoor de toepassing van het lijnbronmodel te bewerkelijk wordt en voor een alternatieve benadering moet worden gekozen.

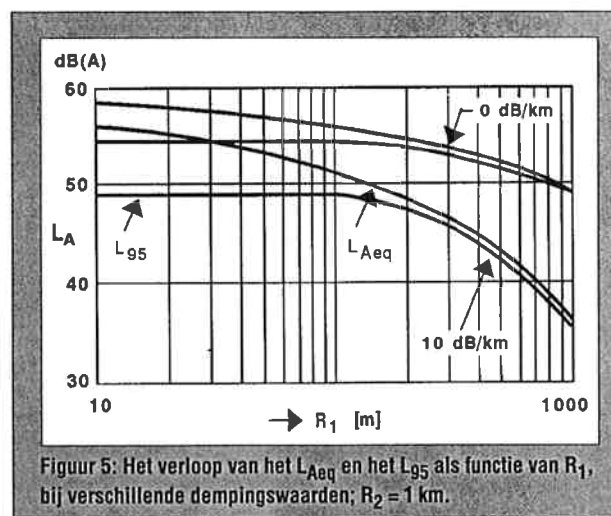
Het ringmodel

Veel meer is hier een aanpak van toepassing die uitgaat van een willekeurige verdeling van voertuigen over het oppervlak van de stad [7]. Figuur 4 illustreert dit idee voor een ringvormige invloedssfeer, waarbij het immissiepunt zich in het centrum bevindt. Het aantal voertuigen binnen de ring is niet constant, maar fluctueert, waarbij het gemiddelde aantal over de beoordelingsperiode echter wordt bepaald door de verkeersintensiteiten op de binnen de ring aanwezige verkeerswegen.

Het geluidniveau in het centrum van de ring is samengesteld uit de bijdrage van voertuigen vlakbij het immissiepunt, die een sterke variatie van het geluidniveau veroorzaken en de bijdrage van voertuigen op grote afstand van het centrum, die relatief constant is.

In de praktijk blijkt de invloedssfeer van het immissiepunt beperkt doordat bodem- en luchtdemping een sterke invloed op de geluidoverdracht hebben. De bijdrage van bronnen op meer dan circa 1 km afstand van het immissiepunt is daarvoor verwaarloosbaar.

In figuur 5 is het verloop van het L_{Aeq} en het L_{95} als functie van R_1 weergegeven, bij absorptiewaarden van respectievelijk 0 en 10 dB(A) per km, $R_2 = 1$ km en een gemiddelde voertuigdichtheid van 40 vtg/km².



Figuur 5: Het verloop van het L_{Aeq} en het L_{95} als functie van R_1 , bij verschillende dempingswaarden; $R_2 = 1$ km.

De in de praktijk optredende demping is afhankelijk van luchtvochtigheid, bodemgesteldheid en het type bebouwing en dient per situatie op grond van praktijkervaringen te worden ingeschat. Indien voor de gezamenlijke effecten van bodem en luchtabsorptie in eerste benadering een demping van ongeveer 10 dB(A) per km wordt aangenomen, blijkt voor R_1 kleiner dan 125 m geen significante toename van het L_{95} meer op te treden.

Toepassing

Het lijnbronmodel en het ringmodel kunnen worden gecombineerd in een globale systematische inschatting van L_{95} niveaus waarbij een binnenstedelijk gebied wordt inge-

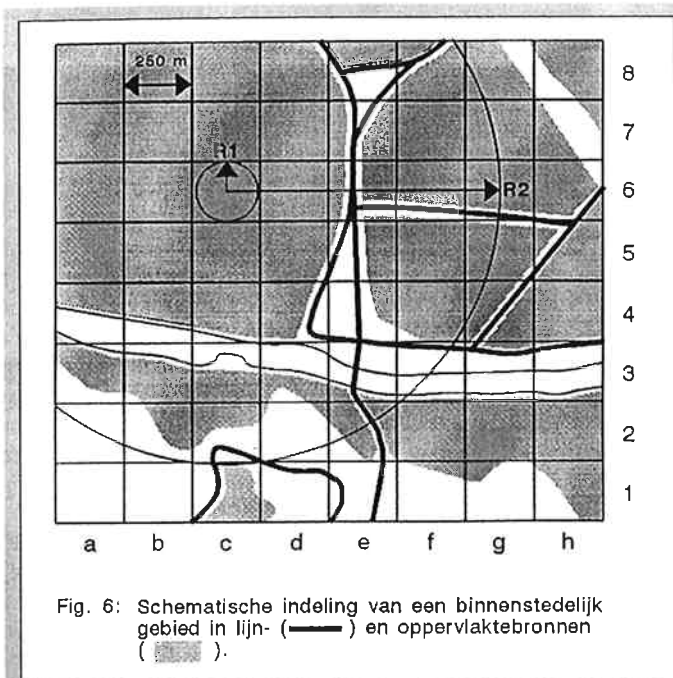
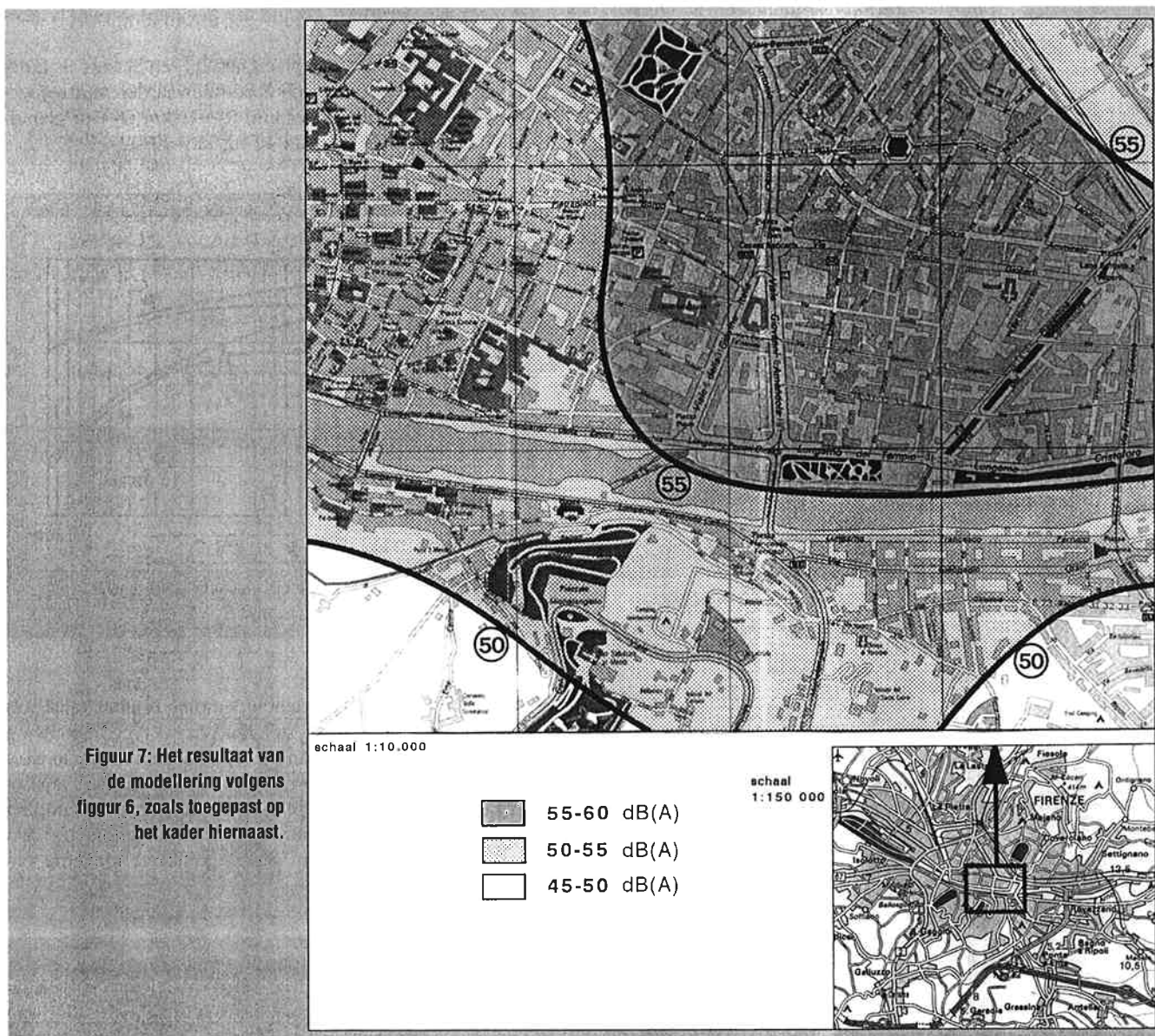


Fig. 6: Schematische indeling van een binnenstedelijk gebied in lijn- (—) en oppervlaktebronnen (■).

Figuur 6

deeld in een groot aantal rastercellen en voor elke cel op basis van verkeersintensiteiten en samenstelling een bepaalde bronsterkte wordt aangehouden. De grootte van de rastercellen wordt bepaald door de gemiddelde brondichtheid in de invloedssfeer van het immissiepunt. Voor een gemiddelde voertuigdichtheid van 40 vtg/km² kan bijvoorbeeld een rastergrootte van 250 m² worden aangehouden. De berekening van het L₉₅ binnen een bepaalde rastercel kan daarna worden uitgevoerd door de bijdragen van alle overige cellen energetisch te sommeren en de cel's eigen bijdrage buiten beschouwing te laten. De eigen bijdrage heeft immers geen invloed meer op het L₉₅, maar is vooral bepalend voor het L_{Aeq}. Bij deze globale aanpak wordt ervan uitgegaan dat de afscherming door de woonbebouwing voor geluidbronnen op grote afstand van het immissiepunt als gevolg van buigingseffecten veel kleiner is dan voor nabijgelegen bronnen en dat de oorsprong van het op het immissiepunt invallende akoestische vermogen, afkomstig van geluidbronnen op grote afstand, in benadering kan worden toegekend aan een oppervlak in het brongebied ter hoogte van de gemiddelde woonbebouwing.

Deze methode kan worden gecombineerd met de bepaling van L₉₅ niveaus afkomstig van de vrije hoofdverkeerswegen met behulp van het lijnbronmodel. Dit idee wordt verduidelijkt in figuur 6.



Figuur 7: Het resultaat van de modellering volgens figuur 6, zoals toegepast op het kader hiernaast.

schaal 1:10.000

schaal 1:150.000

- 55-60 dB(A)
- 50-55 dB(A)
- 45-50 dB(A)

Het resultaat van de L_{95} berekening gebaseerd op de modellering volgens figuur 6 is voor een typisch binnenstedelijk gebied weergegeven in figuur 7. Het is duidelijk dat de schaal waarop L_{95} niveaus variëren veel groter is dan voor de equivalente geluidniveaus, die veel sterker aan de lokale verkeersstructuur zijn gerelateerd. Dit komt omdat geluidniveaus, naarmate de afstand tussen verkeersweg en immissiepunt afneemt steeds minder gevoelig worden voor deze afstand.

Restricties

De besproken modellering is geheel gericht op de referentieniveaus veroorzaakt door wegverkeer. Bij een onderzoek zal men daarom moeten nagaan in hoeverre het L_{95} eventueel door andere brontypen wordt beïnvloed. Het gaat hierbij vooral om continu afstralende "omgevingseigen" bronnen. Is dit het geval, dan zal een statistisch onderzoek moeten uitwijzen in hoeverre sprake is van cumulatie.

Ook moeten in het model een aantal aannamen worden gedaan met betrekking tot optimale rastergrootte en invloed van bodem, lucht en bebouwingsdemping.

Een (beperkt) meetprogramma op een aantal representatieve lokaties blijft daarom noodzakelijk om te kunnen beoordelen of deze aannamen correct zijn gemaakt.

Conclusie

In dit artikel is een methode besproken, waarmee referentieniveaus in binnenstedelijk gebieden kunnen worden gekwantificeerd op basis van verkeersgegevens. Inmiddels zijn ook reeds praktische ervaringen opgedaan met de methode; de globale trend die door het L_{95} wordt gevolgd laat zich op relatief eenvoudige wijze in kaart brengen.

De resultaten kunnen bijvoorbeeld worden gepresenteerd in de vorm van geluidkaarten met een 5 dB(A) klassenindeling die als nuttig instrument kunnen dienen bij het beoor-

delen van een eventuele ontheffing op de streefgrenswaarde zoals geformuleerd in de diverse normvoorschriften.

Er wordt nogmaals benadrukt dat de aldus verkregen geluidkaarten een sterk globaal karakter hebben. Bewust wordt afgezien van een te grote detaillering, waarvan de zin, zowel vanuit akoestisch als beleidsmatig oogpunt, op zijn minst twijfelachtig is te noemen.

De hier voorgestelde aanpak biedt daarentegen een aantrekkelijk perspectief voor een minder willekeurige bepaling van het referentieniveau en zou daarom als aanzet kunnen worden gezien voor een algemeen toepasbare methode waarmee de akoestische kwaliteit van de omgeving en de grondslagen voor eventuele ontheffingen van grenswaarden kunnen worden bepaald.

Literatuur

- [1] Steenbrugge, B. van, Verboom, W.C., Richtlijnen voor karakterisering en meting van omgevingsgeluid, ICG-rapport IL-HR-15-01, april 1981;
- [2] Ministerie van volksgezondheid en milieuhygiëne, 1979, circulaire Industrielawaai, p. 13-14;
- [3] Reken- en Meetvoorschrift Verkeerslawaai; Staatsuitgeverij 's Gravenhage 1981;
- [4] Kurze, U.J., 1971, Statistics of road traffic noise, Journal of Sound and Vibration, 18, p. 171-195;
- [5] Van Willigenburg, J.J., Nijs, L., De invloed van verschillende verkeerssimulaties op enkele geluidmaten, 1978, publikatie NAG 44, p. 41-59;
- [6] Jabben, J., De bepaling van referentieniveaus in binnenstedelijke gebieden, publikatie NAG 1993.
- [7] Shaw, E.A.G., Olson, N., Theory of steady-state urban noise for an ideal homogeneous city., 1971, JASA 51, p. 1781-1793.