

TNO-rapport
95.055

De beoordeling van geluid in milieubeschermingsgebieden

SCZ
M 63
(1)

TNO Preventie en Gezondheid
Divisie Collectieve Preventie

Wassenaarseweg 56
Postbus 2215
2301 CE Leiden

Telefoon 071 18 18 18
Fax 071 17 63 82

auteur(s):
H.M.E. Miedema

datum:
September 1995

TNO Preventie en Gezondheid
Gorterbibliotheek

15 SEP 1995

Postbus 2215 - 2301 CE Leiden

Alle rechten voorbehouden.
Niets uit deze uitgave mag worden
vermenigvuldigd en/of openbaar gemaakt
door middel van druk, fotokopie, microfilm
of op welke andere wijze dan ook, zonder
voorafgaande toestemming van TNO.

Indien dit rapport in opdracht werd
uitgebracht, wordt voor de rechten en
verplichtingen van opdrachtgever en
opdrachtnemer verwezen naar de
Algemene Voorwaarden voor onderzoeks-
opdrachten aan TNO, dan wel de
betreffende terzake tussen partijen
gesloten overeenkomst.
Het ter inzage geven van het TNO-rapport
aan direct belanghebbenden is toegestaan.

© 1995 TNO

Stamboeknummer

13337



ISBN 90-6743-390-X

Deze uitgave is te bestellen door het overmaken van f 21,-- (incl. BTW) op postbankrekeningnr. 99.889 ten name van TNO-PG te Leiden onder vermelding van bestelnummer 95.055.

INHOUD	pagina
VOORWOORD	i
1. INLEIDING	1
2. UITGANGSPUNTEN	2
3. LITERATUUR OVER DE RELATIE TUSSEN GELUIDBLOOTSTELLING EN REACTIES VAN BEZOEKERS	6
4. DE BEOORDELING VAN GELUID IN MILIEUBSCHERMINGSGEBIEDEN	14
4.1 Woonomgeving versus milieubeschermingsgebieden	14
4.2 Circulaire stiltegebieden	16
4.3 De voorgestelde benadering	20
LITERATUUR	33

VOORWOORD

In dit rapport wordt een benadering beschreven voor het beoordelen van de kwaliteit van de geluidssituatie in milieubeschermingsgebieden. Een beoordeling kan nodig zijn om gebieden te selecteren waar stilte bijzondere bescherming behoeft, of om de geluidskwaliteit in reeds geselecteerde gebieden vast te stellen. Voor de selectie van gebieden wordt nu uitgegaan van de aanwijzingen in de Circulaire stiltegebieden uit 1983, die in dit rapport kort besproken zal worden.

Er wordt in dit rapport nog geen uitgewerkte methode beschreven, maar een benadering. De invulling van enkele onderdelen van de hier beschreven benadering is afhankelijk van de mogelijkheden om metingen en berekeningen uit te voeren voor relatief lage geluidmissies op relatief grote afstanden van bronnen. Dit wordt in dit rapport niet behandeld, maar komt mogelijk in een vervolg-project aan de orde. Het resultaat van het eventuele vervolg-project moet een concrete, uitgewerkte beschrijving zijn van een methode waarmee de geluidssituatie in een milieubeschermingsgebied beoordeeld kan worden. De beschrijving van de benadering in dit rapport is daarvoor nog niet voldoende uitgewerkt. Dit rapport heeft daarom de status van een 'tussenrapportage' of 'werkrapport', dat bedoeld is om in beperkte kring reacties te verzamelen op de benadering voorzover die nu beschreven.

1. INLEIDING

In een onderzoek naar geluidhinder van trams en wegverkeer (Miedema en Van den Berg, 1985) bleek dat van de bijna 800 ondervraagde personen in drukkeren en rustiger straten van Rotterdam, Den Haag/Scheveningen en Amsterdam 22 % vaak de behoefte had om in een stillere omgeving te zijn. Dit is een indicatie dat in Nederland een groot aantal mensen behoefte heeft aan een stillere omgeving dan hun woonomgeving.

In het dichtbevolkte en geïndustrialiseerde Nederland vergt het in stand houden of creëren van stille gebieden speciale aandacht. In de Wet geluidhinder was een hoofdstuk opgenomen dat met name gericht is op de inventarisatie van zogenaamde (potentiële) stiltegebieden. 'Een stiltegebied', zo staat in de Memorie van Toelichting op de Wet geluidhinder, 'is een gebied van enige vierkante kilometers of meer, waarin de geluidbelasting door toedoen van menselijke activiteiten zo laag is, dat de in dat gebied heersende natuurlijke geluiden niet of nauwelijks worden verstoord.' Precieze criteria voor een stiltegebied zijn niet geformuleerd.

De regeling stiltegebieden uit de Wet geluidhinder bleef van kracht tot provinciaal milieubeleidsplannen waren vastgesteld, met 1 maart 1995 als uiterste datum. Dit is het gevolg van het in werking treden van de Wet milieubeheer per 1 maart 1993. Volgens deze wet zijn provincies verplicht om in het provinciale milieubeleidsplan gebieden aan te wijzen 'waarin de kwaliteit van het milieu of onderdelen daarvan bijzondere bescherming behoeft' (artikel 4.9). In de memorie van toelichting bij de wet wordt voor deze gebieden de term 'milieubeschermingsgebieden' gebruikt. Tot die gebieden behoren in ieder geval (beschermde en staats-)natuurmonumenten en wetlands ('Ramsar-gebieden').

De Wet milieubeheer gaat niet in op de wijze waarop aan beleid voor milieubeschermingsgebieden gestalte gegeven kan worden. Het wordt aan de provincies overgelaten om in de provinciale milieuverordening te bepalen in welke milieubeschermingsgebieden het aspect stilte bijzondere bescherming behoeft, aan welke kwaliteitseisen de geluidssituatie dient te voldoen en met welke maatregelen de gewenste geluidssituatie kan worden behouden of een eventuele discrepantie tussen actuele en gewenste situatie kan worden verminderd. In dit rapport wordt een benadering uiteengezet voor het beschrijven van de kwaliteit van de geluidssituatie in milieubeschermingsgebieden.

2. UITGANGSPUNTEN

Voordat een methode voor de beoordeling van geluid in milieubeschermingsgebieden ontworpen kan worden, moet eerst vastgesteld worden waar deze methode zich op moet richten. In relatie daarmee zullen hier een aantal vragen aan de orde gesteld worden. De antwoorden op deze vragen zijn in overleg met de opdrachtgever en de begeleidingscommissie vastgesteld en verduidelijken het uitgangspunt voor de te ontwerpen methode.

Belangrijk voor het ontwerp van een beoordelingsmethode is dat eerst nader aangegeven wordt op welke gevolgen van welk geluid in milieubeschermingsgebieden de methode zich moet richten. Een specifieke vraag is:

Gaat het om gevolgen van geluid voor de fauna of om gevolgen voor de mens? Of beide?

Als het om de fauna gaat is daarbij een probleem dat dit een enorme variëteit omvat. De verschillende diersoorten hebben een andere gevoeligheid voor geluid. Verder is dan een vraag welke ecosystemen de methode moet omvatten. Is dit bij een zeegebied bijvoorbeeld ook het onderwaterleven? In principe gaat het in milieubeschermingsgebieden om beide, gevolgen van geluid voor de mens en voor de fauna, maar we beperken ons hier uit praktische overwegingen tot gevolgen voor de mens. Beperking van geluid met dit doel kan ook eventuele nadelige gevolgen van geluid voor de fauna beperken. De methode die hier beschreven wordt is daar echter niet op gericht. Indien daarvoor later inzichten beschikbaar komen, kan de methode aangevuld worden met een beoordeling specifiek gericht op de bescherming van de fauna.

Gegeven dat we ons hier richten op gevolgen voor de mens is de volgende vraag:

Welke gevolgen voor de mens van geluid in milieubeschermingsgebieden zijn van belang?

Milieubeschermingsgebieden zijn gebieden waar weinig mensen wonen of werken. Bovendien wordt de bescherming van de mens in zijn woonomgeving al buiten op milieubeschermingsgebieden gerichte regelingen behandeld. Voor milieubeschermingsgebieden lijken bezoekers die daar een korter of langer deel van de dag doorbrengen met het doel om 'in de natuur' te zijn de relevante categorie. Daarom wordt als uitgangspunt genomen dat met de beoordelingsmethode eisen geformuleerd moeten kunnen worden waarmee verstoring van ervaring van de natuur tijdens bezoeken beperkt of voorkomen kan worden. Het gaat hierbij echter niet om daadwerkelijk afgelegde bezoeken, maar om fictieve bezoeken en de verstoring die daarbij op zou kunnen treden wordt gezien als graadmeter voor de akoestische kwaliteit.

In het citaat uit de Memorie van Toelichting in de Inleiding wordt gesproken over 'de geluidbelasting door toedoen van menselijke activiteiten'. Dit roept de vraag op welke activiteiten hier onder vallen. In het bijzonder:

Moet de beoordelingsmethode ook betrekking hebben op het geluid dat veroorzaakt wordt door zogenaamde gebiedseigen activiteiten?

Bij gebiedseigen activiteiten wordt met name gedacht aan landbouw, bosbouw en visserij die traditioneel in of bij het betreffende gebied ondernomen worden. Het zal vaak moeilijk zijn deze activiteiten uit die gebieden te weren. Door mechanisatie is de wijze waarop de gebiedseigen activiteiten worden uitgevoerd en de daarmee gepaard gaande geluidproductie in de loop van de tijd veranderd en kunnen ze net als niet gebiedseigen activiteiten de ervaring van de natuur tijdens een bezoek verstoren. Als ze buiten de beoordeling gehouden zouden worden blijft een probleem bestaan als bijvoorbeeld aan militaire activiteiten met het oog op de stilte sterke beperkingen zijn opgelegd, terwijl de uitgezonderde (landbouw, bosbouw en visserij) activiteiten nog steeds verstoring tot gevolg hebben, mogelijk meer dan de aan de beperkingen onderworpen activiteiten zouden doen. Voor het daadwerkelijk beperken van de verstoring is het noodzakelijk dat ook het geluid van de gebiedseigen activiteiten wordt meegenomen in het te beoordelen geluid.

Dus de beoordelingsmethode moet ook betrekking hebben op geluid ten gevolge van gebiedseigen activiteiten. De niet-gebiedseigen activiteiten kunnen worden onderverdeeld aan de hand van de noodzaak om ze in of bij het milieubeschermingsgebied te ondernemen. Een volgende vraag is dan:

Moet de beoordelingsmethode ook betrekking hebben op het geluid dat veroorzaakt wordt door zogenaamde vermijdbare activiteiten?

Omdat dit ook geluid door menselijke activiteiten is dat kan bijdragen aan verstoring moet ook dit geluid worden meegenomen bij een beoordeling die een indicatie moet geven voor de mate waarin die verstoring op zal treden. Een andere kwestie is of enige aantasting van de akoestische kwaliteit ten gevolge van vermijdbare activiteiten geaccepteerd moet worden. Juist omdat ze vermijdbaar zijn, kan het geluid van vermijdbare activiteiten tot extra ergernis leiden bij bezoekers. Een mogelijkheid is vermijdbare geluidbronnen als geluidsapparatuur, motorcrossen, gebruik van gemotoriseerde vervoermiddelen in het gebied, reclame- of sportvliegen, modelvliegtuigen, ULV's, boten met buitenboordmotor en waterscooters, enz., te verbieden. Een eventueel verbod zal in een aantal gevallen niet door een provincie vastgesteld kunnen worden, maar een landelijke regeling vereisen. Voorzover vermijdbare bronnen (nog) niet geweerd worden, moet hun bijdrage aan het geluid worden meegenomen bij de beoordeling van de akoestische kwaliteit.

Dus zowel gebiedseigen als vermijdbare maar nog aanwezige geluiden moeten worden meegenomen bij de beoordeling. De volgende vraag is gerelateerd aan nog een derde manier van het onderverdelen van geluiden:

Moet de beoordelingsmethode ook betrekking hebben op het geluid dat min of meer onvermijdelijk veroorzaakt wordt door bezoekers zelf?

Gegeven dat er bezoekers zijn is met name praten en ander stemgeluid min of meer onvermijdelijk. Dit geluid is echter moeilijk in te perken. Een mogelijkheid is delen van een gebied die wat betreft het overig geluid als 'stil' te kwalificeren zijn moeilijk toegankelijk te maken, zodat daar weinig bezoekers zullen komen en het door bezoekers veroorzaakte geluid gering zal zijn. Dit zou het onderscheid tussen het 'stille' gedeelte en de rest van het milieubeschermingsgebied versterken. Door de specifieke aard van het geluid lijkt het moeilijk haalbaar om bij de kwalificatie van de geluidssituatie in een gebied ook het onvermijdelijk geluid van bezoekers mee te nemen. Hier wordt daarom gekozen voor het niet meenemen van dit geluid in de beoordelingsmethode.

Het voorgaande betekent dat de beoordelingsmethode betrekking moet hebben op alle geluid ten gevolge van menselijke activiteiten, met uitzondering van de geluiden die onvermijdelijk verbonden zijn aan bezoekers. De volgende vraag richt zich op het overige, natuurlijke geluid

Moet in de methode rekening worden gehouden met het natuurlijke achtergrondgeluid?

Het natuurlijk achtergrondgeluid (wind, vogels, insecten, water) kan in bepaalde gevallen het geluid van menselijke activiteiten maskeren. Het is echter de vraag of dit effect van zodanig belang is dat het in een beoordelingssysteem verdisconteerd moet worden. Daarbij komt dat het om een aantal redenen moeilijk is de maskerende invloed van het natuurlijk achtergrondgeluid goed te beschrijven. Dit heeft een aantal oorzaken waarvan we er drie noemen.

Ten eerste kan het natuurlijke achtergrondgeluid in een gebied van plek tot plek en van moment tot moment zeer sterk variëren (Sneddon, Silvati, Pearsons en Fidell, 1991). Geluid van menselijke activiteit wordt alleen gemaskeerd als er op dezelfde plek en op dezelfde tijd voldoende natuurlijk achtergrondgeluid is. Het adequaat beschrijven van het samenvallen in ruimte en tijd van natuurlijk achtergrondgeluid en geluid door menselijke activiteit zou een te grote inspanning vergen. Het volstaat niet om per plek bijvoorbeeld de L_{Aeq} waarden voor beide vormen van geluid te vergelijken. Geluiden ten gevolge van menselijke activiteiten die tezamen een $L_{Aeq} = 25$ dB(A) veroorzaken kunnen alle hoorbaar zijn, terwijl het L_{Aeq} voor het natuurlijke achtergrond geluid hoger is, bijvoorbeeld 30 dB(A). Het natuurlijk achtergrondgeluid en het geluid door menselijke activiteiten waarop deze L_{Aeq} 's betrekking kunnen namelijk op verschillende momenten optreden.

Een tweede probleem bij het verdisconteren van maskering is dat de mate waarin geluid gemaskeerd wordt afhangt van de frequentiespectra van het voorgrond- en het achtergrondgeluid. Dus als

het geluid door menselijke activiteiten met het A-gewogen geluidniveau beschreven wordt en als ook bekend is welke A-gewogen geluidniveaus van het natuurlijk achtergrondgeluid op dezelfde plaats en op dezelfde tijd optreden, dan nog bestaat er onzekerheid over de maskering. Als de frequentiespectra verschillend zijn dan kan het geluid door menselijke activiteiten onverminderd hoorbaar zijn ook als het natuurlijk achtergrondgeluid een hoger A-gewogen geluidniveau heeft.

Een derde probleem bij het op realistische wijze in rekening brengen van maskering is dat de richting waaruit het geluid komt van invloed is op de maskering. Dus ook als de frequentiespectra van geluid door menselijke activiteiten en de frequentiespectra van het achtergrondgeluid per plek en tijdstip voldoende bekend zijn, blijft er aanzienlijke onzekerheid over de maskering. Bij de waarneming worden geluiden die uit verschillende richtingen komen beter van elkaar onderscheiden dan geluiden uit dezelfde richting.

Voor het verrichten van metingen aan geluid van menselijke activiteiten is achtergrondgeluid natuurlijk wel een factor om rekening mee te houden. Bij metingen aan geluid ten gevolge van menselijke activiteiten zal storende invloed van natuurlijk achtergrond geluid vaak moeilijk te vermijden zijn.

3. LITERATUUR OVER DE RELATIE TUSSEN GELUIDBLOOTSTELLING EN REACTIES VAN BEZOEKERS

De National Park Overflight Act uit 1987 (Public Law 100-91) verplicht de Forest Service en de National Park Service in de Verenigde Staten tot een serie onderzoeken naar de gevolgen van vliegtuigpassages voor de natuurgebieden. De verrichte onderzoeken zijn specifiek gericht op een lijst met vragen uit het congres. Onderzoek in opdracht van de Forest Service heeft geresulteerd in een aantal rapporten (o.a.: Fidell, Silvati en Pearsons, 1990; Fidell et al., 1992; Sneddon, Silvati, Pearsons en Fidell, 1991; Tabachnick, Fidell en Silvati, 1991; Tabachnick, Howe en Fidell, 1992) op basis waarvan de Forest Service zelf een rapport gericht aan het congres heeft opgesteld (Hartmann, Harrison en Makel, 1992). Over de mate waarin de conclusies met betrekking tot gevolgen voor bezoekers in dit laatste rapport gefundeerd zijn is een zeer kritisch rapport verschenen van Fields (1993). Ook het onderzoek in opdracht van de National Park Service heeft geresulteerd in een aantal rapporten (o.a.: Anderson et al., 1993). Enkele hiervan zijn eveneens besproken door Fields (1994).

We zullen achtereenvolgens ingaan op de Forest Service en National Park Service onderzoeken waarin de relatie tussen geluidblootstelling en reacties van bezoekers bestudeerd is, en een tweetal Nederlandse onderzoeken met betrekking tot geluid en recreatie.

Door Fidell et al. (1992) zijn in drie natuurgebieden mensen tijdens of aan het eind van hun bezoek aan het gebied ondervraagd over het geluid van vliegtuigen en de gevolgen daarvan voor de bezoekers. Er werd ondermeer gevraagd naar het waarnemen en de hinder door het geluid van de vliegtuigen. In één geval waren dit laag overvliegende straaljagers, in een ander geval relatief hoog overvliegende verkeersvliegtuigen. Het gemeten geluid werd beschreven met het L_{dn} .

Door Tabachnick, Fidell en Silvati (1991) zijn bezoekers van twaalf natuurgebieden naderhand telefonisch ondervraagd over het geluid van vliegtuigen en de gevolgen daarvan voor hun bezoek aan het natuurgebied. Er werd ondermeer gevraagd naar het waarnemen en de hinder door het geluid van de vliegtuigen. De aanduiding 'Intermediate Term' in contrast met het 'Short Term' in een andere bovenstaande titel is in zoverre verwarrend dat het niet betrekking heeft op de effecten, maar de wijze waarop deze werden vastgesteld: direct of retrospectief. De drie natuurgebieden waar mensen tijdens of direct na het bezoek ondervraagd werden maakten ook deel uit van de twaalf gebieden waarvoor bezoekers naderhand benaderd zijn.

Fidell et al. (1992) en Tabachnick, Fidell en Silvati (1991) bevatten gegevens zowel over de geluidniveaus in natuurgebieden als over de beoordeling van de geluidssituatie door bezoekers van

die gebieden. Zoals uitgebreid wordt beargumenteerd in Fields (1993) vormen deze gegevens echter geen geschikte basis voor het leggen van een verband tussen geluidblootstelling en de reactie (waarnemen, hinder) op dat geluid. De belangrijkste reden is dat de tijd en plaats waar de geluidmetingen verricht zijn niet samenvallen met moment van bezoek en de route die daarbij gevolgd is. Dus, de per natuurgebied bepaalde geluidmaten geven weinig inzicht in de persoonlijke blootstelling van de bezoekers. Anders gezegd, de geluidmaten karakteriseren niet het geluid waar de bezoekers hun reactie op geven.

Voor de drie natuurgebieden waar bezoekers direct ondervraagd werden waren de vastgestelde L_{dn} waarden 34, 47 en 50 dB(A). Het percentage bezoekers dat bij een eerste vraag opgaf vliegtuigen opgemerkt te hebben en bij een volgende vraag zei door het geluid daarvan gehinderd te zijn (de keuze was tussen hinder of geen hinder) is 12%. Voor de twaalf natuurgebieden waar bezoekers naderhand telefonisch ondervraagd werden lagen de vastgestelde L_{dn} waarden tussen de 15 en 50 dB(A). Het percentage achteraf ondervraagde bezoekers dat bij een eerste vraag opgaf vliegtuigen opgemerkt te hebben en bij een volgende vraag zei gehinderd te zijn (weer met een keuze tussen hinder of geen hinder) is 18%. Een kanttekening die Fields (1993) verder bij het onderzoek plaatst en die van belang is bij de interpretatie van deze uitkomsten, is dat uit praktische overwegingen natuurgebieden en plekken daarbinnen gezocht zijn waar veel bezoekers kwamen. Dus mensen die rustiger plekken opzochten waar weinig bezoekers kwamen en waarschijnlijk meer nog dan de ondervraagde personen belang hechtten aan stilte, zijn niet in het onderzoek betrokken.

Het National Park Service onderzoek vormt een belangrijke aanvulling op genoemde studies. Het onderzoek omvat ondermeer de volgende drie onderdelen: (1) Een onderzoek onder ongeveer 15.000 mensen die aan het eind van hun tocht met een rugzak door een natuurgebied, plus voor ongeveer 4.000 van hen een post-enquête naderhand; (2) Een dosis-respons studie waarin bezoekers bij een uitzichtspunt of aan het eind van een korte wandelroute ondervraagd werden over vliegtuiglawaai terwijl tijdens hun bezoek het geluid gemeten was; (3) Een onderzoek naar de perceptie van managers van de National Park Service met betrekking tot vliegtuiglawaai problemen. Omdat het als tweede genoemde onderzoek hier het meest relevant is en gaan we daarop uitgebreider in. Hierbij maken we gebruik van Fields (1994).

Door Anderson et al. (1993) werden akoestische gegevens en beoordelingen van bezoekers aan Grand Canyon, Haleakala and Hawaii Volcanoes National Parks verzameld. Het ging om bezoekers die kort kwamen kijken bij een uitzichtspunt dat met auto of bus bereikbaar was, of om mensen die korte wandelpaden volgden. Aan het eind van hun korte bezoek werden bezoekers groepsgewijs

ondervraagd, waarbij ieder een eigen antwoordvel kreeg. Het doel van het onderzoek werd niet vooraf verteld. Doordat ook de aankomst van de bezoekers geregistreerd werd, konden later uit de ter plekke verzamelde akoestische gegevens de data geselecteerd worden die betrekking hadden op het tijdsinterval waarin het bezoek plaatsvond. Om na te gaan of het vaste meetpunt voldoende representatief was voor de posities die tijdens een bezoek doorlopen werden, zijn testwandelingen uitgevoerd door onderzoekers uitgerust met geluidmeetapparatuur. De zo verzamelde akoestische gegevens bleken goed overeen te komen met de op het vaste meetpunt geregistreeerde gegevens.

Voor 772 bezoekers waren de verzamelde gegevens voldoende compleet om te gebruiken voor de vaststelling van de eenvoudigste dosis-respons curven. Voor analyses waarin meer variabelen werden betrokken was het aantal respondenten 621 of kleiner.

Het rapport geeft 4 verschillende dosis-respons curves. Als dosis worden het percentage van de bezoektijd dat vliegtuigen hoorbaar waren voor een daarop geconcentreerde medewerker van het onderzoeksteam respectievelijk het L_{Aeq} voor de bezoektijd gebruikt. Een responsmaat was het percentage bezoekers dat op de vraag 'Were you bothered or annoyed by aircraft noise during your visit to (NAME OF SITE)?' uit de alternatieven 'not at all annoyed', 'slightly annoyed', 'moderately annoyed', 'very annoyed' en 'extremely annoyed' een van de drie laatste koos. Dit percentage duiden we hier aan met A_{40} (in overeenstemming met eerder gebruikte conventies: 'A' voor 'annoyance', 40 omdat het gaat om het percentage boven een grens op $2/5 = 40/100$ van de schaal). Een tweede responsmaat was het percentage bezoekers dat op de vraag 'How much did the sound of aircraft interfere with each of the following aspects of your visit at (NAME OF SITE)?' voor het aspect 'appreciation of the natural quiet and sounds of nature at the site' uit de alternatieven 'not at all', 'slightly', 'moderately', 'very much' en 'extremely' een van de drie laatste koos. Dit percentage duiden we hier aan met NQ_{40} (naar analogie met de voorgaande aanduiding: 'NQ' voor 'natural quiet', 40 omdat het gaat om het percentage boven een grens op $2/5 = 40/100$ van de schaal).

De vier gepresenteerde dosis-respons curven werden geschikt geacht om voor bepaalde plekken aan de hand van genoemde doses de percentages A_{40} en NQ_{40} te schatten als bijvoorbeeld de helft van de bezoekers daar voor het eerste komt en eveneens de helft de natuurlijke rust belangrijk vindt. Het rapport bevat eenvoudige werkbladen die gebruikt kunnen worden om de percentages voor andere condities te schatten, bijvoorbeeld als de verhoudingen 'eerste bezoek / niet eerste bezoek' en 'natuurlijke rust belangrijk / niet belangrijk' anders zijn. De curven waarbij het L_{Aeq} als dosismaat is gebruikt, zijn hier weergegeven in de figuren 1 en 2.

In het rapport (p. 13-14, 138-140) worden beperkingen aangegeven ten aanzien van de bruikbaarheid van de dosis-respons curves voor andere dan de onderzochte situaties. In het algemeen zijn de

curves minder bruikbaar naarmate een situatie meer verschilt van de onderzochte situaties. We zullen een aantal mogelijke verschillen die relevant zijn nu bespreken.

- De gegevens zijn verzameld op plekken in de Grand Canyon, Haleakala en Hawaii Volcanoes National Parks. Dit zijn indrukwekkende natuurlijke parken met internationale reputatie. Het wordt verondersteld dat de resultaten ook in andere natuurlijke parken gebruikt kunnen worden, maar dit wordt onwaarschijnlijk geacht voor culturele of historische plekken en voor parken in stedelijke (urban/suburban) gebieden.
- De resultaten zijn verzameld tijdens warm tot heet weer zonder neerslag in de zomer en vroege herfst in Hawaii en Arizona. Een directe toepasbaarheid voor koud of regenachtig weer wordt niet verwacht.
- Het geluid waaraan de bezoekers in het onderzoek waren blootgesteld was voornamelijk afkomstig van propellervliegtuigen en bepaalde helikopters in cruise-vlucht. De resultaten worden niet zonder meer toepasbaar geacht bij andere overvluchten, met name van straalvliegtuigen, of van stijgende of dalende toestellen. Naar mag worden aangenomen geldt deze reserve ook voor de toepasbaarheid voor andere geluidbronnen zoals wegverkeer.
- De vragen aan de bezoekers hadden betrekking op vliegtuiggeluid. De antwoorden daarop hangen mogelijk samen met het natuurlijke en niet-natuurlijke achtergrondgeluid zoals dat van wind, water, activiteiten op een parkeerterrein en het praten van andere bezoekers.
- De bezoeken van de ondervraagde personen duurden 15 minuten tot 1 a 2 uur. De bezoekers waren daarbij de gehele tijd buiten. De bezoekers kwamen of om kort een uitzicht te bekijken of voor een korte wandeling. De resultaten zijn niet zondermeer toepasbaar voor bezoeken met een andere (veel langere duur) of voor gevallen waarin hele andere activiteiten worden ondernomen (varen, surfen, enz.).

Een verdere beperking van de bruikbaarheid van de curven is de onzekerheid die daaraan verbonden is als gevolg van het relatief geringe aantal observaties waaruit ze zijn afgeleid in combinatie met de niet verwaarloosbare invloed van intermedierende variabelen zoals het type bezoek.

Het bovenstaande maakt duidelijk dat niet zonder meer mag worden aangenomen dat de dosis-respons curven ook voor de verschillende Nederlandse milieubeschermingsgebieden van toepassing zijn. Daar kunnen de reacties bij gelijke blootstelling anders zijn. Hoewel dus de exacte vorm van de kwantitatieve relatie niet zonder meer naar de Nederlandse situatie extrapoleerbaar is, is het wel aannemelijk dat de volgende, meer kwalitatieve resultaten ook in Nederland gelden:

- a- Ook beneden $L_{Aeq} = 40$ dB(A) wordt voor een substantieel deel van de bezoekers de natuurlijke rust verstoord, en wordt het geluid als hinderlijk ervaren.

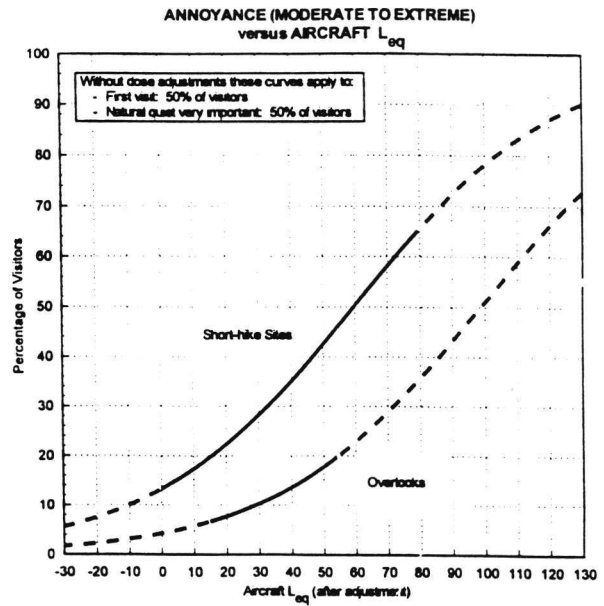
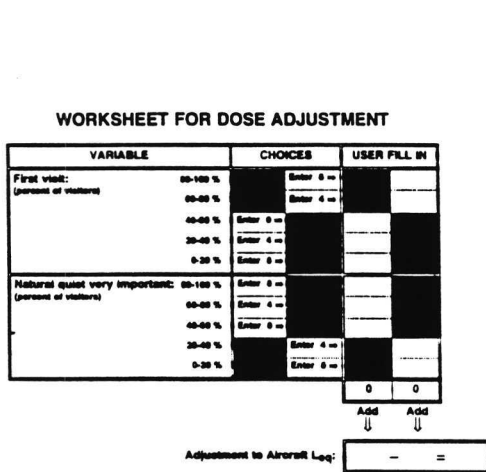
- b- Ook beneden $L_{Aeq} = 40$ dB(A) nemen verstoring van natuurlijke rust door geluid en hinder door geluid af bij een afname van het L_{Aeq} . Dit betekent dat ook beneden $L_{Aeq} = 40$ dB(A) een differentiatie in kwaliteit bestaat en verlaging van het L_{Aeq} bijdraagt tot een verbetering van de kwaliteit van de akoestische situatie voor bezoekers.

Het volgende is een korte toelichting bij deze twee punten.

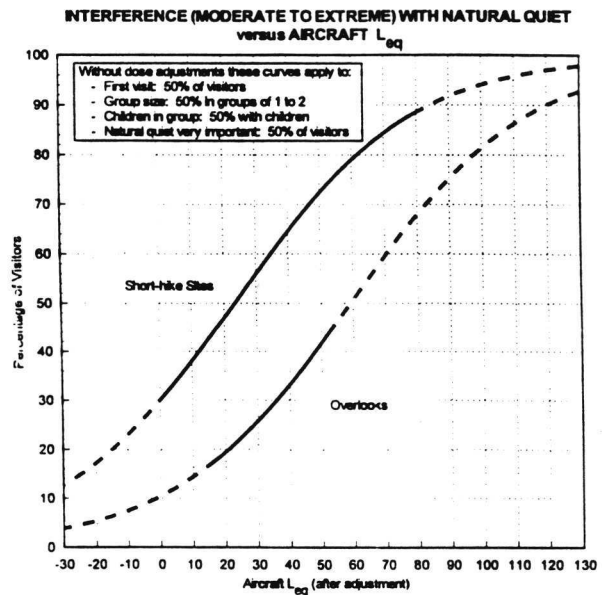
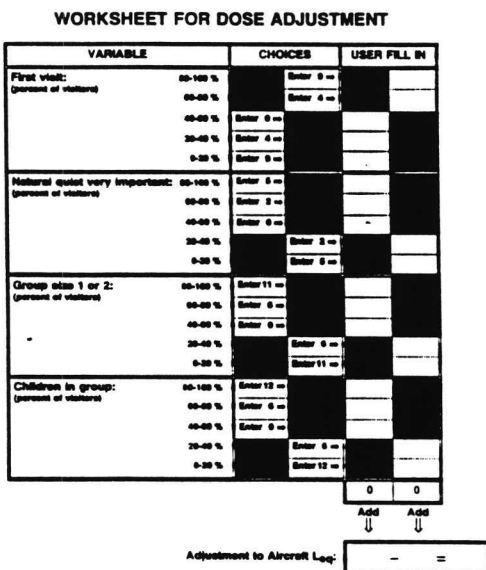
- bij a Volgens figuur 2 wordt bij 40 dB(A) de natuurlijke rust verstoord (dat wil zeggen, $NQ_{40} \approx 30$ %) voor ruim 30 % van de bezoekers bij uitzichtspunten (dat wil zeggen, $NQ_{40} > 30$ %) en voor circa 65 % van de bezoekers op korte wandelingen. Volgens figuur 1 wordt bij 40 dB(A) voor ruim 10 % van de bezoekers bij uitzichtspunten (dat wil zeggen, $NQ_{40} > 10$ %) en voor circa 35 % van de bezoekers op korte wandelingen de natuurlijke rust verstoord (dat wil zeggen, $NQ_{40} \approx 30$ %). Ook wanneer een onzekerheid in verband met eerder genoemde verschillen tussen de onderzochte situaties en de Nederlandse milieubeschermingsgebieden in aanmerking wordt genomen, kan bovenstaande conclusie a worden getrokken.
- bij b Figuur 1 en 2 laten zien dat verstoring van natuurlijke rust en hinder toenemen bij toename van het L_{Aeq} . Eerder genoemde verschillen tussen de onderzochte situaties en de Nederlandse milieubeschermingsgebieden worden niet verwacht dit kwalitatieve aspect van de relaties te beïnvloeden, zodat bovenstaande conclusie b getrokken kan worden.

Staats (1991) heeft in opdracht van de Rijks Planologische Dienst eind augustus 1990 onderzoek uitgevoerd naar hinder door geluid van vliegtuigen bij recreanten in het Amsterdamse Bos (ligweide en plaats waar kano's worden verhuurd), recreatiegebied Spaarnewoude en aan de rand van de Westeinder plassen (jachthavens en oeverrecreatiegebied). Deze gebieden liggen in de directe omgeving van Schiphol. Het aantal overvluchten tussen 8 en 18 uur op de dagen dat werd geïnterviewd werd aan de hand van gegevens van de luchthaven geschat op circa 28 voor het Amsterdamse Bos, 43 voor de Westeinder plassen en 55 voor het Spaarnewoud. Volgens een schatting van de onderzoekers was de frequentie van de overvluchten waaraan een bezoeker voorafgaande aan het interview was blootgesteld gemiddeld gelijk aan 6 per uur in het Amsterdamse bos, 14 per uur bij de Westeinder plassen en 10 per uur in het Spaarnewoud.

Figuur 1 Het percentage gehinderden (A_{40}) als functie van het L_{Aeq} tijdens een bezoek. Links is een werkblad gegeven dat gebruikt kan worden om de invloed op de hinder in rekening te brengen van een aantal andere variabelen dan het L_{Aeq} . Dit gebeurt door een aangepaste L_{Aeq} waarde vast te stellen waarvoor vervolgens in de figuur het percentage gehinderden kan worden afgelezen (uit: Anderson et al., 1993).



Figuur 2 Het percentage bezoekers waarvoor de natuurlijk rust verstoord wordt (NQ_{40}) als functie van het L_{Aeq} tijdens het bezoek. Links is een werkblad gegeven dat gebruikt kan worden om de invloed op deze verstoring in rekening te brengen van een aantal andere variabelen dan het L_{Aeq} . Dit gebeurt door een aangepaste L_{Aeq} waarde vast te stellen waarbij vervolgens in de figuur het percentage waarvoor de natuurlijke rust verstoord wordt kan worden afgelezen (uit: Anderson et al., 1993).



Op de vraag 'Welke geluiden heeft u hier vandaag tijdens uw bezoek allemaal gehoord?' antwoordde voor 'geluid van vliegtuigen' in het Amsterdamse bos 75% (N = 120), bij de Westeinder plassen 56% (N = 120) en in het Spaarnewoud 76% (N = 120) dat ze deze gehoord hadden. Vervolgens werd voor degenen die het geluid gehoord hadden naar de hinder gevraagd. Op de vraag 'Hoe hinderlijk zijn die geluiden voor u?' kon men kiezen uit de antwoorden 'niet hinderlijk', 'een beetje hinderlijk', 'hinderlijk', 'erg hinderlijk' en 'heel erg hinderlijk'. Als we aannemen dat de mensen die zeiden het geluid van vliegtuigen niet te horen dat geluid niet hinderlijk vonden, dan is het percentage mensen dat een van de bovenste drie antwoordcategorieën koos gelijk aan 47% (N = 114) in het Amsterdamse bos, 7% (N = 120) bij de Westeinder plassen en 37% (N = 120) in het Spaarnewoud. Deze percentages kunnen weer aangeduid worden met A_{40} ('A' voor 'annoyance', 40 omdat het gaat om het percentage boven een grens op $2/5 = 40/100$ van de schaal).

Opvallend is dat in het Amsterdamse bos de hinder het sterkst was terwijl daar de frequentie van overvluchten tijdens bezoek het laagst was. Uit een vergelijking tussen een de frequentie van de overvluchten tijdens het bezoek en de frequentie afgeleid uit het aantal overvluchten dat de respondent rapporteert waargenomen te hebben tijdens zijn bezoek blijken deze voor het Amsterdamse Bos overeen te komen. Voor beide andere lokaties, het sterkst voor de Westeinder plassen, blijkt de waargenomen frequentie geringer dan de door de onderzoekers geschatte frequentie. Dit feit en de relatief hoge hinder in het Amsterdamse Bos is eenvoudig te verklaren doordat de onderzoekslokaties daar relatief dicht bij het vliegveld, direct onder de luchtroute lagen. Het geluidniveau per overvlucht zal dus aanzienlijk hoger geweest zijn dan op de andere lokaties.

Naar mag worden aangenomen zouden op alle lokaties alle overgekomen vliegtuigen door een daarop geconcentreerde waarnemer zijn geregistreerd. Dit betekent dat het percentage van de bezoektijd dat vliegtuigen hoorbaar waren voor een daarop geconcentreerde waarnemer in het Amsterdamse Bos waarschijnlijk lager zou zijn dan op de andere lokaties, terwijl naar verwachting het L_{Aeq} daar juist hoger was. Dat de hinder hoger is in het Amsterdamse Bos suggereert dat het L_{Aeq} een betere indicatie geeft voor de hinder dan het percentage van de tijd dat vliegtuiggeluid hoorbaar is. Dit ondersteunt de opmerking van deze strekking van Fields (1994) ten aanzien van het eerder besproken dosis-respons onderzoek voor de National Park Service. Hij verwacht dat het L_{Aeq} een betere indicatie geeft voor de hinder dan het door de onderzoekers ook vastgestelde percentage van de bezoektijd dat vliegtuigen hoorbaar zijn. We zullen dit in wat meer detail bekijken.

Van Dongen (1991) heeft in opdracht van het Ministerie van Defensie onderzoek uitgevoerd onder omwonenden, recreanten en werkenden in de omgeving van de schietbaan bij de Marnewaard (Lauwersmeer). Deze omgeving behoort naar we vermoeden tot de stillere gebieden van Nederland. Op een vraag naar de redenen van het verblijf op de betreffende lokatie antwoordde van de 200 ondervraagde recreanten 45 % in termen van rust, stilte of het ontbreken van autoverkeer. Alleen op een strandje voor surfers en in een jachthaven werd deze reden niet of nauwelijks genoemd.

In drie perioden werden op dagen waarop werd geschoten mensen mondeling geënquêteerd. Van de milieu-aspecten die genoemd werden bleek geluid het meest opgemerkt te worden en de meeste hinder te veroorzaken. Van de ondervraagden merkte 51 % het geluid op en op de vraag 'En in hoeverre vindt u die geluiden of dat geluid hinderlijk?' koos 27 % uit de alternatieven 'niet hinderlijk', 'net niet hinderlijk', 'net hinderlijk', 'hinderlijk' en 'erg hinderlijk' een van de drie laatste. Dus $A_{40} = 27 \%$. Als bron van hinder werden (laagvliegende) straaljagers het meest genoemd, daarna het schietgeluid.

Het voorgaande overzicht over de beschikbare literatuur aangaande reacties van bezoekers op geluid maakt duidelijk dat de literatuur weinig houvast biedt voor de beoordeling van geluid in natuurbeschermingsgebieden aan de hand van nadelige effecten op bezoekers. Het onderzoek van Anderson et al. (1993) geeft ter zake de meest bruikbare informatie. Het maakt duidelijk dat lage blootstellingsniveaus al leiden tot negatieve reacties van bezoekers, en dat ook bij lage niveaus de negatieve reacties afnemen bij verdere afname van het L_{Aeq} .

4. DE BEOORDELING VAN GELUID IN MILIEUBESCHERMINGSGEBIEDEN

Eerst wordt in paragraaf 4.1 kort aangegeven waarom geluidmaten die ontwikkeld zijn in relatie tot effecten in de woonomgeving, niet vanzelfsprekend toepasbaar zijn voor de beoordeling van geluid in milieubeschermingsgebieden. Daarna worden in paragraaf 4.2 elementen besproken uit de Circulaire stiltegebieden die betrekking hebben op geluidinventarisaties voor de selectie van stiltegebieden. De circulaire bevat aanwijzingen over de manier waarop de geluidtoestand in verband hiermee moet worden beschreven. Tenslotte wordt in paragraaf 4.3 een benadering geschetst voor de beoordeling van geluid in milieubeschermingsgebieden

4.1 Woonomgeving versus milieubeschermingsgebieden

Als overdag 8 gebeurtenissen met $L_{AX} = 57$ dB(A) of ruim 500 gebeurtenissen met $L_{AX} = 39$ dB(A) voorkomen, zal geluid hoorbaar zijn. Als het verder stil is, dan is in beide gevallen het L_{etm} slechts 20 dB(A). Dit illustreert dat het voor stilte in milieubeschermingsgebieden kan gaan om L_{etm} waarden die laag zijn ten opzichte van de niveaus waar het buiten in de woonomgeving om gaat. De relevante waarden voor milieubeschermingsgebieden zijn veel lager en omdat mensen die daar voor de natuur komen andere verwachtingen hebben dan voor hun woonomgeving en omdat de mensen bij een bezoek niet van geluid worden afgeschermd door hun woning.

Een beoordelingsmethode voor geluid in milieubeschermingsgebieden moet getalswaarden opleveren die een indicatie geven van de gevolgen van dat geluid. In hoofdstuk 2 is reeds als specifiek uitgangspunt gekozen dat de waarden een indicatie moeten geven van de nadelige gevolgen voor een bezoeker. Het gaat hierbij niet om werkelijk afgelegde bezoeken, maar om fictieve bezoeken en de verstoring die daarbij zou kunnen optreden als graadmeter voor de akoestische kwaliteit. In deze paragraaf bespreken we een aantal geluidmaten die in Nederland voor de woonomgeving gebruikt worden.

Om het achtergrondgeluidniveau in de woonomgeving te karakteriseren wordt bij de beoordeling van industriegeluid het L_{A95} gebruikt. Voor het geluid in een milieubeschermingsgebied zal een dergelijke percentielmaat echter geen eenduidige indicatie geven voor te verwachten nadelige gevolgen voor bezoekers. In het algemeen kan de waarde van een percentielmaat voor zeer verschillende verdelingen van geluidniveaus, die tot andere reacties bij bezoekers zullen leiden, gelijk kan zijn. In Nederland worden voor het geluid in de woonomgeving van de te beoordelen bronnen zelf maten gebruikt als L_{etm} , B (in Ke) en BKL. Deze geven een indicatie voor de te

verwachten hinder in de woonomgeving. De maten worden vastgesteld voor het geluid gedurende een jaar. Er is weinig reden om aan te nemen dat dezelfde maten ook een goede indicatie zouden geven voor nadelige gevolgen voor bezoekers in natuurbeschermingsgebieden. We lichten dit op twee manieren toe.

Ten eerste is in alle drie genoemde maten een straffactor voor de nacht opgenomen, waardoor het geluid in de nachtperiode relatief sterk bijdraagt aan de eindwaarde. Voor mensen die overdag een bezoek aan een natuurbeschermingsgebied brengen is het geluid tijdens de nacht niet van belang, en zou het dus zeker niet extra zwaar moeten meewegen. Omdat dit het overgrote deel van de bezoekers van natuurbeschermingsgebieden in Nederland betreft, lijkt een straffactor voor de nacht voor natuurbeschermingsgebieden ongewenst. Mensen kunnen echter ook in de gebieden kamperen en er de nacht doorbrengen. Op grond hiervan zou de nachtperiode mede in de beoordeling betrokken moeten worden. Het is in de gevolgde benadering minder relevant dat het aantal kampeerders relatief gering zal zijn ten opzichte van het aantal dagrecreanten omdat het niet gaat om werkelijk afgelegde bezoeken, maar om fictieve bezoeken en de verstoring die daarbij zou kunnen optreden als graadmeter voor de akoestische kwaliteit. Voor de woonomgeving wordt slapen beschouwd als relatief gevoelige 'activiteit' en daarom is bijvoorbeeld de nachtstraffactor in het L_{etm} opgenomen. Het is echter voor milieubeschermingsgebieden de vraag of slapen een relatief gevoelige activiteit is ten opzichte van doorbrengen van de dag met het doel 'in de natuur' te zijn, zeker als het gaat om lage niveaus. Een definitief antwoord is niet te geven, maar de volgende overwegingen lijken van belang. Bij lage L_{Aeq} niveaus van 20 tot 25 dB(A) is een situatie 'goed' te noemen zowel voor het doorbrengen van de dag met het doel 'in de natuur' te zijn, als voor slapen tijdens kamperen. Met ander woorden, het kan aangenomen worden dat er bij dergelijke niveaus geen verschil in gevoeligheid is. Bij hogere L_{Aeq} niveaus van circa 40 dB(A) is er mogelijk wel een verschil, maar dit is beslist niet duidelijk. Bij dergelijke niveaus lijkt een gebied noch geschikt om de dag door te brengen met het doel 'in de natuur te zijn', noch om er in een tent te slapen. De voorgaande overwegingen betekenen dat er weinig reden is om voor de nacht een straffactor toe te passen.

Ten tweede zijn de drie maten nauwelijks gevoelig voor het voorkomen van relatief stille perioden. Als bijvoorbeeld ten gevolge van militaire activiteiten gedurende 10 dagen per jaar het L_{Aeq} voor de dagperiode gelijk is aan 60 dB(A) terwijl het verder stil is, is het L_{etm} voor het jaar gelijk aan 44 dB(A). Hierbij is uitgegaan van het L_{Aeq} voor alle dagperiodes in een jaar tezamen. Met het L_{etm} als beoordelingsmaat zou deze situatie dus gelijk gesteld worden met een situatie waar militaire activiteiten dagelijks goed hoorbaar zijn en een L_{etm} van 44 dB(A) veroorzaken. Dit ondanks het verschil dat in het laatste geval voortdurend geluid hoorbaar zal zijn, terwijl er in het eerste geval meestal natuurlijke rust is.

In de benadering die in paragraaf 4.3 beschreven zal worden, is als volgt met beide punten rekening gehouden. Ten eerst wordt met het $L_{Aeq}(24h)$ gewerkt in plaats van met een maat met nachtstraf, zoals L_{eqn} , B en BKL. Ten tweede wordt de verdeling van de waarden voor $L_{Aeq}(24h)$ als basis voor de beoordeling genomen en niet een enkel getal waarin 'energetische middeling' over het jaar heeft plaatsgevonden. De verdeling geeft inzicht in de mate van voorkomen van relatief stille dagen.

4.2 Circulaire stiltegebieden

Voor een beperkt aantal gebieden was in de Wet geluidhinder vastgelegd dat dit stiltegebieden waren. Daarnaast konden gebieden op grond van hun akoestische situatie aangewezen worden als stiltegebied. De Wet geluidhinder (artikel 121) bood de mogelijkheid om richtlijnen vast te stellen voor de geluidtechnische inventarisatie van stiltegebieden om tot dergelijke aanwijzing te komen. In de Circulaire stiltegebieden, die in 1983 is uitgekomen, is een paragraaf opgenomen waarin aanwijzingen gegeven worden voor het uitvoeren van een geluidtechnische inventarisatie. Daarbij wordt voor een belangrijk deel verwezen naar het ICG-rapport Van Staalduinen et al. (1977). We zullen hier een korte beschrijving geven van de in de circulaire aangegeven methode.

In de circulaire wordt onderscheid gemaakt tussen grensbepalende geluidbronnen en geluidbronnen die in verband met hun geringe omvang niet als grensbepalend gezien worden. Tot de grensbepalende bronnen behoren ondermeer:

- grotere industrieën en bedrijven;
- wegverkeer van enige omvang;
- railverkeer van enige omvang;
- vliegverkeer;
- bepaalde scheepvaart;
- militaire terreinen.

Daarnaast zijn er bronnen die weggenomen kunnen worden of leiden tot 'geluideilanden' binnen een stiltegebied. Als voorbeelden hiervan worden genoemd:

- kleinere bedrijven;
- luidruchtige recreatie, zoals crossmotoren en -bromfietsen en gemotoriseerde modelvliegtuigen;
- sportschietterreinen;
- radio en tv.

Er wordt in de circulaire benadrukt dat het van de aard en omvang van een bron afhangt tot welke categorie hij gerekend moet worden.

Voor het uitvoeren van een inventarisatie van (potentiële) stiltegebieden worden eerst de grensbepalende bronnen in beschouwing genomen. Voor zover mogelijk wordt de methode uit eerder genoemd ICG-rapport gebruikt om het beschouwde gebied in klassen in te delen. Deze methode geeft aan hoe geluidimmissies globaal geschat kunnen worden aan de hand van enkele betrekkelijk eenvoudig vaststelbare kenmerken van bronnen en afstanden tot bronnen. De immissie wordt beschreven met het L_{etm} en voor luchtvaartterreinen met de maat B in Ke. Op basis van deze maten wordt vastgesteld in welke klasse een plek valt.

Relatief stille gebieden met een oppervlak van meer dan 2 km² komen in aanmerking voor een verdere verkenning. Het wordt hierbij niet aangegeven wanneer gebieden als relatief stil beschouwd moeten worden. Gegeven het feit dat bij de inventarisatie L_{etm} en B gebruikt worden, zou het voor de hand liggen hiervoor grenswaarden in termen van L_{etm} en B vast te stellen. Een probleem daarbij zou wel zijn dat bronnen dan alleen afzonderlijk in beschouwing genomen worden bij het selecteren van relatief stille gebieden en dat niet het totale geluidbeeld, zoals dat door de gezamenlijke bronnen wordt veroorzaakt, als basis genomen wordt. De boven beschreven, eerste selectie van (potentiële) stiltegebieden aan de hand een onderzoek gericht op de grensbepalende bronnen wordt de grove zeef genoemd.

De tweede stap, waarin de bronnen bekeken worden die niet grensbepalend zijn, wordt aangeduid als de fijne zeef. Bij deze stap worden gebieden bezocht die bij de eerste stap geselecteerd zijn en wordt nagegaan welke vaste geluidbronnen daarbinnen voorkomen. Voor deze geluidbronnen wordt het geluidvermogen vastgesteld en eventueel wordt voor karakteristieke punten in de omgeving het L_{Aeq} en het L_{A95} vastgesteld. Als er geen vaste bronnen zijn is een gebied inderdaad een (potentieel) stiltegebied. Als die bronnen er wel blijken te zijn, kan besloten worden de bronnen te verwijderen of 'geluideilanden' te accepteren. In beide gevallen wordt het gebied dus ook beschouwd als (potentieel) stiltegebied. Ook is het mogelijk dat de grenzen van het stiltegebied alsnog anders vastgesteld worden of dat een gebied niet als stiltegebied gekwalificeerd wordt.

De boven geschetste benadering uit de Circulaire stiltegebieden is bedoeld voor de selectie van (potentiële) stiltegebieden. Elementen van deze aanpak kunnen gebruikt worden voor de beschrijving van de kwaliteit van geselecteerde stiltegebieden. Er zijn ons inziens echter een aantal punten waarop de methode aanpassing of uitbreiding behoeft.

- De benadering is bedoeld voor de selectie van (potentieel) stille gebieden, niet voor de evaluatie van de akoestische kwaliteit in zulke gebieden. In verband daarmee is de benadering

- gericht op het vaststellen of aan minimumeisen, zoals een L_{ctm} lager dan 40 dB(A), wordt voldaan. Hier gaat het om de vaststelling van de kwaliteit, ook voor plekken die aan minimumeisen voldoen. Dit betekent dat de kwaliteit ook op grotere afstand van bronnen, bijvoorbeeld buiten hun $L_{\text{ctm}} = 40$ dB(A) contouren, bepaald moet kunnen worden.
- In eerder genoemd ICG-rapport wordt beschreven hoe geluidmissies boven 40 dB(A) globaal geschat kunnen worden aan de hand van enkele betrekkelijk eenvoudig vaststelbare kenmerken van bronnen en afstanden tot bronnen. Met de verdere ontwikkeling en verspreiding van rekenmodellen is deze wat grove benadering nu, zonder dat dit veel extra inspanning zal veroorzaken, te vervangen door nauwkeuriger berekeningen.
 - In het totaal worden 4 verschillende geluidmaten genoemd (L_{Aeq} , L_{ctm} , B en L_{A95}) die, naar we aannemen, voor de periode van een jaar bepaald moeten worden. Hoe de selectie van gebieden precies moet worden uitgevoerd aan de hand van de gegevens die over deze maten verzameld worden, is niet duidelijk aangegeven. Met name is niet duidelijk aangegeven hoe informatie over het L_{Aeq} en L_{A95} in de selectie betrokken wordt en hoe gecombineerde belastingen verdisconteerd worden. Voor de vaststelling van de kwaliteit zal duidelijk aangegeven moeten worden welke maat gebruikt moet worden en hoe de toetsing aan kwaliteitscriteria plaatsvindt, daarbij ook situaties met gecombineerde bronnen meenemend.
 - In de maten die in hoofdzaak gebruikt worden (L_{ctm} en B) is een straffactor voor de nacht verwerkt. Bovendien worden deze maten, naar we aannemen, voor het jaar bepaald. Zoals in paragraaf 4.1 is aangegeven, lijken dit minder gewenste aspecten van maten voor de beoordeling in natuurbeschermingsgebieden. Er zal dus een beschrijving gebruikt moeten worden die in deze opzichten beter voldoet.

Samenvattend is bijstelling op de volgende punten gewenst: vaststelling ook van lagere waarden dan 40 dB(A), gebruik van huidige modellen en software voor berekeningen boven 40 dB(A), en de keuze van een geluidmaat waarmee het totale geluid wordt beschreven zonder nachtstaf en zonder het gunstige effect van stille dagen uit te middelen. Tevens moet de nieuwe methode tot een grotere gelijkheid van beoordelingen door verschillende provincies leiden. De huidige beschrijving laat teveel ruimte voor verschillende toepassing in verschillende provincies.

Met betrekking tot de te gebruiken geluidmaat geven Van Staalduinen et al. (1977) in het ICG-rapport een indicatie voor een alternatief. In het volgende citaat wordt eerst aangegeven dat de beschrijving van de variatie onder invloed van variërend emissie, afstand tot de bron en meteorologische condities een lastig probleem is, vervolgens wordt een mogelijke, alternatieve benadering voorgesteld en tenslotte wordt die verworpen. De gronden waarop deze alternatieve

benadering verworpen wordt zijn ons inziens niet terecht, maar daarop zal na het citaat worden ingegaan.

De betreffende tekst is als volgt: *"Het geluid op een willekeurige plaats wordt als regel veroorzaakt door een aantal geluidbronnen. Sommige daarvan zijn dichtbij en meestal duidelijk herkenbaar. Daarnaast zijn geluiden van relatief veraf gelegen bronnen aanwezig. Deze zijn vaak moeilijk te definiëren en meestal minder sterk dan de geluiden uit de onmiddellijke omgeving. Het geluidniveau van deze mengelmoes van geluiden is sterk wisselend met de tijd. Dit heeft verschillende oorzaken. In de eerste plaats hebben veel geluidbronnen een in sterkte variërende geluidproductie en verandert de afstand van bron tot ontvanger (nabij verkeer, treinen, vliegtuigen enz.). Verder is voor allerlei groepen geluidbronnen het geluidniveau ook over langere perioden aan variatie onderhevig doordat het aantal bronnen dat aan de geluidproductie bijdraagt varieert (wegverkeer, treinen, vliegtuigen, vogels). Tenslotte is de geluidoverdracht onderhevig aan atmosferische invloeden waardoor, ook bij gelijke bronsterkte, het geluidniveau varieert. Dit effect is des te sterker naarmate de afstand groter is.*

Men zou al deze variaties kunnen 'vangen' binnen een algemeen statistische beschrijving van het geluidniveau. Echter, nog afgezien van het relatief grote aantal metingen, gespreid over een statische relevante tijdsperiode, dat hiervoor nodig is, heeft een dergelijk anoniem statistisch beeld ook over de hinderbeoordeling weinig waarde. De subjectieve beoordeling hangt immers nauw samen met de aard en de oorsprong van de geluiden die men waarneemt ("situatie-eigen" en "situatie-vreemd" geluid); bij de beschrijving van de geluidssituatie aan de hand van metingen moet men daarmee terdege rekening houden."

De reden waarom een statistische benadering verworpen wordt is dus dat een onderscheid tussen "situatie-eigen" en "situatie-vreemd" geluid van belang zou zijn. In zoverre als dit punt inderdaad van belang is, geldt dit echter voor alle wijze van karakteriseren, met een statistische benadering of met maten als L_{etm} . Bij de behandeling van de uitgangspunten is aangegeven dat het natuurlijke geluid niet samengenomen moet worden met het door menselijke activiteiten veroorzaakt geluid. Dus, wil een beoordelingsmethode iets zeggen over de effecten op bezoekers, dan zal bij de kwantificatie van het geluid van bovengenoemde vogels niet gecombineerd moeten worden met dat van de eveneens genoemde vliegtuigen, treinen of wegverkeer. Maar dit geldt voor elke maat voor het geluid in milieubeschermingsgebieden.

In de volgende paragraaf zullen we een statistische benadering schetsen. Omdat er geen grond lijkt voor een nachtstraffactor, wordt per etmaal uitgegaan van het L_{Aeq} voor 24 uur. In principe is het streven de variatie van dag tot dag in dit L_{Aeq} onder invloed van wisselende meteorologische omstandigheden en wisselende emissiesituaties te beschrijven met de verdeling van dit L_{Aeq} voor een jaar.

Omdat het met de huidige stand van kennis niet mogelijk is het L_{Aeq} op grote afstanden van de bron en voor elk van de voorkomende meteorologische omstandigheden te bepalen, wordt de verdeling van het zogenaamde invloedsniveau bepaald en wordt de beoordeling op basis hiervan uitgevoerd.

4.3 De voorgestelde benadering

Als uitgangspunt is eerder genomen dat een beoordelingsmethode een indicatie moet opleveren voor de gevolgen voor een bezoeker van het door menselijke activiteiten veroorzaakte geluid. Over het algemeen zal vanaf een bepaalde drempelwaarde met een toename van het $L_{Aeq}(24h)$ de kans dat men natuurlijke rust ervaart afnemen en de kans dat het geluid als storend ervaren wordt toenemen. De classificatie van de akoestische kwaliteit zou in principe kunnen gebeuren aan de hand van de verdeling van $L_{Aeq}(24h)$ -waarden voor een jaar. In het $L_{Aeq}(24h)$ is geen straffactor voor de nacht opgenomen en in de verdeling van deze maat voor een jaar is de variatie van dag tot dag onder invloed van wisselende meteorologische omstandigheden en wisselende emissiesituaties verwerkt. Globaal gesproken wordt de akoestische kwaliteit op een plek gunstiger beoordeeld naarmate daar in een jaar de $L_{Aeq}(24h)$ waarden lager zijn.

Een beoordelingsmaat geeft altijd slechts een samengevat beeld van de te beoordelen situatie, waarbij bepaalde kenmerken van de situatie uit beeld verdwijnen. Onvermijdelijk zijn dit deels ook kenmerken die voor de beoordeling van de situatie een zekere relevantie kunnen hebben. Alvorens op de vaststelling van de verdeling van $L_{Aeq}(24h)$ waarden in te gaan, noemen we drie kenmerken die in de verdeling van $L_{Aeq}(24h)$ waarden niet tot uitdrukking komen.

- In bepaalde gebieden kan het natuurlijk achtergrondgeluid invloed hebben op de reactie van bezoekers op geluid van bijvoorbeeld vliegtuigen of wegverkeer. Om eerder besproken redenen (zie hoofdstuk 2) wordt de mogelijke invloed van natuurlijk achtergrondgeluid echter niet in de beoordelings-methode verwerkt.
- De beoordeling als voorgesteld vindt plaats op basis van een beschrijving van de 'gemiddelde sterkte' van het geluid per etmaal en alle dagen met eenzelfde $L_{Aeq}(24)$ worden als gelijk beschouwd. Echter, per etmaal kunnen ook andere aspecten dan 'gemiddelde sterkte' van belang zijn. We bespreken hier de mate waarin snelle toename in het geluidniveau voorkomen, en bij het volgende punt worden pauzes besproken.

Voor de woonomgeving wordt mede in verband met het belang van andere kenmerken dan de 'gemiddelde sterkte' onderscheid gemaakt tussen verschillende typen geluidbronnen. Echter, uit onderzoek naar hinder in de woonomgeving is bekend dat voor de meeste bronnen het verschil in hinder bij gelijke sterkte bij lagere niveaus steeds kleiner wordt. Daarom is in de beoordelingsmethode het geluid van verschillende bronnen op gelijke wijze beoordeeld. Omdat uit onderzoek in de woonomgeving blijkt dat impulsgeluid en geluid van laagvliegende straaljagers ook bij lage $L_{Aeq}(24h)$ niveaus aanzienlijk hinderlijker gevonden wordt dan ander geluid van gelijke sterkte, kan door de gelijke behandeling het verstorende effect van deze geluiden wat onderschat worden. Bij de mate van onderschatting voor impulsgeluid speelt de afstand tot de bron een rol. Omdat impulsen op grotere afstand afvlakken, zal daar de onderschatting kleiner zijn.

- Als een geluid in een natuurbeschermingsgebied gehoord wordt en de aandacht getrokken heeft, maakt het waarschijnlijk weinig meer uit hoe hard het geluid precies was. Tot op zekere hoogte zal de kans dat de aandacht wordt getrokken toenemen met een toename van het L_{AX} van een gebeurtenis. Maar boven een bepaalde grens zal een gebeurtenis altijd wel de aandacht trekken, en heeft verdere verhoging van het L_{AX} dus geen invloed meer op de kans dat dit gebeurt. Toch heeft verder verhoging wel invloed op het $L_{Aeq}(24h)$ en kan een situatie met weinig zeer luide gebeurtenissen maar daarnaast veel pauzes eenzelfde $L_{Aeq}(24h)$ veroorzaken als een situatie met zeer veel wat minder luide gebeurtenissen. Dit terwijl naar verwachting door het ontbreken van pauzes de laatste situatie storender is.

Het zou naar verwachting beter zijn om geluiden waarvan het L_{AX} een grens overschrijdt te behandelen alsof de L_{AX} waarde gelijk is aan die grens. Veronderstel dat de grens ligt bij 70 dB(A). Dan zouden 10 gebeurtenissen (pauzes van gemiddeld circa 2,5 uur) met een L_{AX} van 79 dB(A) voor een etmaal een waarde van 31 dB(A) opleveren, in plaats van 40 dB(A). Voor 1.000 gebeurtenissen (een gebeurtenis gemiddeld om de circa 1,5 minuut) met een L_{AX} van 59 dB(A) zou daarentegen de waarde voor een etmaal 40 dB(A) blijven.

Omdat dit een complicatie bij de toepassing zou betekenen, wordt bovenstaande suggestie om een bovengrens te hanteren niet in de methode verwerkt. In gevallen waarvoor dit de moeite waard lijkt kan echter wel een bovengrens gehanteerd worden en kan de beoordeling verder op gelijke wijze worden uitgevoerd.

In de rest van deze paragraaf gaan we in op het vaststellen van de verdeling van de $L_{Aeq}(24h)$ waarden. Deze verdeling is niet eenvoudig vast te stellen. Zowel de mogelijkheid om $L_{Aeq}(24h)$ te

meten als de mogelijkheid te berekenen zijn beperkt. Op deze beperkingen zullen we nu eerst kort ingaan. Daarna wordt een alternatieve benadering geschetst.

Omdat in een te beoordelen gebied een groot aantal plekken te onderscheiden zijn, waarvoor voor een groot aantal dagen $L_{Aeq}(24h)$ -waarden moeten worden vastgesteld, is het aantal metingen nodig om de gewenste verdelingen vast te stellen praktisch gezien veel te groot. Bovendien gaat het om betrekkelijk lage niveaus zodat metingen aan bijvoorbeeld geluid van een weg op afstand vaak verstoord zullen worden door natuurlijk geluid.

Berekenen van de $L_{Aeq}(24h)$ waarden lijkt beter uitvoerbaar. Echter, hierbij speelt ook een aantal problemen, waarvan de twee volgende het belangrijkste zijn. De beschikbare transmissiemodellen zijn gevalideerd voor berekeningen over afstanden tot circa 500 m. In de praktijk worden de modellen ook voor grotere afstanden toegepast, tot circa 1 km. Een probleem is dat de geluidbronnen die de kwaliteit in een natuurbeschermingsgebied kunnen beïnvloeden in veel gevallen op nog grotere afstanden liggen. Een tweede probleem heeft te maken met een andere beperking van beschikbare transmissiemodellen. Zij berekenen over het algemeen de immissie bij bepaalde meteorologische omstandigheden, met name bij bepaalde meewindcondities. De correctie die hierop moet worden toegepast om de immissie bij andere meteorologische omstandigheden te krijgen zijn, zeker bij transmissie over grote afstanden, slecht bekend.

Omdat het met de huidige stand van kennis niet mogelijk is de variatie van dag tot dag in het $L_{Aeq}(24h)$ onder invloed van wisselende meteorologische omstandigheden en wisselende emissiesituaties te beschrijven, wordt de verdeling van het zogenaamde invloedniveau bepaald en wordt de beoordeling op basis hiervan uitgevoerd. De constructie van deze verdeling en de beoordeling op grond van die verdeling wordt hieronder in een aantal stappen beschreven.

In een eerste stap wordt beschreven hoe het invloedniveau van een bron bij een bepaalde meteorologische toestand en een bepaalde emissiesituatie wordt vastgesteld. In een tweede stap wordt ingegaan op de variatie in invloedniveau door wisselende meteorologische omstandigheden en in een derde stap op de variatie door wisselende emissiesituaties. Vervolgens wordt in een vierde stap vastgesteld hoe vaak combinaties van een meteorologische toestand en een emissiesituatie voorkomen. Het invloedniveau voor elke combinatie en het gegeven hoe vaak elk van de combinaties in een jaar voorkomt levert de verdeling van invloedniveaus op. In de vierde stap wordt ook beschreven hoe aan de hand van een verdeling van invloedniveaus een beoordeling kan plaatsvinden.

stap 1: het invloedniveau

In deze eerste stap wordt beschreven hoe het invloedniveau bij wind van de bron naar een te beoordelen punt (meewind) wordt vastgesteld.

Voor punten die niet te ver weg liggen en waarvoor het $L_{Aeq}(24h)$ niet te laag is, wordt dit **invloedniveau** gedefinieerd gelijk te zijn aan het $L_{Aeq}(24h)$ bij meewind. Het gaat om punten op minder dan 100 m van de bron en punten tussen 100 m en 1 km van de bron waar het $L_{Aeq}(24h)$ bij meewind niet lager is dan 40 dB(A). Voor het vervolg definiëren we voor deze punten de **invloed G** bij meewind ten gevolge van de bron als $G = \text{antilog } L_{Aeq}(24h)/10$.

Voor de overige punten (tussen 100 m en 1 km van de bron met $L_{Aeq}(24h)$ lager dan 40 dB(A), of op meer dan 1 km van de bron) wordt in het nu volgende beschreven hoe het invloedniveau bij meewind wordt bepaald. De twee volgende stappen zijn daarbij te onderscheiden. Eerst wordt een fictieve emissie Q voor de bron berekend uit een $L_{Aeq}(24h)$ bij meewind ergens op de rechte lijn tussen bron en te beoordelen punt. Vervolgens wordt met een zogenaamde invloedfunctie het invloedniveau berekend uit de fictieve emissie en de afstand tot de bron.

Duiden we het $L_{Aeq}(24h)$ waaruit een fictieve emissie wordt berekend aan met X en de afstand op de rechte lijn tussen bron en te beoordelen punt waar deze waarde wordt bereikt met s , dan wordt Q afgeleid uit de volgende vergelijking (zie figuur 3):

$$10^{X/10} = f(Q,s), \quad [1]$$

waarin dus f de invloedfunctie voor meewindcondities is.

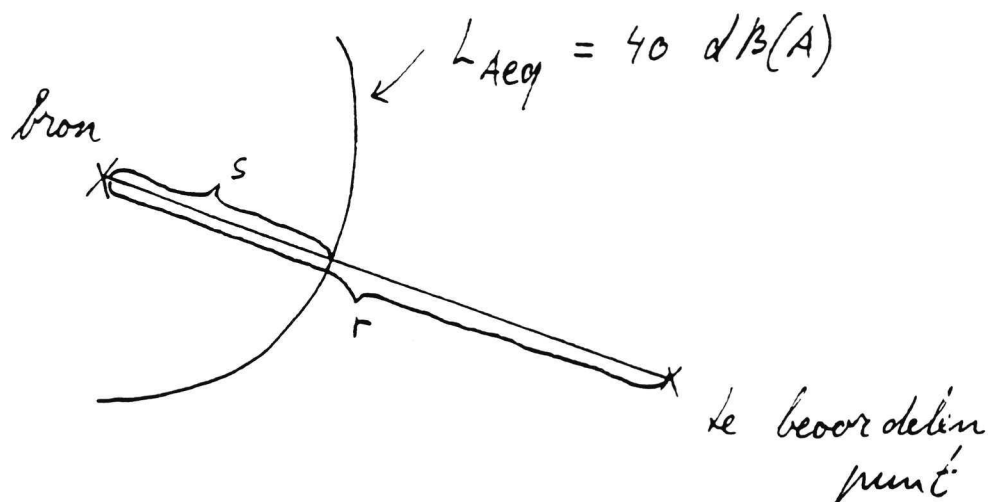
Welk $L_{Aeq}(24h)$ genomen wordt als uitgangspunt voor de berekening van de fictieve emissie, hangt af van de ligging van de $L_{Aeq}(24h) = 40$ dB(A) contour. Snijdt deze contour de rechte lijn door bron en te beoordelen punt op een afstand tussen 100 m en 1 km, dan nemen we het $L_{Aeq}(24h)$ op dit snijpunt, 40 dB(A) dus, als uitgangspunt voor de berekening van de fictieve emissie. Als de $L_{Aeq}(24h) = 40$ dB(A) contour genoemde lijn op minder dan 100 m van de bron snijdt, dan nemen we de L_{Aeq} waarde op 100 m van de bron langs genoemde lijn als uitgangspunt. Als de $L_{Aeq}(24h) = 40$ dB(A) contour genoemde lijn op meer dan 1 km van de bron snijdt, dan nemen we de L_{Aeq} waarde op 1 km van de bron langs genoemde lijn als uitgangspunt.

De invloed G van de geluidbron bij meewind, tegenwind, of een anderszins gedefinieerde weerstoestand wordt beschreven als een functie van fictieve emissie Q van de geluidbron en de afstand r tussen geluidbron en te beoordelen punt:

$$G = f(Q,r), \quad [2]$$

waarin f de invloedfunctie is voor meewind, tegenwind, of een anderszins gedefinieerde weerstoestand.

Figuur 3 Illustratie bij de berekening van de fictieve emissie van een bron met $X = 40$ dB(A).



De invulling van invloedfunctie f zal impliciet ingegeven worden door kennis over geluidtransmissie en kan per type bron (vaste puntbron zoals een bedrijf, beperkt aantal passages over de grond van bijvoorbeeld treinen, lijnbron zoals snelwegverkeer, vliegverkeer) verschillend zijn. Omdat de transmissie van geluid naar de onderhavige punten niet voldoende betrouwbaar kan worden vastgesteld, is er onvoldoende basis om met betrekking tot f van een geluidtransmissiefunctie te spreken. Welke invloedfuncties daadwerkelijk in de beoordelingsmethode gebruikt moeten worden, wordt hier niet precies vastgelegd.

Voor een etmaal wordt het totale invloedniveau op een punt ten gevolge van de aanwezige bronnen gedefinieerd als:

$$Z = 10 \log \sum_i G_i, \quad [3]$$

waarin i een index is voor de aanwezige geluidbronnen en G_i de invloed per geluidbron weergeeft. Het zal duidelijk zijn dat Z gelijk is aan het totale $L_{Aeq}(24h)$ als de invloedfuncties de feitelijke geluidoverdracht beschrijven en het $L_{Aeq}(24h)$ rond de bron met diezelfde functie wordt bepaald. Voorlopig echter zal f wel worden ingevuld op basis van kennis over geluidtransmissie, maar wordt het aangeduid als invloedfunctie omdat het niet de pretentie heeft de transmissie van geluid te beschrijven.

Alleen om bovenstaande bepaling van het invloedniveau te illustreren, nemen we voor een puntbron de eenvoudigst denkbare invulling van de invloedfunctie

$$f(Q, r) = Q/r^2.$$

Dan is volgens [1] en [2] de fictieve emissie van de bron

$$Q = 10^4 s^2,$$

en wordt volgens [2] en [3] het invloedniveau ten gevolge van de bron gegeven door

$$Z = 40 + 20 \log (s/r).$$

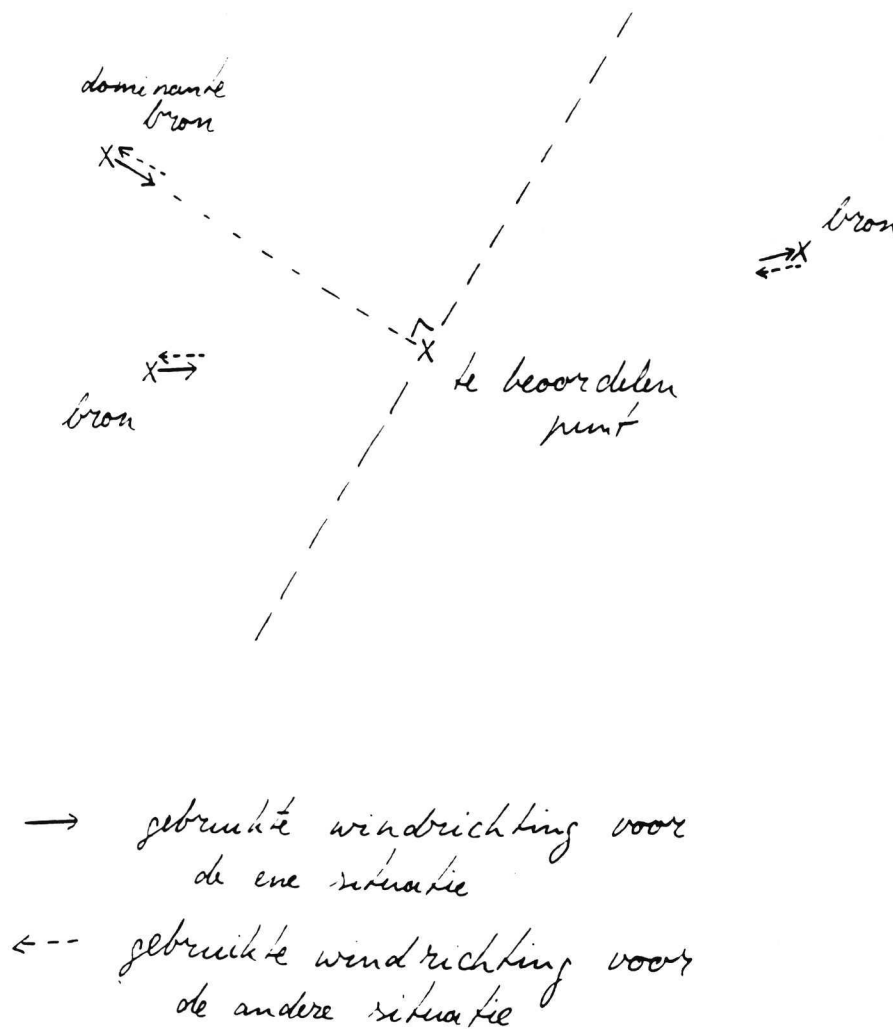
Uiteraard zullen in de werkelijk te gebruiken invulling voor f meer factoren dan alleen de afstand tot de bron worden opgenomen, bijvoorbeeld ook de luchtdemping zal verdisconteerd worden. Welke invloedfuncties daadwerkelijk in de beoordelingsmethode gebruikt moeten worden, wordt niet in dit rapport vastgelegd.

stap 2: de windrichting en de verdeling van totale invloedniveaus

De geluidbelasting kan vooral op grotere afstanden van bronnen op verschillende dagen verschillend kan zijn onder invloed van de windrichting. Om variatie in belasting onder invloed van de windrichting in de methode te verwerken, wordt het totale invloedniveau per te beoordelen punt voor verschillende windsituaties bepaald. Het aantal te onderscheiden situaties kan bepaald worden na een afweging tussen enerzijds de extra nauwkeurigheid die verkregen wordt door meer windsituaties te onderscheiden, en anderzijds de extra inspanning die toepassen van de methode daardoor zal vereisen. Het aantal te onderscheiden situaties wordt hier niet vastgelegd. We zullen hier een betrekkelijk eenvoudige, maar daardoor wat grove benadering beschrijven waarbij twee situaties worden onderscheiden. Op vergelijkbare wijze kan met een onderscheid in meer windsituaties gewerkt worden. Ook kunnen bij de definitie van te onderscheiden situaties andere meteorologische condities dan windrichting een rol spelen.

In de ene, hier onderscheiden situatie wordt voor alle bronnen aan de kant van de dominante bron wind van de bron naar het te beoordelen punt verondersteld, en voor de bronnen aan de andere kant wordt wind van het te beoordelen punt naar de bron aangenomen (zie figuur 4). Voor de andere situatie is dit precies omgekeerd. Daarin wordt voor alle bronnen aan de kant van de dominante bron wind van het te beoordelen punt naar de bron verondersteld en voor de bronnen aan de andere kant wind van de bron naar het te beoordelen punt. De voor deze situatie bepaalde invloedniveaus worden aangeduid als Z_{hoog} en Z_{laag} . Hieruit wordt een verdeling geconstrueerd door aan te nemen dat Z_{hoog} en Z_{laag} en alle tussenliggende niveaus even vaak voorkomen. Dus, als $Z_{\text{hoog}} = 39$ dB(A) en $Z_{\text{laag}} = 30$ dB(A) dan wordt, met invloedniveaus op hele waarden afgerond, aangenomen dat de totale invloedniveaus van 30 - 39 dB(A) elk gedurende 1/10 van het jaar voorkomen. Dus, meer in het algemeen, een invloedniveau tussen Z_{hoog} en Z_{laag} met inbegrip van de uiteinden komt gedurende $100/(1+Z_{\text{hoog}}-Z_{\text{laag}})$ procent van de tijd in het jaar voor. In het nu volgende wordt de bepaling van Z_{hoog} en Z_{laag} in meer detail toegelicht.

Figuur 4 Illustratie bij de vaststelling van de dominante bron en de berekening van het totale invloedniveau bij twee windcondities.



Eerst wordt volgens bij stap 1 uiteengezette aanpak per bron voor een te beoordelen punt O de invloed G bepaald. Dit gebeurt een keer voor meewind en een keer voor wind in de tegenovergestelde richting. Zodoende resulteren per bron twee invloedswaarden, G_{\rightarrow} en G_{\leftarrow} . Om beide waarden te bepalen is het nodig dat $L_{Aeq}(24h)$ waarden met mee- en met tegenwind vastgesteld kunnen worden, en er zijn per type bron twee invloedfuncties nodig, één voor mee- en één voor tegenwind.

Vervolgens wordt vastgesteld wat van alle aanwezige bronnen voor punt O de dominante geluidbron is. Hiertoe worden de invloedwaarden G_{\rightarrow} bepaald voor meewind vergeleken. De bron waarvoor deze meewind waarde het hoogst is, wordt voor punt O dominant genoemd. Uitgaande van de ligging van deze dominante bron ten opzicht van te beoordelen punt O worden twee totale invloedniveaus bepaald volgens [3]. In het ene geval wordt G_{\rightarrow} genomen voor de bronnen die 'aan dezelfde kant' van O liggen als de dominante bron en G_{\leftarrow} voor de bronnen 'aan de andere kant'. In het ander geval wordt G_{\leftarrow} genomen voor de bronnen die 'aan dezelfde kant' van O liggen als de dominante bron en G_{\rightarrow} voor de bronnen 'aan de andere kant'. Het hoogste niveau dat resulteert duiden we aan als Z_{hoog} , de laagste als Z_{laag} . Dus, als U een indexverzameling is voor de bronnen aan de kant van de dominante bron, en V is een indexverzameling voor de bronnen aan de andere kant van B, dan zal meestal

$$Z_{\text{hoog}} = 10 \log (\sum_{i \in U} G_{\rightarrow,i} + \sum_{i \in V} G_{\leftarrow,i}),$$

en

$$Z_{\text{laag}} = 10 \log (\sum_{i \in U} G_{\leftarrow,i} + \sum_{i \in V} G_{\rightarrow,i}).$$

Uit Z_{hoog} en Z_{laag} wordt een verdeling geconstrueerd, bijvoorbeeld door aan te nemen dat Z_{hoog} en Z_{laag} en alle tussenliggende niveaus even vaak voorkomen. Ten behoeve van de beschrijving van de volgende stappen, met name stap 4, zal deze aanname gebruikt worden.

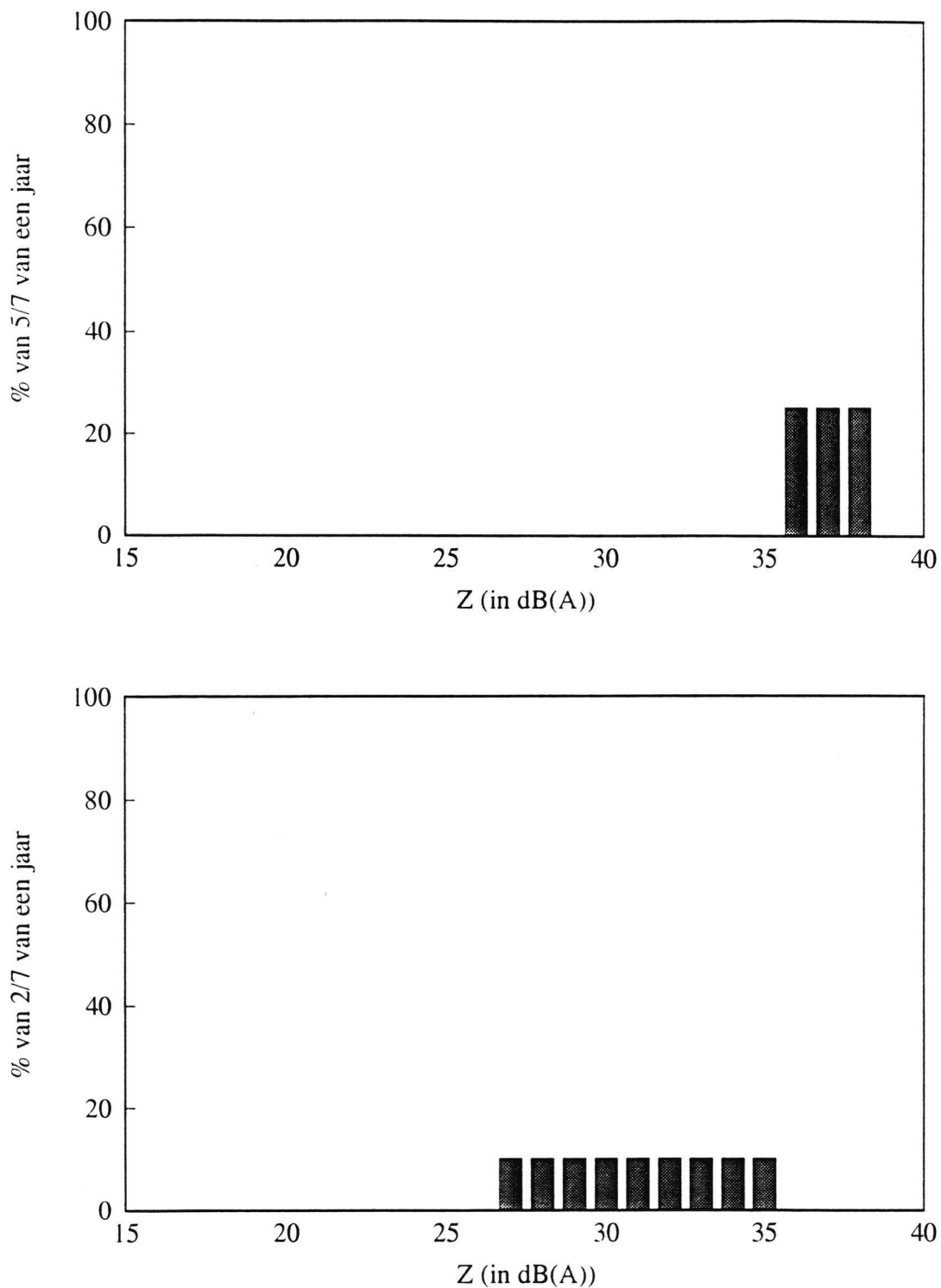
stap 3: het emissiepatroon en de verdeling van totale invoedniveaus

In het voorgaande is nog niet verwerkt dat de emissie van bronnen op verschillende dagen verschillend kan zijn. Voor bijvoorbeeld een snelweg kan gesteld worden dat de emissie niet wezenlijk varieert van dag tot dag. Andere bronnen, zoals bepaalde bedrijven of militaire oefenterreinen, zijn op bepaalde dagen actief, maar veroorzaken op andere dagen in het geheel geen geluid. Als er mobiele bronnen zijn kan het emissiepatroon van dag tot dag zeer variabel zijn doordat een bron telkens op een andere plek actief kan zijn. In het geval van mobiele bronnen zullen simplificerende aannames gemaakt moeten worden over wanneer de bronnen waar actief zijn.

Om eventuele variatie in emissie in de methode te verwerken, wordt geïnventariseerd welke combinaties van emissies voorkomen. Bijvoorbeeld, voor een situatie met een snelweg en een bedrijf dat alleen doordeweeks werkt zijn er twee emissiesituaties: gedurende 2/7 van de dagen veroorzaakt alleen de snelweg geluid en gedurende 5/7 van de dagen veroorzaken zowel de snelweg als het bedrijf geluid. Voor elke emissiesituatie worden op boven beschreven wijze Z_{hoog} en Z_{laag} en de bijbehorende verdeling vastgesteld. Als in het weekeinde $Z_{\text{hoog}} = 36 \text{ dB(A)}$ en $Z_{\text{laag}} =$

27 dB(A) en doordeweeks $Z_{100g} = 39$ dB(A) en $Z_{laag} = 36$ dB(A), dan levert dit bijvoorbeeld verdelingen van Z zoals weergegeven in figuur 5.

Figuur 5 Illustratie bij het voorbeeld in de tekst. Voor doordeweekse dagen (boven) en dagen in het weekeinde (onder) per totaal invloedniveau het percentage van de tijd dat dit voorkomt.



stap 4: de verdeling van totale invloedniveaus

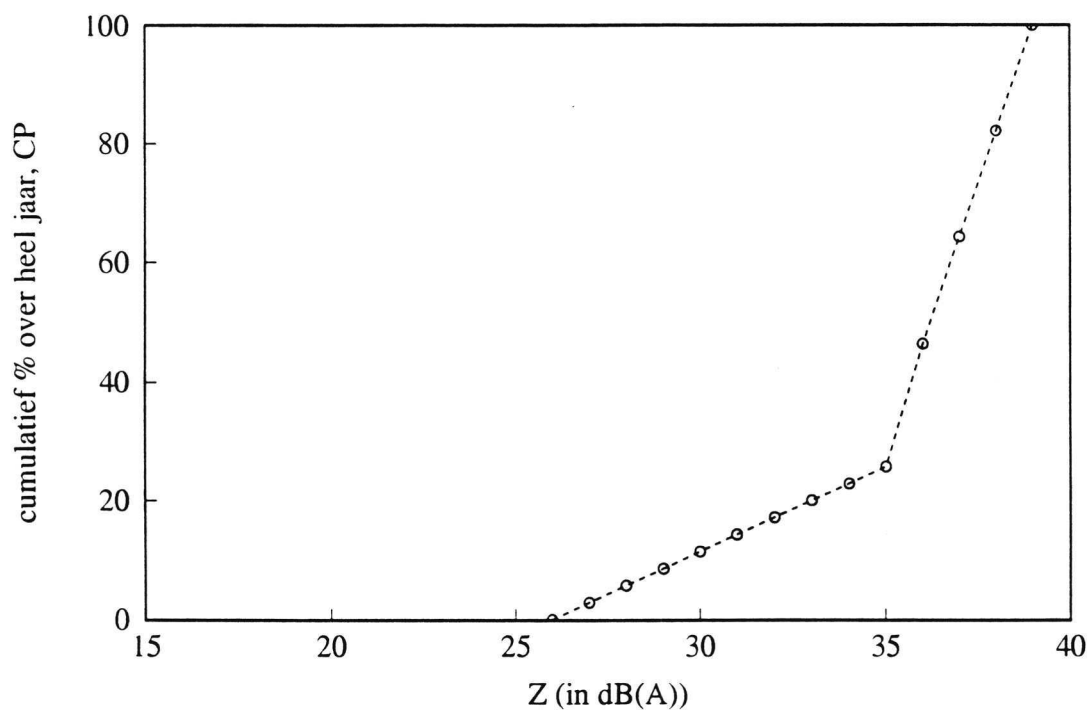
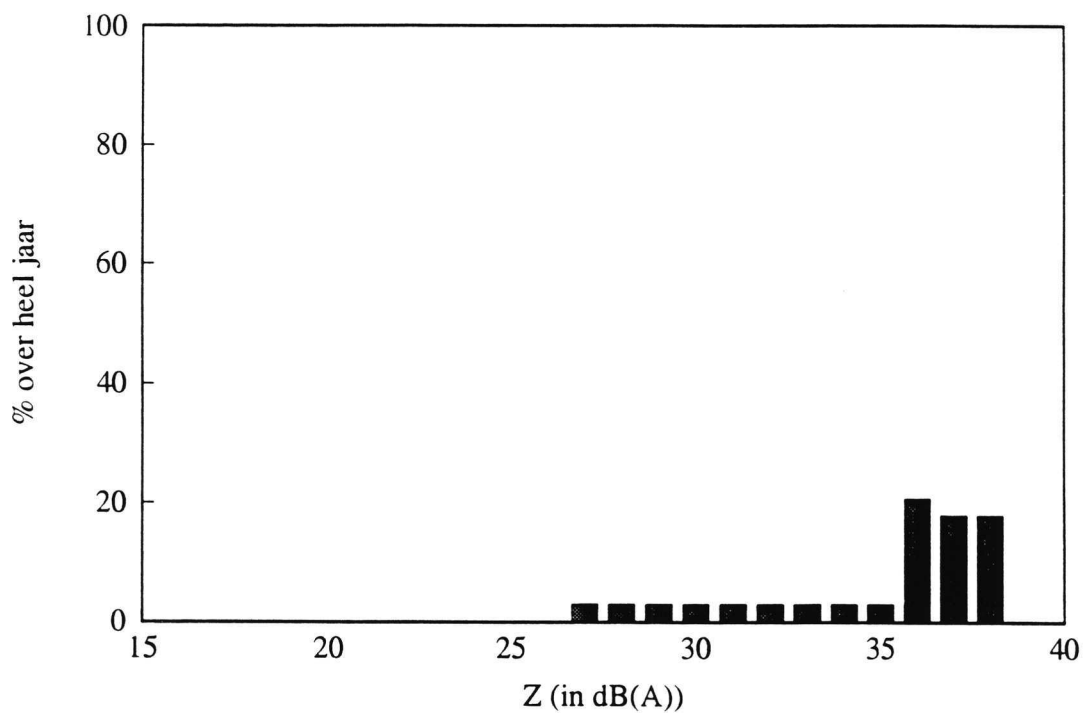
Voor het vaststellen van de uiteindelijke verdeling van totale invloedniveaus Z wordt onafhankelijkheid verondersteld tussen variatie in emissiepatroon en variatie in windrichting. Indien het van belang lijkt om een bepaalde samenhang aan te nemen, bijvoorbeeld als een naburige start of landingsbaan een belangrijke bron is, kan het onderstaande op voor de hand liggende wijze aangepast worden.

Om de uiteindelijk verdeling te beschrijven worden de invloedniveaus afgerond op hele waarden en duiden we het percentage van de tijd dat bijvoorbeeld 35 dB(A) voorkomt bij emissie situatie j aan met $P(30;j)$. Als voor een emissiesituatie Z_{hoog} en Z_{laag} gevonden zijn, dan volgt uit de beschrijving in stap 2 dat $P(30;j) = 100/(1+Z_{\text{hoog}}-Z_{\text{laag}})$, tenzij 35 kleiner is dan Z_{laag} of groter dan Z_{hoog} . In dat geval $P(35;j) = 0$. De proportie van de tijd dat emissiesituatie j voorkomt wordt met $p(j)$ aangeduid. Het percentage van de tijd dat het totale invloedniveau gelijk is aan 35 is dan $\sum_j p(j)P(35;j)$. Voor het eerdere voorbeeld met een snelweg en een bedrijf dat alleen doordeweeks werkt is de verdeling links in figuur 6 weergegeven. Dit is dus een eenvoudige combinatie van beide verdelingen voor dat voorbeeld, die in figuur 5 gegeven waren. Het percentage van de tijd dat het totale invloedniveau kleiner of gelijk is aan 35 is $CP(35) = \sum_{Z \leq 35} \sum_j p(j)P(Z;j)$. De grafiek met het percentage van de tijd dat het totaal invloedniveau kleiner of gelijk aan een bepaalde waarde is, duiden we aan als 'CP-grafiek'. Voor genoemd voorbeeld is de CP-grafiek rechts in figuur 6 gegeven.

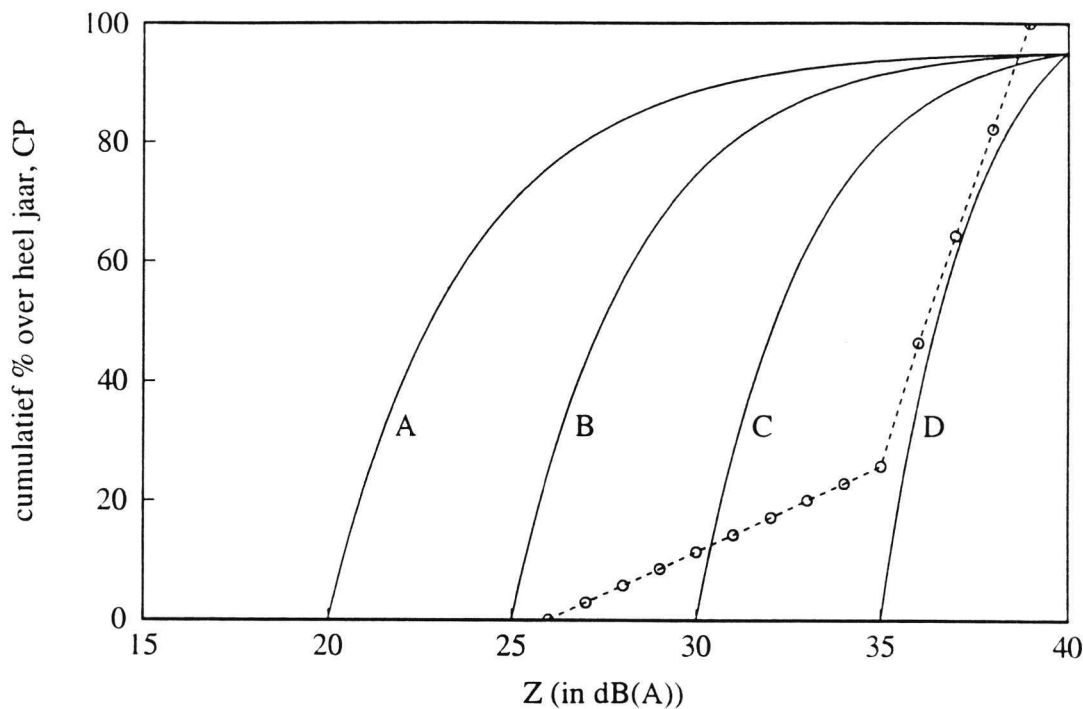
beoordeling

Het geluid op een plek in een milieubeschermingsgebied kan worden beoordeeld door vast te stellen of de CP-grafiek voor die plek boven een referentie-curve ligt. Een voorbeeld van mogelijke referentiecurven is gegeven in figuur 7. Als een de CP-grafiek nog juist boven de curve met label B ligt, wordt de kwaliteit op dat punt aangeduid als kwaliteit B. Referentiecurve A kan de rol hebben van een streefwaarde: er wordt gestreefd naar een grafiek die geheel boven curve A ligt. Aan de andere kant kan curve D de rol vervullen van een maximum toelaatbare waarde: als de CP-grafiek geheel of gedeeltelijk onder curve D ligt is de akoestische kwaliteit onvoldoende om een speciale status te rechtvaardigen.

Figuur 6 Illustratie bij het voorbeeld in de tekst. Het percentage van de tijd dat het totaal invloedniveau een bepaalde waarde heeft (boven) of kleiner of gelijk dan een bepaalde waarde is (onder). De laatste grafiek van cumulatieve percentages duiden we aan als CP-grafiek.



Figuur 7 De beoordeling van twee situaties door vergelijking van hun CP-grafieken (gestippeld) door vergelijking met referentiecurven A, B, C en D.



discussie

De uiteengezette benadering bevat een aantal verfijningen of verbeteringen ten opzichte van de nu beschikbare benadering in de Circulaire stiltegebieden. Zo voorziet de voorgestelde benadering ook in de vaststelling van waarden lager dan 40 dB(A). Verder kan de voorgestelde benadering (invloedfuncties) worden ingevuld op basis van de huidige kennis over geluidtransmissie, er wordt één beoordelingscriterium beschreven in plaats van diverse maten waarvoor niet duidelijk is hoe ze in een beoordeling betrokken moeten worden, er wordt geen voor milieubeschermings gebieden moeilijk verdedigbare nachtstraf gebruikt en het gunstige effect van stille dagen wordt niet uitgemiddeld. Het is ook duidelijk dat de benadering nog een aantal beperkingen heeft, waarvan de belangrijkste eerder in deze paragraaf zijn genoemd. Naar onze inschatting zou de winst van nog verdergaande verfijningen in het algemeen niet opwegen tegen de extra inspanning die dit bij de toepassing met zich mee zou brengen. Een nadere uitwerking is echter nog wel noodzakelijk om de benadering verder te specificeren tot een in de praktijk te gebruiken methode. Aanbevolen wordt een dergelijke methode in een aantal proefgebieden toe te passen en de validiteit te onderzoeken door daaraan gekoppeld met vragenlijsten onderzoek naar de beoordeling van het geluid door bezoekers te verrichten.

LITERATUUR

ANDERSON GS, HORONJEFF RD, MENGE CW, et al. Dose-response relations derived from data collected at Grand Canyon, Haleakala and Hawaii Volcanoes national parks. Lexington (Mass.): Harris Miller Miller & Hanson, 1993. HMMH Report no. 290940.14, NPOA Report no. 93-6.

DONGEN JEF van. Belevingsonderzoek naar geluidhinder in de omgeving van de 25 mm schietbaan bij Marnewaard (Lauwersmeer). Leiden: NIPG-TNO, 1991. NIPG rapport no. 91.011.

FIDELL S, SILVATI L, PEARSONS KS. Acoustic measurement of sonic booms and ambient sound levels in the Sellway-Bitterroot Wilderness area. Canoga Park CA: BBN Systems and Technology, 1990. BBN Report no. 7196, NPOA Report no. 90-2.

FIDELL S, SILVATI L, TABACHNICK B, et al. Short term effects of aircraft overflights on outdoor recreationists in three wildernesses. Canoga Park CA: BBN Systems and Technology, 1992. BBN Report no. 7502, NPOA Report no. 91-2.

FIELDS JM. Wilderness aircraft overflight study: review of visitor reaction studies in final report. Washington DC: NN, 1993.

FIELDS JM. An evaluation of reports on surveys of reactions to aircraft overflights in national park service areas. Washington DC: NN, 1994.

HARTMANN L, HARRISON RT, MAKEL W. Potential impacts of aircraft overflights of national forest system wildernesses; report to Congress. Washington DC: Forest Service, Department of Agriculture, 1992.

MIEDEMA HME, BERG R van den. Hinder door geluid van tram- en wegverkeer. Den Haag: Ministerie VROM, 1985. Geluidreeks GA-HR-08-04.

SNEDDON M, SILVATI L, PEARSONS KS, FIDELL S. Measurement and analysis of the indigenous sound environment of coniferous forests. Canoga Park CA: BBN Systems and Technology, 1991. BBN Report no. 7210, NPOA Report no. 91-1.

STAATS HJ. Geluidhinder bij openluchtrecreatie in de omgeving van Schiphol. Leiden: Werkgroep Energie- & Milieuonderzoek, FSW, RU Leiden, 1991. Rapport E&M/R-91/18.

TABACHNICK B, FIDELL S, SILVATI L. Intermediate term effects of aircraft overflights on outdoor recreationists in twelve wildernesses. Canoga Park CA: BBN Systems and Technology, 1991. BBN Report no. 7503.

TABACHNICK B, HOWE R, FIDELL S. Estimation of aircraft overflight exposure in national parks and forest service wildernesses. Canoga Park CA: BBN Systems and Technology, 1992. BBN Report no. 7259, NPOA Report no. 92-1.

Reprografie: TNO-PG
Projectnummer: 5492