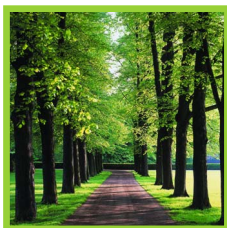
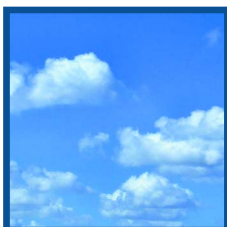


Geluidsniveaus veroorzaakt door wegverkeer in Vlaanderen

Update 2009



Studie uitgevoerd in opdracht van
MIRA, Milieurapport Vlaanderen

Onderzoeksrapport

MIRA/2010/06, oktober 2010

Eindverslag Geluidsniveaus veroorzaakt door wegverkeer in Vlaanderen: Update 2009

D. Botteldooren, T. Van Renterghem, J. Van Renterghem

Universiteit Gent
Vakgroep Informatietechnologie
Onderzoeksgroep Akoestiek

**Studie uitgevoerd in opdracht van MIRA,
Milieurapport Vlaanderen**

MIRA/2010/06

oktober 2010



Dit rapport verschijnt in de reeks MIRA Ondersteunend Onderzoek van de Vlaamse Milieumaatschappij. Deze reeks bevat resultaten van onderzoek gericht op de wetenschappelijke onderbouwing van het Milieurapport Vlaanderen.

Dit rapport is ook beschikbaar via www.milieurapport.be.

Contactadres:

Vlaamse Milieumaatschappij
Milieurapportering (MIRA)
Van Benedenlaan 34
2800 Mechelen
tel. 015 45 14 61
mira@vmm.be

Wijze van citeren:

Botteldooren D., Van Renterghem T. & Van Renterghem J. (2010), Geluidsniveaus veroorzaakt door wegverkeer in Vlaanderen: Update 2009, studie uitgevoerd in opdracht van de Vlaamse Milieumaatschappij, MIRA, MIRA/2010/06, INTEC - UGent

Woord vooraf

Onderliggend verslag voegt de resultaten van een meetcampagne uitgevoerd in 2009 toe aan twee voorgaande studies. We hebben ervoor geopteerd om dit verslag in dezelfde vorm te gieten als in 2001 met herhaling van de vroegere bevindingen en methodologische beschouwingen eerder dan als een aanvullend rapport. Zo blijft de essentie van deze historische meetreeks in een rapport gebundeld.

Inhoudstafel

Woord vooraf	2
Inhoudstafel	3
Inhoudstafel figuren	4
Inhoudstafel tabellen	6
Samenvatting	7
Summary	8
Inleiding	9
Algemene methodologie	11
De steekproef	12
Representativiteit van de steekproef	12
Representativiteit na selecties	12
Grootte van de steekproef en de selecties	14
De waarneming	15
Geluidsmetingen.....	15
Andere te observeren factoren	17
Analyse van methodologische onzekerheden en fouten	17
De meetdag	17
Het meettijdstip en correctie	19
Beperkingen m.b.t. het weer	19
Samenvatting onzekerheid	21
Samenvatting onzekerheid op verandering tussen twee opeenvolgende meetcampagnes	21
Resultaten	21
Overzicht van veranderingen.....	21
Alle geluid	23
Wegverkeersgeluid	27
Verkeersintensiteit	29
Wegverkeer op niet-gewestwegen	32
Prevalentie van stille zijdes in Vlaanderen	33
Vergelijking met modellen	35
Besluiten	40
Referenties	42
Appendix A. Meetrapport	43
Appendix B: ligging van de meetpunten	44
Appendix C. Vergelijking alle voor en achterzijde metingen	45

Inhoudstafel figuren

Figuur 1. Distributie van de verkeersintensiteit [voertuigen/uur] 1996; (alle) steekproef, (weg) na selectie van metingen zonder verstorend geluid, (lokaal) na bijkomende eliminatie van metingen langs gewestwegen of waar geluid van een gewestweg duidelijk hoorbaar is.	13
Figuur 2. Distributie van de verkeersintensiteit [voertuigen/uur] 2001; (alle) steekproef, (weg) na selectie van metingen zonder verstorend geluid, (lokaal) na bijkomende eliminatie van metingen langs gewestwegen of waar geluid van een gewestweg duidelijk hoorbaar is.	13
Figuur 3. Distributie van de verkeersintensiteit [voertuigen/uur] 2009; (alle) steekproef, (weg) na selectie van metingen zonder verstorend geluid, (lokaal) na bijkomende eliminatie van metingen langs gewestwegen of waar geluid van een gewestweg duidelijk hoorbaar is.	13
Figuur 4. Gemiddelde, standaardfout (blokjes) en spreiding (verticale lijn) op $10\log(\text{verkeersintensiteit})$ voor de steekproef en de verschillende selecties tijdens de drie meetcampagnes.	14
Figuur 5. Standaardafwijking tussen de twee observaties in functie van het gemeten geluidsdrukkniveau (L_{Aeq}).	16
Figuur 6. Aantal observaties uitgevoerd per week in de drie campagnes.	18
Figuur 7. Aantal observatie op verschillende dagen van de week.	18
Figuur 8. Correctie op het gemeten geluidsdrukkniveau gebruikt om de dagfluctuatie in verkeersintensiteit in rekening te brengen. De Gaussiaanse spreiding op de tellingen (eveneens omgezet in dB) is aangeduid.	19
Figuur 9. Gemeten geluidsniveaus bij verschillende windsterktes met 95 % betrouwbaarheidsinterval.	20
Figuur 10. Gemeten geluidsniveaus bij verschillende weersomstandigheden met 95 % betrouwbaarheidsinterval.	20
Figuur 11. Blootstelling aan geluid (L_{Aeq}) ter hoogte van de gevel overdag.	23
Figuur 12. Distributie van de verandering (L_{Aeq}) in de blootstelling aan geluid ter hoogte van de gevel overdag: (a) tussen 1996 en 2001; (b) tussen 2001 en 2009.	24
Figuur 13. Stillere periodes in blootstelling aan geluid (L_{A95}) ter hoogte van de gevel overdag.	25
Figuur 14. Distributie van de verandering (L_{A95}) in de blootstelling aan geluid ter hoogte van de gevel overdag: (a) tussen 1996 en 2001; (b) tussen 2001 en 2009.	25
Figuur 15. Luidere periodes in blootstelling aan geluid (L_{A5}) ter hoogte van de gevel overdag.	26
Figuur 16. Distributie van de verandering (L_{A5}) in de blootstelling aan geluid ter hoogte van de gevel overdag: (a) tussen 1996 en 2001; (b) tussen 2001 en 2009.	27
Figuur 17. Blootstelling aan geluid van wegverkeer (L_{Aeq}) ter hoogte van de gevel overdag.	28
Figuur 18. Blootstelling aan geluid van wegverkeer (L_{Aeq}) ter hoogte van de gevel overdag, inclusief correctie voor het meetuur.	28
Figuur 19. Distributie van de verandering (L_{Aeq}) in de blootstelling aan geluid van wegverkeer ter hoogte van de gevel overdag: (a) tussen 1996 en 2001; (b) tussen 2001 en 2009.	29
Figuur 20. Distributie van de inwoners van Vlaanderen over wegen met verschillende verkeersintensiteit (in dB).	30
Figuur 21. Distributie van de inwoners van Vlaanderen over wegen met verschillende verkeersintensiteit (in dB), inclusief correctie voor meettijdstip.	30
Figuur 22. Distributie van de verandering in $10\log(\text{verkeersintensiteit})$ met en zonder correctie voor het meettijdstip: (a) tussen 1996 en 2001; (b) tussen 2001 en 2009.	31
Figuur 23. Percentage vrachtwagens in de verkeersstroom in functie van de verkeersintensiteit.	32
Figuur 24. Blootstelling aan geluid van wegverkeer op niet-gewestwegen (L_{Aeq}) ter hoogte van de gevel overdag, percentages ten opzichte van dat deel van de bevolking dat niet blootgesteld is aan geluid van gewestwegverkeer.	32
Figuur 25. Verloop van het totaal A-gewogen geluidsdrukkniveau (per seconde) op 3 geselecteerde meetpunten gedurende de meetperiode (LINKERKOLOM). In de RECHTERKOLOM is het overeenkomstig spectrum weergegeven. De horizontale lijnen tonen hier het totaal A-gewogen equivalente geluidsdrukkniveau gedurende de 20-minuten durende meetperiode. (rood=voorzijde, groen=achterzijde).	34
Figuur 26. Histogram dat het verschil in totaal A-gewogen equivalent geluidsdruk tussen voor en achterzijde toont op basis van de 38 steekproefmetingen.	35
Figuur 27. Vergelijking van voorspelling van de blootstelling aan wegverkeersgeluid in MIRA-S 2000 met gemeten distributie.	36
Figuur 28. Vergelijking van voorspelling van de blootstelling van de bevolking in Vlaanderen aan wegverkeersgeluid voor 2010 in MIRA-S 2000 met gemeten distributie in 2009.	36

Figuur 29. Vergelijking van de berekende blootstelling van de bevolking in Vlaanderen aan wegverkeersgeluid tijdens opeenvolgende MIRA-T met de meetresultaten: (a) 1996, (b) 2001, (c) 2007 voor berekening en 2009 voor meting.....	38
Figuur 30. Berekend (MIRA-T model) en gemeten percentage van de inwoners van Vlaanderen blootgesteld aan geluidsdruk niveaus overdag aan de gevel hoger dan respectievelijk 65, 70 en 75 dBA.	39
Figuur 31. Berekend aantal potentieel ernstig gehinderden door geluid van wegverkeer op basis van immissiemetingen in 1996, 2001 en 2009 vergeleken met de gerapporteerde ernstige tot extreme hinder door straatverkeer uit de SLO enquêtes.	40
Figuur 32. Verloop van het totaal A-gewogen geluidsdruk niveau (per seconde) op de 38 meetpunten (rood=voorzijde, groen=achterzijde) gedurende de meetperiode	45
Figuur 33. Verloop van het totaal A-gewogen geluidsdruk niveau (per seconde) op de 38 meetpunten (rood=voorzijde, groen=achterzijde) gedurende de meetperiode	46
Figuur 34. Spectra op de 38 meetpunten (rood=voorzijde, groen=achterzijde). De horizontale lijnen tonen het totaal A-gewogen equivalente geluidsdruk niveau gedurende de 20-minuten durende meetperiode.....	47
Figuur 35. Spectra op de 38 meetpunten (rood=voorzijde, groen=achterzijde). De horizontale lijnen tonen het totaal A-gewogen equivalente geluidsdruk niveau gedurende de 20-minuten durende meetperiode.....	48

Inhoudstafel tabellen

Tabel 1. Aantal observaties in verschillende deelselecties van de steekproef voor vergelijking van 1996 met 2001.....	15
Tabel 2. Aantal observaties in verschillende deelselecties van de steekproef voor vergelijking van 2001 en 2009.....	15
Tabel 3. Gemiddelde van de standaardafwijking (het verschil) tussen twee opeenvolgende metingen van 10 minuten (L_{Aeq}) voor de steekproef en twee selecties	16
Tabel 4. Verschillen vastgesteld bij verschillende observaties in 3 geselecteerde meetpunten in 2001.	19
Tabel 5. Aantal waarnemingen bij verschillende weersomstandigheden, vergelijking tussen de drie meetcampagnes	21
Tabel 6. Overzicht van de gemiddelde veranderingen tussen 1996 en 2001.....	22
Tabel 7. Overzicht van de gemiddelde veranderingen tussen 2001 en 2009.....	22
Tabel 8. Percentage van de bevolking in Vlaanderen blootgesteld aan geluidsniveaus (L_{Aeq}) hoger dan 65 dB(A) ter hoogte van de gevel overdag.	23
Tabel 9. Berekend aantal potentieel ernstig gehinderden door geluid van wegverkeer op basis van immisiemetingen in 1996, 2001 en 2009.....	39

Samenvatting

Blootstelling aan geluid van wegverkeer is de belangrijkste oorzaak van geluidshinder in Vlaanderen en trouwens ook in het grootste deel van de gemotoriseerde wereld. Daarom is een tiental jaar geleden beslist om de blootstelling aan wegverkeersgeluid als een van de blootstellingsindicatoren in opeenvolgende MIRA op te nemen. De blootstelling aan wegverkeersgeluid kan berekend worden op basis van verkeersgegevens, informatie over het wegdek, schermen, voertuigen, enz., maar een aantal bijdragen worden hierbij typisch verwaarloosd: de trends in daadwerkelijke geluidsemisatie van de voertuigen, lokale herinrichting van de wegen enz. Daarom is het zinvol om op geregelde tijdstippen de geluidsblootstelling ook te meten. Dit werd voor de eerste maal op systematische wijze gedaan in 1996. De gevelbelasting van een steekproef van 250 woningen in Vlaanderen werd opgemeten. In 2001 werd de meting voor een eerste maal herhaald en in 2009 volgde een tweede herhaling.

Uit vergelijking van deze meetresultaten volgt dat de geluidsniveaus veroorzaakt door wegverkeer ter hoogte van de gevel van de gemiddelde inwoner van Vlaanderen nauwelijks gewijzigd is over een periode van 13 jaar. Meer specifiek valt is een kleine, maar niet significante stijging van de gemiddelde blootstelling op vergelijkbare plaatsen tussen 2001 en 2009. Tussen 1996 en 2001 was deze stijging er niet. Het percentage van de bevolking dat blootgesteld is aan geluidsdrukkniveaus ter hoogte van de gevel hoger dan 65 dBA (de indicator in MIRA), was tussen 1996 en 2001 lichtjes gestegen maar deze stijging stagneert in 2009. Een vergelijkbaar verloop is vastgesteld in de resultaten van het MIRA-T rekenmodel dat enkel rekening houdt met de (her)verdeling van het verkeer en de geplaatste geluidsschermen. Hieruit zou geconcludeerd kunnen worden dat de voertuigen niet noemenswaardig stiller of luider geworden zijn. Deze conclusie vervalt bij blootstelling hoger dan 75 dBA waar de meting op een dalende trend wijst maar dit lijkt eerder toeval dan een gevolg van sanering van zwarte punten.

Totale geluidsniveaus – dus inclusief andere geluidsbronnen – ter hoogte van de gevel van Vlaming vertonen een dalende, maar niet significante trend voor wat het equivalent geluidsdrukkniveau en de hoogste pieken (5 % van de tijd) betreft, maar het steeds aanwezige geluid (95 % van de tijd) neemt ongeveer in gelijke mate toe. Dit kan wijzen op een “vergrijzing” van het geluidsklimaat.

Een opmerkelijke vaststelling. De SLO-hinderenquêtes van LNE tonen een percentage ernstig tot extreem gehinderden door straatverkeer dat tussen 2000 en 2008 systematisch daalt, een daling die volgens de huidige studie alvast niet verklaard wordt door een daling in de blootstelling aan wegverkeersgeluid ter hoogte van de gevel.

In 2009 werd – met het oog op recente inzichten in het ontstaan van geluidshinder – ook gemeten aan de achterzijde van een aantal woningen. 10 % van de bemeeten woningen voldoet aan de condities waarbij men op basis van literatuurgegevens kan verwachten dat de ervaren geluidshinder lager is dan wanneer men enkel rekening houdt met geluidsniveaus aan de meest belaste gevel.

Summary

Exposure to road traffic noise is an important cause of annoyance in Flanders and the largest part of the motorized world. Therefore it was decided more than ten years ago to include exposure to road traffic noise as an exposure indicator in the Flemish Environmental Report (MIRA). Exposure to road traffic noise can be calculated taking into account traffic intensities and speeds, road surface data, the location of noise barriers, type of vehicles, etc. Such models typically ignore certain trends: changes in on road noise emissions of the vehicle fleet, local traffic and road management, etc. This makes a periodic noise measurement campaign worthwhile. Such measurements were first performed in a systematic way in 1996. The façade exposure of 250 randomly selected dwellings in Flanders was measured. In 2001 this measurement campaign was repeated for the first time and in 2009 for the second time.

Comparison of the result of these measurement campaigns shows that road traffic noise levels at the façade of the inhabitants of Flanders on average hardly changed over a period of 13 years. More specifically a small but insignificant increase of average noise exposure at comparable sites was observed between 2001 and 2009. This increase had not been observed between 1996 and 2001. The percentage of the population exposed to noise levels over 65 dBA – the indicator used in MIRA – had increased slightly between 1996 and 2001 but the trend stagnated between 2001 and 2009. A similar trend is observed in calculations based on simplified noise maps calculated for MIRA that take into account only changes in traffic and noise barriers. From this observation it could be concluded that individual vehicles did not become significantly quieter or louder in average (urban) driving conditions. For exposure over 75 dBA the conclusion is slightly different: measurements show a decreasing trend while models show an increasing trend. Further investigation shows that this is probably a coincidence rather than the result of treating black spots.

Overall façade noise levels – including all sound sources – show a non significant decrease for the equivalent noise level and peak levels (5 % of the time) but an increase of the sound that is continuously present (95 % of the time). This could be an indication of soundscape “graying”.

A remarkable observation: noise annoyance surveys conducted by LNE in Flanders show that the percentage of the population reporting high and extreme annoyance by road traffic decreased between 2000 and 2008. This decrease is certainly not explained by a decrease in average façade sound levels as is shown in the current study.

In 2009 noise levels in the backyard were also measured at selected locations in view of recent findings concerning the benefits of a quiet side. 10 % of the dwellings sampled comply with the condition found in literature for reduced annoyance when compared to the annoyance expected on the basis of most exposed façade levels.

Inleiding

Voor het opvolgen van een milieuthema en voor het inschatten van de evolutie van de toestand van het milieu onder verschillende scenario's worden indicatoren gedefinieerd. Eén van de toestandindicatoren die voor het opvolgen van het milieuthema "lawaai" in opeenvolgende MIRA werd gebruikt, is het percentage van de bevolking in Vlaanderen dat blootgesteld is aan geluidsdrumniveaus (L_{Aeq}) hoger dan 65 dB(A) overdag voor de gevel van de woning ten gevolge van wegverkeer. Deze indicator wordt afgeleid uit geluidmetingen in een bevolkinggestuurde steekproef van 250 woningen. De indicator werd gekozen omdat hij representatief is voor blootstelling aan geluid van wegverkeer, in overeenstemming is met internationale geplogenheden en omdat hij conceptueel eenvoudig is en dus duidelijk voor het bredere publiek. Het ontbreken van metingen van blootstelling tijdens de avond en de nacht kan als een nadeel aanzien worden¹, maar komt de meetbaarheid ten goede.

Bovenvermelde metingen werden voor het eerst uitgevoerd in het najaar van 1996. Omdat verwacht werd dat de typische blootstelling aan wegverkeersgeluid niet snel verandert, werd enkele jaren later (MIRA 1998-1999) beslist dat 5 jaar een aanvaardbare periodiciteit voor dit soort metingen zou zijn. In het najaar van 2001 werd een tweede, identieke meetcampagne uitgevoerd. Voorliggend rapport bespreekt de resultaten van een derde gelijkaardige meetcampagne, uitgevoerd in het najaar van 2009. Een dergelijk meermaals herhaalde reeks metingen levert een uniek reeks data, en laat toe evolutie van wegverkeer in Vlaanderen op te volgen.

Deze metingen zijn tevens belangrijk voor het berekenen van het aantal potentieel ernstig gehinderden door geluid. Deze effect-indicator wordt eveneens gehanteerd voor het opvolgen van het milieuthema in opeenvolgende MIRA. Het is een berekende indicator, die minder gevoelig is voor korte-termijn-fluctuaties, maar die dekkend is voor het thema en het grondgebied. Hij laat onder andere toe verschillende bronnen van geluidshinder met elkaar te vergelijken naar impact op de bevolking in Vlaanderen. Omdat de laatste jaren het verkeersmodel van het Verkeerscentrum Antwerpen gegevens levert voor de belangrijkste wegen – ongeacht of dit al dan niet gewestwegen zijn – kan de onderliggende geluidsmeting eerder als een validatie van de blootstellingsberekening op basis van deze verkeersdata gebruikt worden.

In de meetcampagne van 2009 werden voor het eerst metingen aan de achterzijde verricht, op een beperkt aantal van de 250 locaties uit de steekproef. Uit grootschalige geluidshinderenquêtes kwam immers het concept van de "stille zijde" naar voren, zie bijvoorbeeld referenties (E. Öhrström, 1991) en (E. Öhrström, 2000). In een woning met een rechthoekig grondplan, waarbij de lengteas loodrecht staat op een drukke weg, zal meer geluidshinder voorkomen dan wanneer diezelfde woning georiënteerd is evenwijdig met de weg. In het eerste geval zijn er twee gevels met een "gemiddeld" geluidsniveau, terwijl in dit laatste geval een luide en stille zijde aanwezig is. Dit laatste blijkt positiever, alhoewel de meest belaste gevel een stuk luider is dan in het andere geval. Het niveau aan de luidste gevel blijkt dus niet zo belangrijk (binnen bepaalde grenzen vanzelfsprekend), zolang er maar een stille gevel aanwezig is. Op deze manier kunnen bewoners hun woning in te richten, en geluidsgevoelige ruimtes zoals slaapkamer of studeerkamer aan de stille gevel plaatsen. Dit geldt niet enkel voor binnenshuis, maar ook voor een voldoende stille plaats rond het huis zoals een tuintje of binnenplaats. In enkele Europese landen zoals bijv. Zweden en Nederland wordt hier reeds aandacht aan besteed op beleidsniveau. Verder wordt in de Environmental Noise Directive (Richtlijn 2002/49/EG van het Europees Parlement en de Raad van 25 juni 2002 inzake de evaluatie en de beheersing van omgevingslawaai) het behoud en creëren van stille zones in een stad als een mogelijk actiepunt tegen geluidshinder vermeld. Op 38 plaatsen werden simultane metingen verricht aan de voor en achterzijde, om een idee te krijgen van het voorkomen van stille zijdes rond woningen in Vlaanderen.

De resultaten van deze studie worden daarnaast voor een aantal secundaire doelstellingen gebruikt. Zo vormen ze de basis voor de rapportering van blootstelling aan wegverkeersgeluid naar de OECD voor de regio Vlaanderen. Daarnaast kunnen er ook parameters uit geëxtraheerd worden, die kunnen

¹ De EU richtlijn voor de keuze van indicatoren voor geluid formuleert een voorkeur voor L_{dan} , maar vermeldt daarnaast ook $L_{Aeq,dag}$ en $L_{Aeq,nacht}$.

gebruikt worden bij het voorspellen van de impact van mobiliteitsplannen zoals het Mobiliteitsplan Vlaanderen.

Algemene methodologie

Om een duidelijk beeld te krijgen van de blootstelling van de bevolking aan wegverkeersgeluid zou in het ideale geval gedurende minstens een volledig etmaal het geluidsniveau geobserveerd moeten worden op een groot aantal plaatsen in Vlaanderen, en zou bovendien de bijdrage van het wegverkeer tijdens deze metingen afgezonderd moeten worden. De grote steekproef van meetplaatsen moet zodanig getrokken worden dat elke inwoner van Vlaanderen een even grote kans heeft op selectie. Dit laatste kan mits gebruik van geldende methodes uit het bevolkingsonderzoek en de enquêtering. Omdat de middelen voor een dergelijk grootschalig onderzoek niet beschikbaar waren en zijn, werd sinds de meetcampagne in 1996 beslist op drie vlakken benaderingen in te voeren. Deze worden kort herhaald:

1. Snel werd duidelijk dat een observatie gedurende een volledig etmaal onmogelijk zou zijn. Niet alleen vraagt een dergelijke meting veel tijd, maar omdat de meetpost geen volledig etmaal bevolkt kan worden, is het ook veel moeilijker om na te gaan wanneer een andere geluidsbron dan wegverkeer bijdraagt tot het gemeten niveau. Uit meetervaring blijkt dat een observatie gedurende 1 uur vrij nutteloos is vermits dit precies een periode is waarbinnen de verkeersdrukke niet heel veel verandert. De onderlimiet voor de meetduur wordt bepaald door de minst drukke wegen (minstens enkele auto's nodig voor statistische relevantie) en door de mogelijkheid om toevallige geluidsgebeurtenissen door uitmiddelen te laten verzinken in het constant aanwezig wegverkeersgeluid. Metingen werden verder beperkt tot de daguren. Allereerst is (niet-gewestweg) wegverkeer vooral belangrijk tijdens de daguren, maar daarnaast is ook te verwachten dat tijdens de nacht andere bronnen het geluidsklimaat domineren (continu werkende industrie, autosnelweg op grotere afstand).
2. Net als tijdens de vorige campagnes werd de steekproef beperkt tot 250 observatieplaatsen. Metingen werden enkel uitgevoerd in afwezigheid van regen of harde wind. Tijdens de periode met sneeuwval werden geen metingen uitgevoerd gezien een dergelijke situatie niet representatief is voor wegverkeer in Vlaanderen doorheen het jaar, en dit een grote impact heeft op het autogebruik (lage verkeersintensiteit, lage snelheden). De aanwezigheid van andere geluidsbronnen dan wegverkeer, of het voorkomen van wegwerkzaamheden of files, was net als in de vorige campagnes geen reden om metingen uit te stellen of over te slaan. Vanzelfsprekend werd de aanwezigheid van dergelijke verstoringen genoteerd. Het voordeel van deze aanpak is dat achteraf de invloed van verstoringen of specifieke omstandigheden kan bestudeerd worden en dat er, indien nodig, voor gecorrigeerd kan worden. Toevallige correlaties die de representativiteit van de steekproef kunnen aantasten, kunnen onderzocht en eventueel geweerd worden.
3. Het trekken van een accurate steekproef is vrij duur en neemt vrij veel tijd in beslag. Ook hier werd een eenvoudiger oplossing gevonden. De steekproef werd in 1996 getrokken op basis van de telefoongidsen. De beperkte steekproef introduceert een steekproefonzekerheid die vrij groot kan zijn. Door bij de meetcampagne in 2001 en ook in 2009 dezelfde steekproef te gebruiken wordt de onzekerheid op de verandering van de blootstelling kleiner. Het herhaald meten op dezelfde plaatsen over een tijdspanne van 13 jaar levert bijgevolg een unieke datareeks. De 250 "referentie"-punten worden als een goede indicator voor heel Vlaanderen beschouwd.
4. Tijdens de meetcampagne in 2009 werden voor het eerst op 38 locaties (uit de 250 referentiemetingen) simultaan voor- en achterzijdemetingen uitgevoerd, om een idee te verkrijgen van de aanwezigheid van stille zijden in Vlaanderen. Er werd hierbij niet specifiek gezocht naar plaatsen met een sterk afgeschermd achterzijde. Het criterium was eerder de aanwezigheid van bewoners die hun toelating gaven om aan de achterzijde metingen uit te voeren. Verder is het aantal metingen hier eerder beperkt uit praktische overwegingen. Deze bijkomende metingen zorgden ervoor dat de uitvoerder minder metingen kon verrichten op een meetdag, terwijl eenzelfde uitvoeringsperiode als in 1996 en 2001 werd betracht. Dit in hoofdzaak om seizoensafhankelijke verkeerspatronen uit te sluiten.

De steekproef

Representativiteit van de steekproef

De representativiteit van de steekproef op basis van telefoongidsen werd besproken in het verslag van de metingen uitgevoerd in 1996 (W. Duchamps, 1997). In 1996 werd beslist om de steekproef niet te stratificeren. Hiervoor werden als redenen vooropgesteld het veralgemeend voorkomen van wegverkeerslawaai en het niet voorhanden zijn van gegevens over het aantal mensen dat langs verschillende types wegen woont. Sindsdien zijn evenwel inspanningen geleverd ter categorisering van de wegen, alsook naar het type wegbedekking. Daardoor zou het vandaag nuttig zijn te stratificeren naar beide parameters. Minder mensen wonen langs hoofdwegen, verbindingswegen en belangrijke lokale wegen zodat deze types wegen minder voorkomen in de steekproef. Nochtans dragen ze in belangrijke mate bij tot de geluidshinder (L. Dekoninck, 2002). Net als in 2001 werd gekozen om de steekproeffout op de veranderingen te beperken, en aldus de steekproef uit 1996 te weerhouden. Een niet-gedetailleerde karakterisering van type wegbedekking werd weliswaar gemaakt op elk meetpunt.

In 1996 werd nagegaan of de observaties beperkt konden worden tot een gedeelte van Vlaanderen zonder verlies aan representativiteit voor het volledige grondgebied. Deze vraag werd destijds negatief beantwoord zodat sinds 2001 opnieuw de meetpunten verspreid over heel Vlaanderen werden bezocht ondanks de hoge verplaatsingskost.

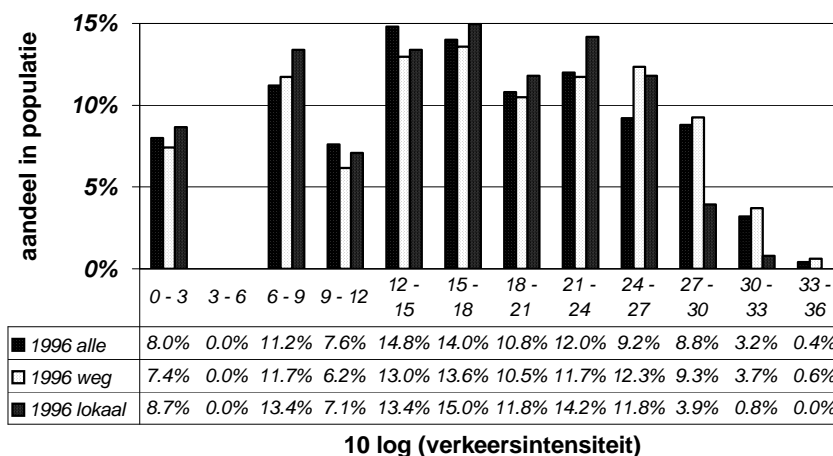
Alle geselecteerde meetplaatsen worden bezocht en de vooropgestelde observaties worden uitgevoerd onafhankelijk van de situatie die men aantreft. Ook als de dominante geluidsbron een grasmaaier is, wordt de meting dus uitgevoerd. De initiële verzameling van resultaten blijft hierdoor representatief voor alle geluidsbronnen, die overdag worden vastgesteld nabij woningen in Vlaanderen.

Representativiteit na selecties

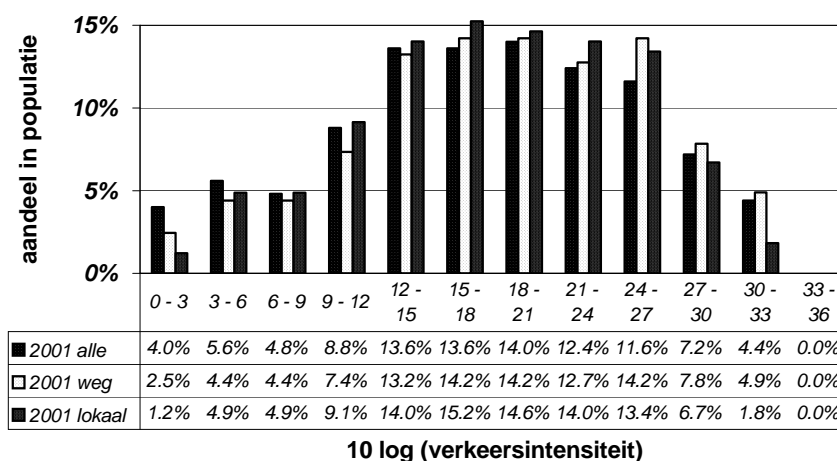
Net zoals tijdens de vorige meetcampagne werd bij aankomst op de meetplaats gemeten onafhankelijk van de situatie die aangetroffen werd. Dit heeft als belangrijkste voordeel dat de steekproef representatief is voor alle geluid dat overdag ter hoogte van de woonplaats wordt vastgesteld. Het belangrijkste nadeel is dat een aantal observaties moeten verworpen worden bij de selectie van een steekproef wegverkeersgeluid omdat andere bronnen in te belangrijke mate bijdragen tot het geluidsklimaat. Dit kan de representativiteit in het gedrang kan brengen.

Om de representativiteit te onderzoeken, wordt de verkeersintensiteit (10 log) bestudeerd omdat deze de geluidsemisatie door wegverkeer in belangrijke mate beïnvloedt en onafhankelijk wordt geacht van het al dan niet aanwezig zijn van storende bronnen. Hoe de verkeersintensiteit wordt bepaald, komt aan bod op pagina 17. Figuur 1, Figuur 2 en Figuur 3 tonen de distributie van de verkeersintensiteit voor de volledige steekproef en nadat de metingen die door andere geluidsbronnen verstoord zijn, verwijderd werden en dit respectievelijk voor de meetcampagne 1996, 2001 en 2009. Er is een kleine verkleuring naar wegen met hogere intensiteit waar te nemen bij de selectie wegverkeer. De verschuiving is ook zichtbaar in de gemiddelden, voorgesteld in Figuur 4, waar een Gaussiaanse distributie (op logaritmische as) is verondersteld voor het bepalen van standaardfout en de spreiding. De reden hiervoor is duidelijk: langs heel drukke wegen is het verkeersgeluid zo dominant dat nog zelden andere verstorende bronnen gehoord worden en het omgekeerde geldt voor rustige wegen. Het effect is in de meetcampagne 2001 en de meetcampagne 2009 meer uitgesproken, waarschijnlijk omdat sneller beslist werd dat een bijkomende geluidsbron storend was voor de meting. In het rapport over de meetcampagne van 1996 (W. Duchamps, 1997) werd op basis van een t-test geadviseerd dat selectie van onverstoord metingen geen significant effect had. Dit wordt hier niet herhaald omdat het weinig Gaussiaanse karakter van de distributie de validiteit van deze test in het gedrang brengt. Belangrijk is ook op te merken dat aan de kant van de wegen met hoge intensiteit – de wegen waar de geluidblootstelling het belangrijkste zal zijn – de verschuiving voor de drie meetcampagnes gelijkaardig is. Dit kan dus geen oorzaak zijn van een systematische fout. In 1996 ontbreekt de categorie 3-6 en zijn de categorieën 0-3 en 6-9 meer bevolkt dan in 2001 en 2009. Dit is het gevolg van een nauwkeuriger telling van de verkeersintensiteit tijdens de recentere meetcampagnes.

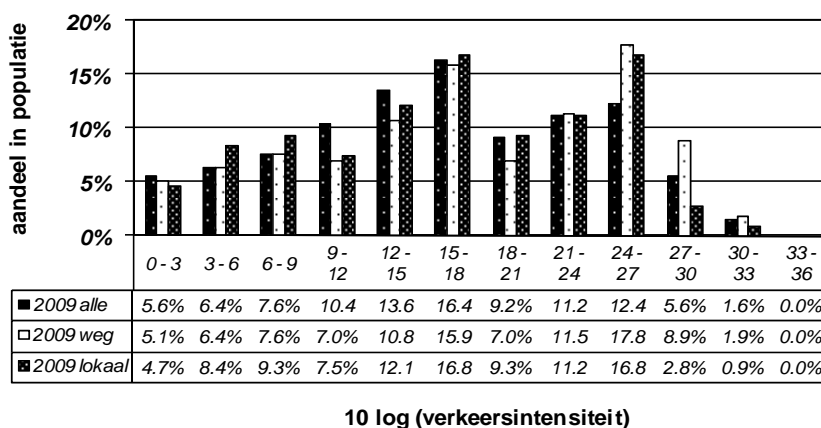
Figuur 1. Distributie van de verkeersintensiteit [voertuigen/uur] 1996; (alle) steekproef, (weg) na selectie van metingen zonder verstorend geluid, (lokaal) na bijkomende eliminatie van metingen langs gewestwegen of waar geluid van een gewestweg duidelijk hoorbaar is.



Figuur 2. Distributie van de verkeersintensiteit [voertuigen/uur] 2001; (alle) steekproef, (weg) na selectie van metingen zonder verstorend geluid, (lokaal) na bijkomende eliminatie van metingen langs gewestwegen of waar geluid van een gewestweg duidelijk hoorbaar is.



Figuur 3. Distributie van de verkeersintensiteit [voertuigen/uur] 2009; (alle) steekproef, (weg) na selectie van metingen zonder verstorend geluid, (lokaal) na bijkomende eliminatie van metingen langs gewestwegen of waar geluid van een gewestweg duidelijk hoorbaar is.

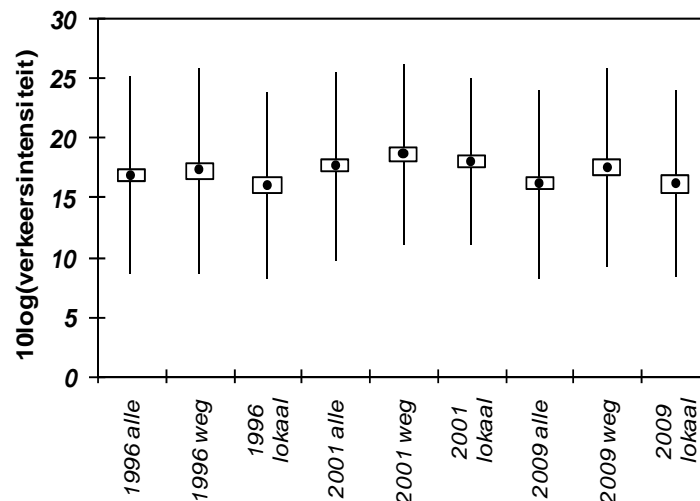


De selectie van wegen waar alleen verkeer op niet-gewestwegen bijdraagt tot het geluidsklimaat omvat twee stappen:

- Het verwijderen van de adressen gelegen langs een gewestweg.
- Het schrappen van die metingen waar een gewestweg op grotere afstand hoorbaar is.

De eerste stap zal ervoor zorgen dat typisch drukkeren wegen geschrapt worden. Dit brengt de representativiteit van de steekproef niet in het gedrang. De tweede stap is kritischer. Wanneer we de blootstelling aan geluid veroorzaakt door verkeer op niet-gewestwegen wensen te bestuderen, dan mag de verstoring van de meting door geluid van een gewestweg in de verte geen bepaalde categorie van wegen frequenter verwijderen uit de steekproef dan andere. Figuur 1, Figuur 2 en Figuur 3 tonen ook de distributie van verkeersintensiteit na deze selectie. Het effect van stap 1 is duidelijk merkbaar voor de wegen met hoge intensiteit. Bij de meetcampagne 2009 valt een bimodale distributie op met een piek bij intensiteiten in de buurt van de 600 voertuigen per uur en een piek rond de 80 voertuigen per uur. Dit zou kunnen wijzen op een geslaagde categorisering van de wegen, maar dit is slechts een mogelijke hypothese.

Figuur 4. Gemiddelde, standaardfout (blokjes) en spreiding (verticale lijn) op $10\log(\text{verkeersintensiteit})$ voor de steekproef en de verschillende selecties tijdens de drie meetcampagnes.



Grootte van de steekproef en de selecties

De steekproef omvat 250 adressen. Elk adres diende bezocht voor een meting. Tijdens de 3 uitgevoerde meetcampagnes waren de criteria voor het selecteren van een meetplaats op dit adres gelijkaardig:

- De meetplaats wordt gekozen op 1 m van de gevel (we wensen een gevelbelasting te bepalen) op 1.5 m hoogte. Dezelfde gevelafstand werd gebruikt voor de achterzijde metingen.
- Indien niet op 1 m van de gevel kan gemeten worden (b.v. wegens hoge omheining of onwillige bewoner), wordt dichterbij de weg gemeten en wordt de afwijkende situatie genoteerd.
- Wanneer het adres in de steekproef een appartement op een hogere verdieping betreft, dan wordt toch op grondniveau gemeten in de buurt van de ingang van het gebouw.
- Is het niet mogelijk op de hierboven omschreven plaats te meten, dan wordt langs dezelfde weg op een zo gelijkaardig mogelijke plaats gemeten (overzijde van de weg, iets verderop,...).

Ondanks deze omschrijving bleek uit de beschrijving van de meetplaats (afstand tot gevel, afstand tot weg, type weg, type bebouwing) dat er enkele verschillen in interpretatie optraden tijdens de eerste twee meetcampagnes. Omdat de beschrijving van de omgeving voor een deel subjectief is (zie pagina

17) werden ruime foutmarges gehanteerd om na te gaan of de meting wel degelijk op dezelfde plaats werd uitgevoerd. Drie meetplaatsen moesten bij de vergelijking van 1996 met 2001 volledig verworpen worden (hernummering van de straat, grondige verbouwing, interpretatie van privéweg, en dergelijke werden als mogelijke oorzaken naar voor geschoven). Bij de vergelijking van 2001 met 2009 dienden een aantal metingen verwijderd te worden wegens extremere weersomstandigheden in 2009. Omdat gebruik gemaakt kon worden van de GPS-coördinaten die in 2001 genoteerd werden, kon verwacht worden dat verschillen in meetplaats slechts zelden zouden voorkomen, maar er blijken toch nog enkele meetplaatsen waarvan niet zeker is of wel op dezelfde plaats gemeten is; deze werden bij de vergelijking verworpen. Tabel 1 geeft een overzicht van het aantal observaties dat overblijft na verschillende selecties. Door nauwkeuriger observatie van de verstoring² blijven in de meetcampagne 2001 meer metingen van onverstoord wegverkeersgeluid over. Ondanks deze nauwkeuriger observatie blijven er in 2009 minder onverstoord metingen van wegverkeersgeluid over. Doordat het niet noodzakelijk dezelfde observatieplaatsen zijn die tijdens de verschillende meetcampagnes verstoord werden, blijven slechts een kleiner aantal vergelijkbare observaties over. Hetzelfde geldt a fortiori voor meetplaatsen waar enkel verkeer op niet-gewestwegen belangrijk is. De ligging van de meetpunten is weergegeven in appendix B.

Tabel 1. Aantal observaties in verschillende deelselecties van de steekproef voor vergelijking van 1996 met 2001.

	1996	2001
steekproef	250	250
corresponderende meetplaats		247
onverstoord wegverkeersgeluid	164	203
... waarvan vergelijkbaar		140
aantal adressen op gewestweg		26
niet-gewestwegverkeer	127	164
... waarvan vergelijkbaar		99

Tabel 2. Aantal observaties in verschillende deelselecties van de steekproef voor vergelijking van 2001 en 2009.

	2001	2009
steekproef	250	250
corresponderende meetplaats		234
onverstoord wegverkeersgeluid	203	157
... waarvan vergelijkbaar		134
aantal adressen op gewestweg		26
niet-gewestwegverkeer	164	107
... waarvan vergelijkbaar		94

De waarneming

Geluidsmetingen

Om praktische redenen is de meetduur in elk meetpunt beperkt. Een meetduur, die alle daguren bestrijkt, doet de studie te lang uitlopen. Een te korte meetduur geeft problemen met betrekking tot korte-termijn-fluctuaties van het geluidsniveau (men kan de relevante geluidsgebeurtenis missen) en met betrekking tot de typische dagfluctuatie in verkeersintensiteit (ochtend- en avondspits). Er moet een evenwicht gezocht worden tussen het beperken van de fout ten gevolge van een te korte meetduur en het reduceren van de fout door een te beperkte steekproef en dit met als randvoorwaarde de totale duur (en kostprijs) van de studie.

² De verstoring in elk van de twee meetperiodes van 10 minuten wordt afzonderlijk genoteerd zodat een van de twee periodes kan weerhouden worden bij verstoring van de andere.

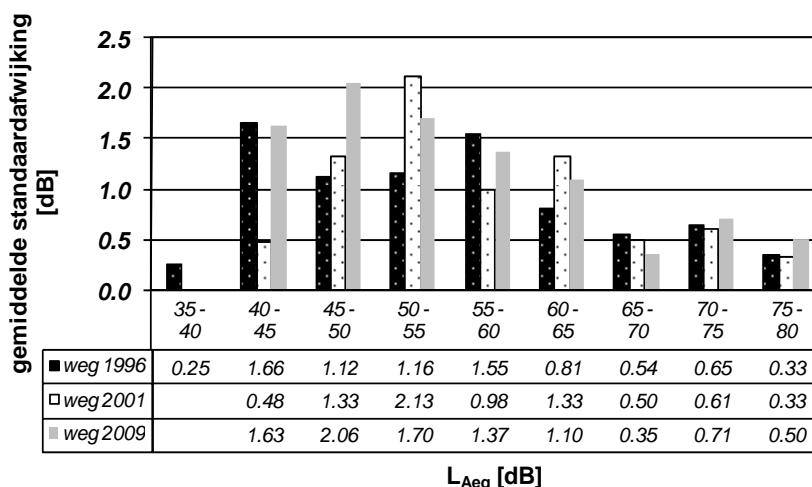
Het uiteindelijke doel van de studie is het evalueren van de hinder veroorzaakt door wegverkeer. Men kan aannemen dat minstens een 5 à 10 voertuigen per uur moeten voorbijkomen vooraleer men hinder ondervindt. Bij een meettijd van 20 minuten zal de fout ten gevolge van korte-termijn-fluctuaties³ snel dalen van zodra deze verkeersintensiteit wordt overschreden. Om toch nog een zicht te krijgen op de fout die hierdoor gemaakt wordt, is de meetduur opgesplitst in twee opeenvolgende periodes van 10 minuten. Het verschil tussen de twee waargenomen L_{Aeq} waarden geeft een indicatie over de korte-termijn-fluctuaties in het geluidsniveau. Voor elke observatie werd de standaardafwijking op basis van deze twee metingen van 10 minuten berekend – hetgeen bij twee metingen evenredig is met het verschil tussen de metingen. Tabel 3 toont het gemiddelde over verschillende selecties van valabele metingen van deze standaardafwijking. Worden alle metingen beschouwd, dan zorgen toevallige stoorgeluiden voor een groter gemiddeld verschil tussen de twee observaties. Beschouwen we enkel wegverkeersgeluid dan wordt dit verschil gemiddeld kleiner omdat de variatie tussen geluidsniveaus van auto's beperkt is en de stroom van auto's vrij continu is. Wordt de selectie beperkt tot verkeer op niet-gewestwegen dan neemt dit gemiddeld verschil weer toe omdat dit verkeer meestal minder druk is zodat het procentueel verschil in intensiteit tussen opeenvolgende periodes groter wordt. Voor de observaties van onverstoord wegverkeersgeluid is de spreiding tussen twee opeenvolgende metingen voor de meetcampagne 2009 en de campagne 2001 zeer vergelijkbaar.

Tabel 3. Gemiddelde van de standaardafwijking (het verschil) tussen twee opeenvolgende metingen van 10 minuten (L_{Aeq}) voor de steekproef en twee selecties

	1996	2001	2009
steekproef	1.37	1.25	1.34
onverstoord wegverkeersgeluid	0.96	1.16	1.14
niet-gewestwegverkeer	1.13	1.29	1.27

Observatie van het verschil tussen opeenvolgende metingen in functie van de verkeersintensiteit toont zoals verwacht een negatieve correlatie. Om na te gaan of het zinvol is de onzekerheid veroorzaakt door de korte meetperiode, functie te maken van het waargenomen wegverkeersgeluidsniveau, wordt de hierboven gedefinieerde standaardafwijking ten opzichte van dit geluidsniveau uitgezet in Figuur 5. Boven grofweg 65 dB(A) blijkt de spreiding op na elkaar gemeten geluidsniveaus inderdaad lager in alle meetcampagnes.

Figuur 5. Standaardafwijking tussen de twee observaties in functie van het gemeten geluidsdruk niveau (L_{Aeq})



³ Met korte termijn wordt hier enkele minuten bedoeld.

Voor de evaluatie van de achterzijde van de woning werd gewerkt met 2 afzonderlijke gelijkaardige meettoestellen. Variaties in gevoeligheid tussen de verschillende microfoons werden geminimaliseerd door een dagelijkse kalibratie met een pistonfoon. De klokken werden dagelijks handmatig gesynchroniseerd, zodat er een tijdsfout kan optreden van maximum 1 seconde. De geregistreerde tijdstippen werden dan ook gebruikt om de link te maken tussen de voor- en achterzijde metingen. Meerkanaalsmeettoestellen daarentegen kunnen perfecte synchronisatie garanderen maar deze optie is typisch niet voorhanden bij draagbare en batterij-gedreven toestellen. Tertsbandniveaus per seconde werden opgeslagen op beide toestellen. Gedurende ongeveer 20 minuten werden simultane metingen verricht.

Andere te observeren factoren

Na de meetcampagne in 1996 is duidelijk geworden dat meer kennis met betrekking tot het ontstaan van blootstelling aan wegverkeersgeluid kon worden geëxtraheerd doordat bijkomende informatie verzameld was ter hoogte van het observatiepunt. Daarom werd het aantal te verzamelen gegevens uitgebreid in 2001 en verder in 2009. In Bijlage A is het meetblad opgenomen. De observatie omvat:

Verkeersintensiteit: Aantal voertuigen dat tijdens elk van de meetperiodes van 10 minuten voorbijrijdt op de weg waarvan de naam in het adres voorkomt, opgesplitst naar bromfietsen, personenwagens, vrachtwagens, bussen en landbouwvoertuigen.

Andere geluidsbronnen: Hoorbare andere geluiden eveneens opgesplitst per periode. Een aantal veel voorkomende geluidsbronnen worden op voorhand in het meetblad opgenomen. Voor treinen en vliegtuigen wordt het aantal geteld. Nadere omschrijving van de bron wordt genoteerd indien mogelijk.

Karakterisatie van de verkeersweg waarop het adres betrekking heeft: afstand meetpunt-weg, soort weg, snelheidszone, wegverharding, verkeersbelemmerende factoren, wegdek al dan niet nat. Het soort weg wordt geselecteerd uit: autosnelweg, gewestweg, doorgangsweg, stadsweg met meer dan 2 rijvakken, stads- of dorpsweg met 2 rijvakken (dorpsfuncties), lokale weg woonwijk (enkel woonverkeer), landelijke weg.

Karakterisatie van de omgeving: soort bebouwing, afstand meetpunt-gevel. Er wordt ook genoteerd of er bewijzen zijn van een recente herinrichting van de omgeving. We denken daar in het bijzonder aan de aanleg van ronde punten, verhoogde kruispunten en dergelijke. Er wordt een subjectieve, graduele beoordeling gegeven van het soort omgeving: grijs en gesloten tot open, groen.

Weersomstandigheden: zonnig, bewolkt of regenachtig, windsterkte.

Foto's en tijdsregistratie: vanaf 2009 worden ook foto's gemaakt van de omgeving en worden de geluidsdrumniveaus per seconde gelogd in 1/3 octaafband.

Achterzijde: Voor wat betreft de achterzijdemetingen werden extra visuele waarnemingen uitgevoerd. Zo werd gevraagd dat de uitvoerder van de metingen een schatting maakte van het percentage bebouwing in een halve cirkel, met de rug naar de achterzijde van de woning. Er werd een evaluatie gemaakt of het wegverkeer aan de voorzijde ook de dominante bron is aan de achterzijde, of indien andere bronnen hier belangrijk waren (eventueel ander wegverkeer).

Analyse van methodologische onzekerheden en fouten

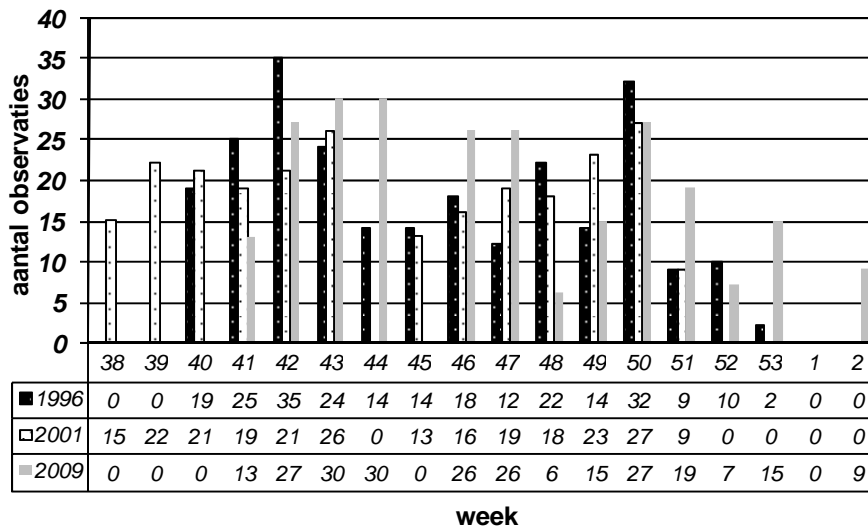
De meetdag

Wegverkeersintensiteit varieert over de dagen van de week en over het seizoen. Seizoenschommelingen tot 2 dB(A) werden vastgesteld in continue metingen op enkele 100 m van een autosnelweg (L. Dekoninck et al., 2000). Deze schommelingen worden veroorzaakt door wijzigingen in de geluidsproductie (temperatuur en vochtigheid wegdek) en in de propagatie (afbuiging door atmosferische gradiënten). Het is dan ook belangrijk dat elke meetcampagne tijdens hetzelfde seizoen wordt uitgevoerd. In dit geval is dit de herfst.

Door weersomstandigheden kunnen het aantal metingen per week wat schommelen (Figuur 6). In 2001 werden de metingen twee weken vroeger gestart en onderbroken tijdens de herfstvakantie

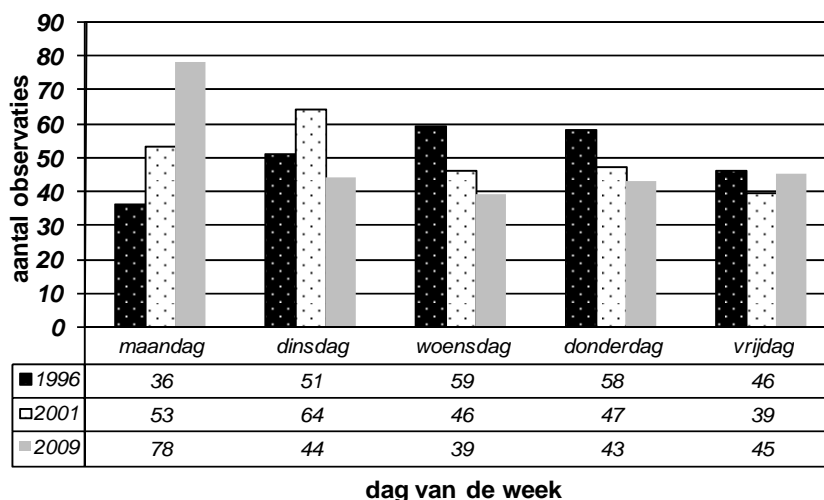
(week 44), in 2009 werd om praktische redenen iets later gestart en viel de herfstvakantie in week 45. Bovendien was het weer onverwacht slecht zodat ook nog enkele metingen na Nieuwjaar dienden uitgevoerd te worden. Globaal kan gesteld worden dat de meetperiodes voldoende sterk overlappen om invloed van seizoenschommelingen uit te sluiten.

Figuur 6. Aantal observaties uitgevoerd per week in de drie campagnes.



Uit Figuur 7 blijkt dat tijdens de meetcampagne in 1996 meer woensdagen en donderdagen resulteerden in valabele metingen terwijl tijdens de meetcampagne in 2001 op maandag en dinsdag meer bruikbare observaties werden verricht. In 2009 was de maandag oververtegenwoordigd. Studie van de verkeersstellingen (Verkeersstellingen, verschillende jaargangen) op een aantal gewestwegen (niet autosnelwegen) leert dat op maandag de verkeersintensiteit gemiddeld iets lager is en op vrijdag iets hoger. In dB uitgedrukt is de intensiteit op maandag 0.18 dB lager dan het weekgemiddelde (enkel werkdagen) en op vrijdag 0.13 dB hoger. Gemiddeld gesproken kan voor een specifiek meetpunt door meten op een andere dag (zelfde uur) dus een fout van 0.3 dB geïntroduceerd worden. Het grootste verschil dat in de geregistreerde verkeersstellingen (Verkeersstellingen, verschillende jaargangen) gevonden werd, bedraagt 0.6 dB. Voor de volledige steekproef en bij veronderstelling van onafhankelijkheid van de drukte van de meetplaats en de dag waarop gemeten wordt, kan berekend worden wat de invloed op het gemiddelde van de gemeten geluidsniveaus van de meetdag is. De nodige correctie voor 1996 zou 0.01 dB(A), voor 2001 -0.01 dB(A) en voor 2009 -0.03 dB(A) bedragen. Het effect van meten op een andere dag van de week is dus wellicht eerder onbelangrijk. Er wordt niet voor gecorrigeerd.

Figuur 7. Aantal observaties op verschillende dagen van de week



Het meettijdstip en correctie

De invloed van het meettijdstip werd in 2001 onderzocht door in drie meetpunten tweemaal te meten op een ander moment van de dag. Tabel 4 toont de vastgestelde $L_{Aeq,20min}$ en de verschillen daartussen. Het verschil tussen beide observaties is steeds kleiner dan 1 dB(A).

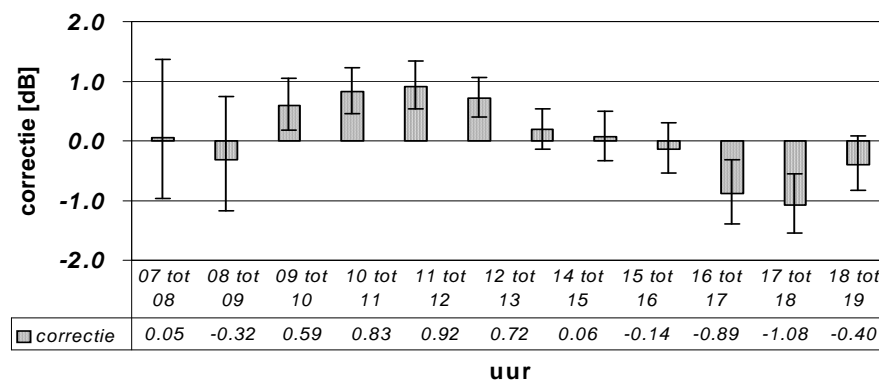
Bovenstaande test maakt duidelijk dat een correctie voor de fout door het meettijdstip aan te raden is. De belangrijkste oorzaak van verschillen tussen meettijdstippen is de verkeersintensiteit. In Vlaanderen zijn een aantal permanente verkeersmeetposten aanwezig op gewestwegen. Er wordt dan ook de voorkeur aan gegeven om de correctie voor het meetuur te baseren op verkeersstellingen. Een nadeel is dat de correctie strikt genomen enkel voor de wegen waarop geteld wordt, de gewestwegen, geldig is. Op basis van de resultaten van 20 telposten werd de correctie in Figuur 8 afgeleid. De spreiding, s , op dit resultaat (foutvlaggen) toont aan dat voor individuele wegen de situatie sterk kan afwijken van dit gemiddelde, in het bijzonder tussen 7 en 9 uur 's morgens. Er zal rekening gehouden moeten worden met een fout, $2s$, van de orde van 1 à 2 dB ten gevolge van het meetuur.

Tabel 4. Verschillen vastgesteld bij verschillende observaties in 3 geselecteerde meetpunten in 2001.

	eerste observatie	tweede observatie	Leq 1	Leq 2	verschil	verschil na correctie
zeer rustig, drukke weg in de verte	9:25	16.45	54.5	53.6	0.9	2.4
woonzone, 15 tal voertuigen/uur	9:20	11.40	48.2	48.4	-0.2	-0.5
doorgangsweg, 400 tal voertuigen/uur	8:40	11.00	70.0	69.1	0.9	-0.3

Tabel 4 toont ook de verschillen voor de drie geselecteerde meetpunten na correctie voor het uur van de meting. Het verschil wordt niet systematisch kleiner. We zullen dan ook alle resultaten met en zonder correctie voor het meettijdstip voorstellen.

Figuur 8. Correctie op het gemeten geluidsdrumniveau gebruikt om de dagfluctuatie in verkeersintensiteit in rekening te brengen. De Gaussiaanse spreiding op de tellingen (eveneens omgezet in dB) is aangeduid.



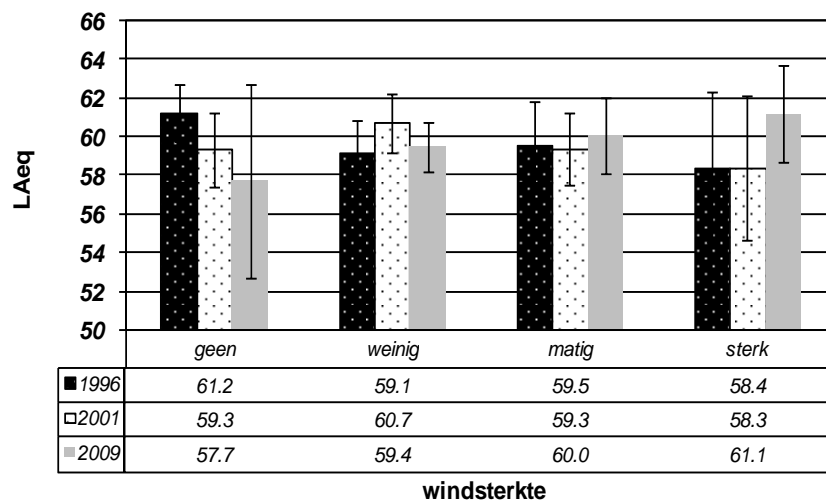
Beperkingen m.b.t. het weer

Om de observaties efficiënt en binnen de beperkte periode af te werken, wordt het strenge meteorovenster, dat in VLAREM II wordt vooropgesteld niet gehanteerd. Het vermoeden bestaat dat een windsnelheid iets hoger dan 5m/s en lichte neerslag weinig invloed zullen hebben op de waargenomen hoge geluidsniveaus. Windruis en het tokkelen van (mot)regen zal een verwaarloosbaar geluidsniveau genereren. Bovendien is de meetafstand steeds gering hetgeen voor gevolg heeft dat afbuiging van geluid door windgradiënten of absorptie door motregen of mist minder belangrijk zijn.

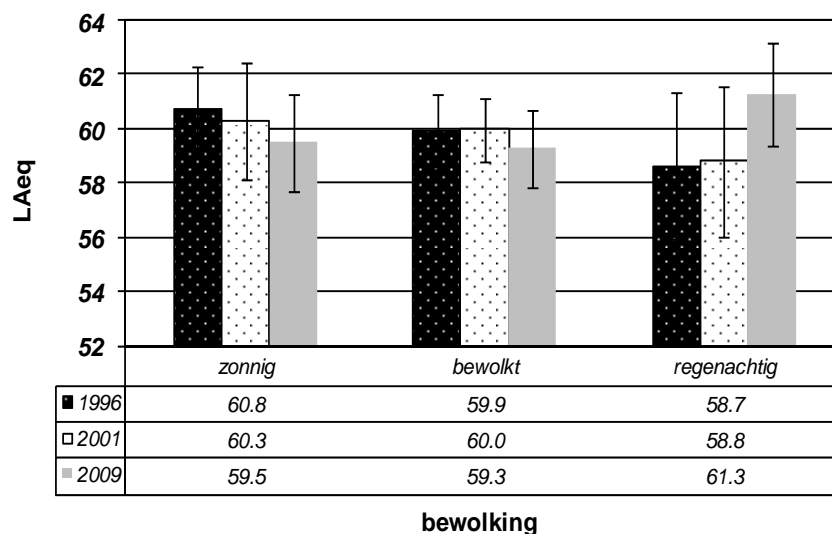
Om de theoretische beschouwingen betreffende de onbelangrijkheid van meteo te kunnen staven, werd tijdens de meting een ruwe observatie van wind (geen, weinig, matig, sterk) en het type weer (zonnig, bewolkt, regenachtig) gedaan. Figuur 9 toont dat het geluidsdrumniveau (L_{Aeq}) niet systematisch toeneemt door windruis in de microfoon. In 1996 en 2001 is de trend eerder dalend, in 2009 lichtjes stijgend. Figuur 10 toont een gelijkaardige trend voor de bewolking: in 1996 en 2001 een licht dalende trend, in 2009 een kleine stijging. Als mogelijke verklaring voor de daling ligt een aanpassing van het rijgedrag aan het weer met onrechtstreeks gunstige invloed op de geluidsemisatie, voor de hand. Waarom de trend in 2009 omkeert is niet geheel duidelijk, maar het subjectieve in de waarneming van het weer zal hieraan niet vreemd zijn. In elk geval is het nuttig dat alle situaties proportioneel met het voorkomen ook in de steekproef vertegenwoordigd zijn. In het bijzonder is het belangrijk dat voor het vergelijken van de situatie tijdens verschillende meetcampagnes.

Tabel 5 vergelijkt de aantallen observaties bij elke weersituatie. Specifieke combinaties van bewolking en windsterkte komen zeer verschillend voor in de drie meetcampagnes. Gegroepeerd over categorieën zien we in 2009 meer metingen bij regenachtig weer. Daarnaast lijkt ook de categorie: *geen wind* veel minder vertegenwoordigd terwijl er meer metingen bij *een beetje wind* gebeurden, maar dit kan een interpretatieverschil bij de waarnemer zijn.

Figuur 9. Gemeten geluidsniveaus bij verschillende windsterktes met 95 % betrouwbaarheidsinterval.



Figuur 10. Gemeten geluidsniveaus bij verschillende weersomstandigheden met 95 % betrouwbaarheidsinterval.



Tabel 5. Aantal waarnemingen bij verschillende weersomstandigheden, vergelijking tussen de drie meetcampagnes

1996 / 2001 / 2009	zonnig	bewolkt	regenachtig	
geen wind	38 / 18 / 5	59 / 39 / 4	15 / 7 / 0	112 / 64 / 9
weinig wind	34 / 25 / 42	38 / 71 / 63	7 / 20 / 18	79 / 116 / 123
matige wind	15 / 8 / 16	19 / 42 / 23	10 / 5 / 27	44 / 55 / 66
sterke wind	4 / 0 / 9	9 / 11 / 9	2 / 3 / 17	15 / 14 / 35
	91 / 51 / 72	125 / 163 / 99	34 / 35 / 62	

Samenvatting onzekerheid

De belangrijkste onzekerheden op de resultaten van een meetcampagne zoals hier voorgesteld zijn dus:

- De steekproeffout ten gevolge van de beperkte steekproef. Indien een percentage P van de bevolking wordt bepaald dat aan een bepaald criterium voldoet, bijvoorbeeld blootgesteld zijn aan geluidsniveaus hoger dan 65 dB(A), dan bedraagt deze $\sigma_s = \sqrt{\frac{P(1-P)}{N}}$ waarbij N de grootte van de steekproef is. Merk op dat bij reductie van de steekproef tot bijvoorbeeld onverstoorde metingen van geluid door verkeer niet op de gewestwegen N kleiner wordt.
- De onzekerheid ten gevolge van de korte observatietijd, σ_k . Deze wordt ingeschat op basis de analyse op pagina 16 op 1 dB. Waar mogelijk houden we rekening met een kleinere onzekerheid bij hoge blootstellingsniveaus door een lineaire afname tussen 2 dB voor de categorie 40-45 dB(A) en 0.5 dB voor de categorie 75-80 dB(A) te veronderstellen.
- De onzekerheid door het meettijdstip (dagfluctuatie in verkeersintensiteit), σ_t , wordt op basis van de overwegingen op pagina 19 ingeschat op 1 dB.

De twee laatste van de bovenvermelde onzekerheden op het gemeten geluidsniveau geven aanleiding tot misklassering van een aantal observaties bij het opstellen van distributies. Om de invloed hiervan op de betrouwbaarheid van de bekomen percentages te berekenen wordt gebruik gemaakt van de formule

$$\sigma_i = \frac{\sigma_{dB}}{5} \frac{|P_{i+1} - P_{i-1}|}{2}$$

geldig voor 5 dB intervallen, waarbij σ_i het 68 % betrouwbaarheidsinterval in niveau-interval i is, σ_{dB} het 68 % betrouwbaarheidsinterval op de geluidsniveaumeting en P_i het percentage van voorkomen in de populatie van niveau-interval i . σ_{dB} is de kwadratische som van σ_k en σ_t . Deze fout zal dus vooral belangrijk worden op de flanken van de distributie.

Samenvatting onzekerheid op verandering tussen twee opeenvolgende meetcampagnes

Bij het bestuderen van de verandering van de geluidsblootstelling tussen 1996 en 2001 kan de observatie op 250 goed gekozen plaatsen (dezelfde in beide meetcampagnes) als indicator voor het wegverkeersgeluid in Vlaanderen worden beschouwd. Daardoor moet geen rekening meer gehouden worden met de onzekerheid ten gevolge van de beperkte steekproef. Enkel de twee laatste onzekerheden vermeld in vorige paragraaf blijven bestaan.

Resultaten

Overzicht van veranderingen

De bespreking van de resultaten wordt aangevat met een overzicht van de veranderingen die tussen 1996 en 2001 enerzijds en tussen 2001 en 2009 anderzijds werden vastgesteld. Vervolgens zal meer in detail ingegaan worden op enkele resultaten.

Tabel 6. Overzicht van de gemiddelde veranderingen tussen 1996 en 2001

	gemiddelde	95 % betrouwbaarheidsinterval
alle metingen (L_{Aeq})	-0.10 dB	0.61
alle metingen (L_{A5})	-0.12 dB	0.63
alle metingen (L_{A95})	0.20 dB	0.71
wegverkeer (L_{Aeq})	0.04 dB	0.62
wegverkeer (uurgecorrigeerd) (L_{Aeq})	-0.03 dB	0.63
verkeersintensiteit	0.96 dB	0.58
verkeersintensiteit (uurgecorrigeerd)	0.86 dB	0.58
niet-gewestwegverkeer (L_{Aeq})	-0.32 dB	0.78

Tabel 7. Overzicht van de gemiddelde veranderingen tussen 2001 en 2009

	gemiddelde	95 % betrouwbaarheidsinterval
alle metingen (L_{Aeq})	-0.12 dB	0.60
alle metingen (L_{A5})	-0.02 dB	0.63
alle metingen (L_{A95})	0.21 dB	0.82
wegverkeer (L_{Aeq})	0.12 dB	0.70
wegverkeer (uurgecorrigeerd) (L_{Aeq})	0.24 dB	0.67
verkeersintensiteit	-1.47 dB	0.55
verkeersintensiteit (uurgecorrigeerd)	-1.34 dB	0.53
niet-gewestwegverkeer (L_{Aeq})	0.04 dB	0.88

Tabel 6 en Tabel 7 tonen wat er gebeurt met de (numerieke) gemiddelden van enkele geselecteerde subsets van metingen.

- Het gemiddelde globaal vastgestelde geluidsniveau veranderde niet significant tussen 1996 en 2001 en ook niet tussen 2001 en 2009. Een lichte trend tot daling van de luide gebeurtenissen (zichtbaar in L_{A5} en L_{Aeq}) en een lichte stijging van het achtergrondgeluid, de stiltes (L_{A95}), kunnen opgemerkt worden. Alhoewel op zich niet significant lijkt de trend wel dezelfde bij beide vergelijkingen.
- Ook het gemiddelde van de gemeten geluidsniveaus (L_{Aeq}) in die meetpunten waar alleen wegverkeersgeluid wordt vastgesteld, verandert niet significant. Correctie voor het meetuur wijzigt deze conclusie niet. Het verschil is wel iets groter bij vergelijking van 2009 met 2001. De selectie van onverstoorde metingen kan hier echter een rol in spelen.
- De verkeersintensiteit neemt gemiddeld toe met 1 dB tussen 1996 en 2001 om vervolgens weer af te nemen met bijna 1.5 dB tussen 2001 en 2009. Dit is een significante wijziging. Merk op dat hier niet gewogen wordt met de intensiteit van het verkeer op de betreffende weg. De groei van de verkeersintensiteit op de getelde gewestwegen bedroeg in de periode 1996-2001 ongeveer 0.41 dB. De verkeersintensiteit is blijkbaar wat sneller toegenomen op de minder drukke (niet-gewest)wegen. De sterke daling in vastgestelde verkeersintensiteit tussen 2001 en 2009 is zeer opmerkelijk vermits uit tellingen over gans Vlaanderen blijkt dat de verkeersintensiteit op de niet-autosnelwegen gemiddeld eerder gestagneerd is dan gedaald.
- Het gemiddelde van de gemeten geluidsniveaus (L_{Aeq}) in die meetpunten waar alleen geluid van verkeer op niet-gewestwegen wordt vastgesteld, verandert niet significant. De beperkte daling die tussen 1996 en 2001 werd vastgesteld zet zich niet verder tussen 2001 en 2009.

In de opeenvolgende MIRA werd het percentage van de bevolking in Vlaanderen dat blootgesteld is aan geluidsniveaus hoger dan 65 dB(A) ter hoogte van de gevel overdag veroorzaakt door wegverkeer als toestandsindicator voor wegverkeerslawaaï gebruikt. Tabel 8 toont de waarde van deze indicator zoals afgeleid uit de drie meetcampagnes. Zowel wanneer een correctie voor het meettijdstip gebeurt als zonder correctie stijgt de indicator van 27 % naar 30 % tussen 1996 en 2001 om daarna tussen 2001 en 2009 nauwelijks te wijzigen. De uurgecorrigeerde waarde daalt lichtjes.

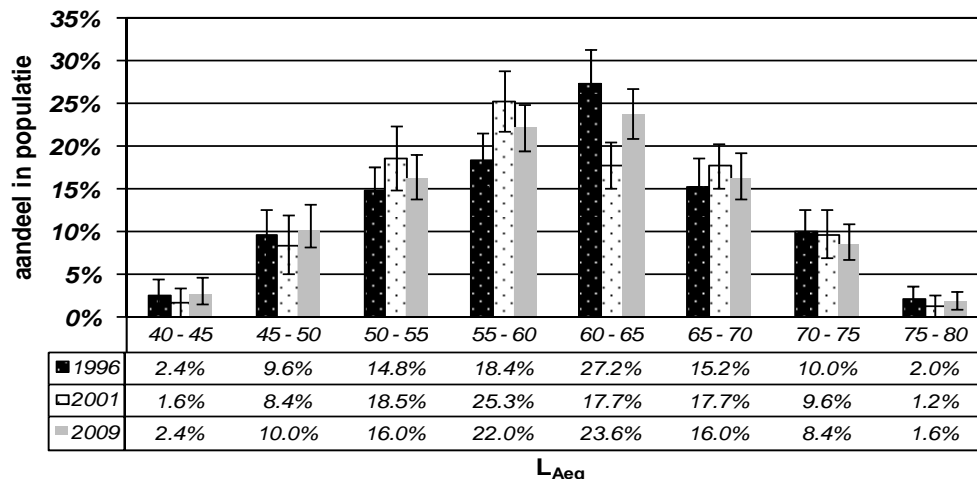
Tabel 8. Percentage van de bevolking in Vlaanderen blootgesteld aan geluidsniveaus (L_{Aeq}) hoger dan 65 dB(A) ter hoogte van de gevel overdag.

	1996	2001	2009
blootstelling > 65 dB(A)	27.4 %	30.0 %	30.6 %
blootstelling > 65 dB(A) (uurgecorrigeerd)	26.8 %	30.5 %	29.3 %

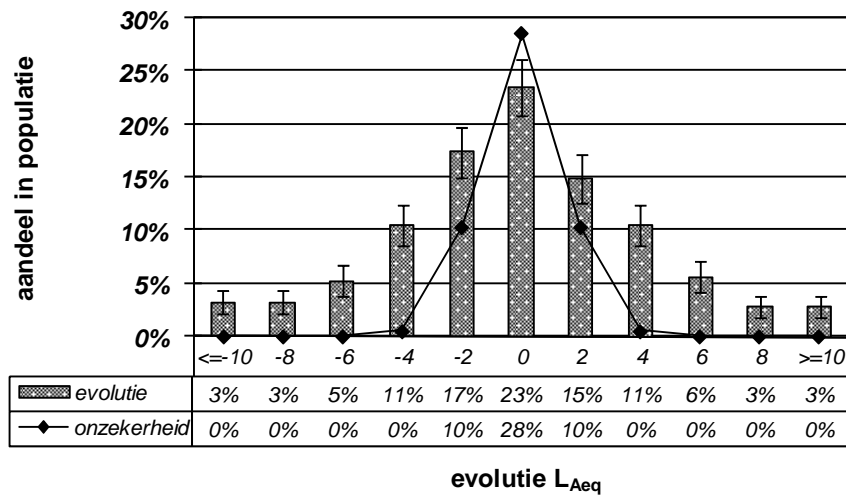
Alle geluid

In Figuur 11 wordt de distributie van de blootstelling aan geluid zoals gemeten tijdens de verschillende meetcampagnes vergeleken. De aangeduide onzekerheidsintervallen hebben betrekking op de absolute waarden, niet op de verandering. Opmerkelijk is de daling van het aantal blootgestelden aan niveaus tussen 60 en 65 dB(A) tussen 1996 en 2001, maar deze daling wordt in 2009 teruggedraaid. Voor de andere 5 dB(A) klassen vallen de veranderingen binnen de foutvlaggen en het gemiddelde van de blootstellingsniveaus blijft ongeveer constant (Tabel 6 en Tabel 7). Figuur 12 toont een distributie van de verandering van de blootstelling over 2dB klassen tussen 1996 en 2001 enerzijds en tussen 2001 en 2009 anderzijds. De steekproeffout op dit resultaat is aangeduid. Daarnaast is in de figuur aangegeven welke distributie verwacht kon worden op basis van de inschatting van het effect van meten op een ander tijdstip van de dag en van de korte observatietijd. Hieruit blijkt dat de verandering vaak groter is dan verwacht. De distributie van de evolutie tussen 1996 en 2001 blijft symmetrisch en vrij sterk aanleunend bij een normale distributie terwijl de distributie van de evolutie tussen 2001 en 2009 enigszins scheef wordt.

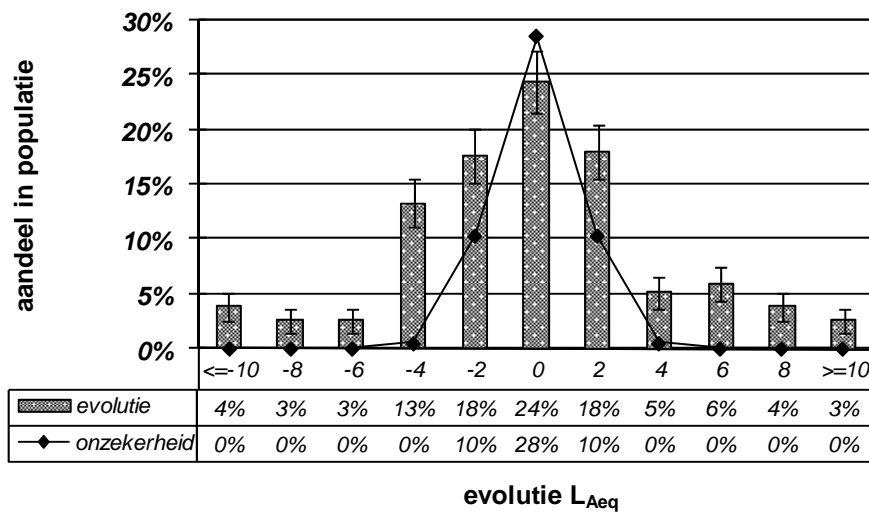
Figuur 11. Blootstelling aan geluid (L_{Aeq}) ter hoogte van de gevel overdag.



Figuur 12. Distributie van de verandering (L_{Aeq}) in de blootstelling aan geluid ter hoogte van de gevel overdag: (a) tussen 1996 en 2001; (b) tussen 2001 en 2009.



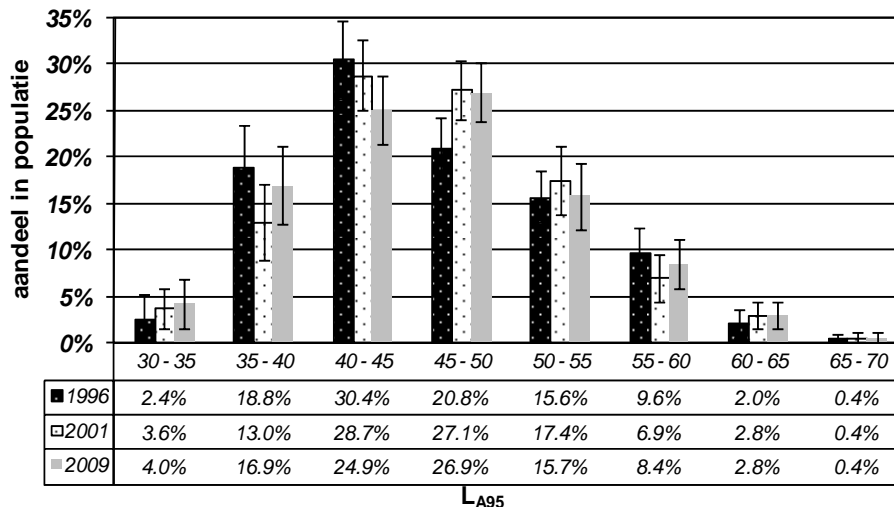
(a)



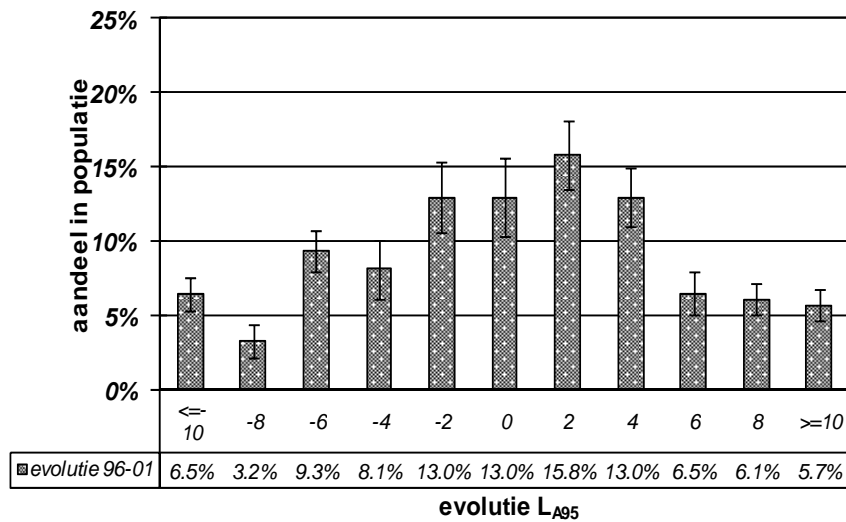
(b)

Het steeds aanwezige geluid wordt gekarakteriseerd door het statistisch geluidsdrukniveau L_{A95} . De distributie van deze akoestische grootte tijdens de meetcampagnes wordt getoond in Figuur 13. Er worden weinig verschuivingen vastgesteld. Nochtans zijn de distributies van de verandering (Figuur 14) zeer breed. Gezien de korte meettijd en de dominante aanwezigheid van de geluidsbron wegverkeer is L_{A95} in dit geval bepaald door de toevallige stille periodes van 30 seconden tijdens de meting. Het optreden van deze stiltes is meer onderhevig aan toeval, dan het gemiddeld geluidsniveau, wat de bredere distributie zou kunnen verklaren.

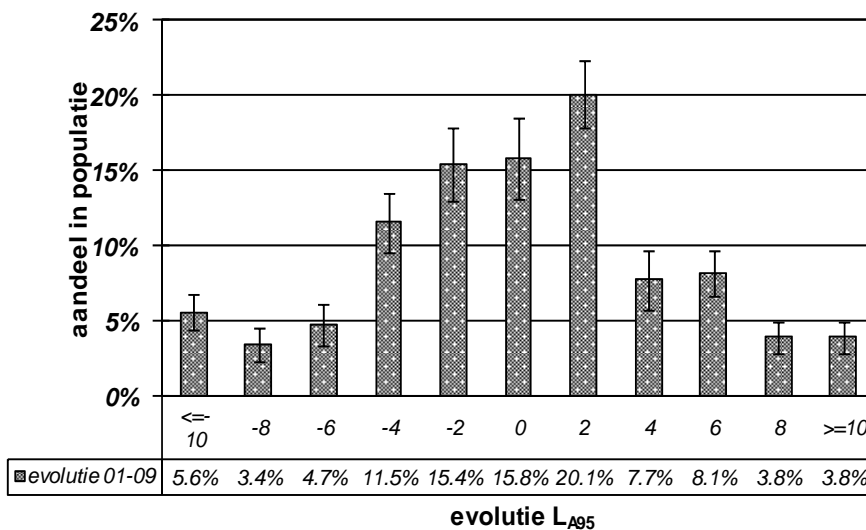
Figuur 13. Stillere periodes in blootstelling aan geluid (L_{A95}) ter hoogte van de gevel overdag.



Figuur 14. Distributie van de verandering (L_{A95}) in de blootstelling aan geluid ter hoogte van de gevel overdag: (a) tussen 1996 en 2001; (b) tussen 2001 en 2009.



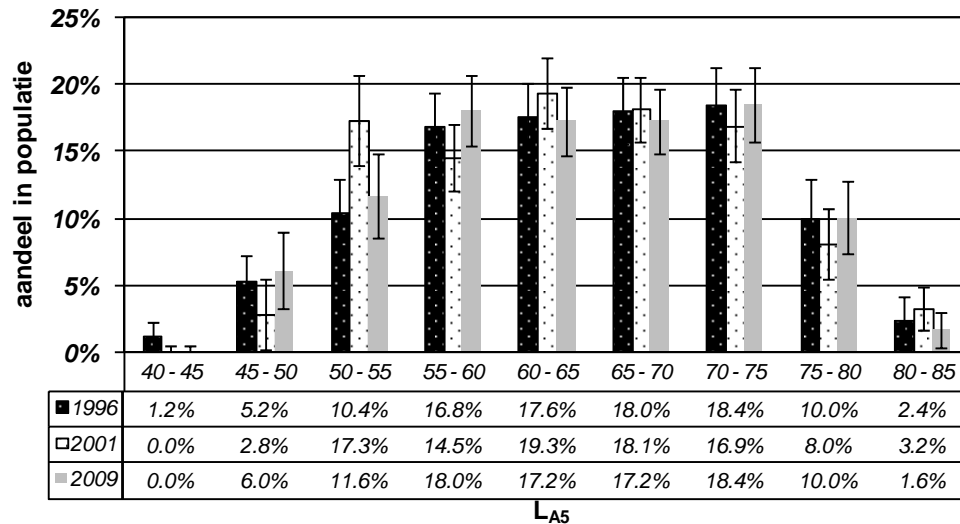
(a)



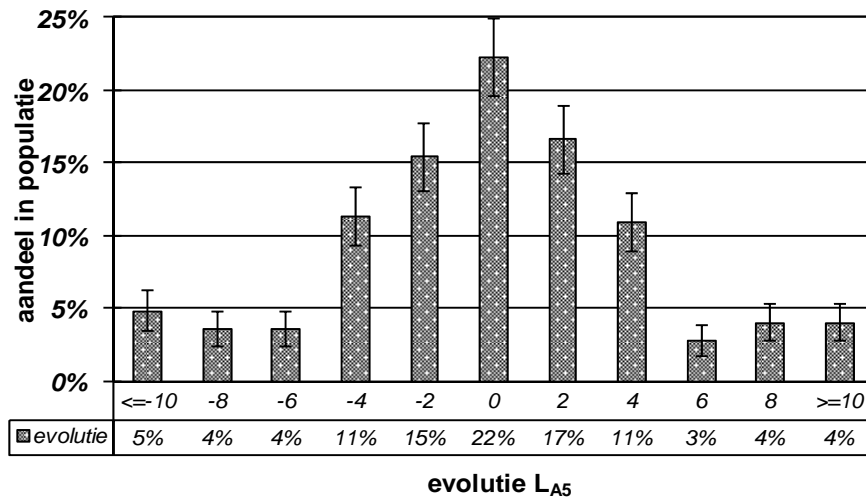
(b)

Sporadische hoge niveaus worden gekenmerkt door L_{A5} . Figuur 15 toont dat de situatie weinig veranderd is tussen 1996 en 2009 op het vlak van blootstelling aan piekniveaus. Het aantal plaatsen waar L_{A5} hoger dan 70 dB(A) gemeten wordt, was enigszins afgenomen tussen 1996 en 2001 maar nam tussen 2001 en 2009 weer toe. Figuur 16 toont aan dat de vastgestelde trends tussen 1996 en 2001 – ook op de eerder gerapporteerde gemiddelden – eerder het gevolg zijn van enkele uitschieters (sterke dalers) dan van een systematische trend. Tussen 2001 en 2009 is er ook een systematische geringe daling; de distributie lijkt iets verschoven naar lagere niveaus. Merk op dat hier niet enkel naar onverstoorte metingen wordt gekeken zodat gebeurtenissen zoals pratende of roepende mensen, grasmachines, doe-het-zelf toestellen, enz. kunnen bijdragen tot deze vaststelling.

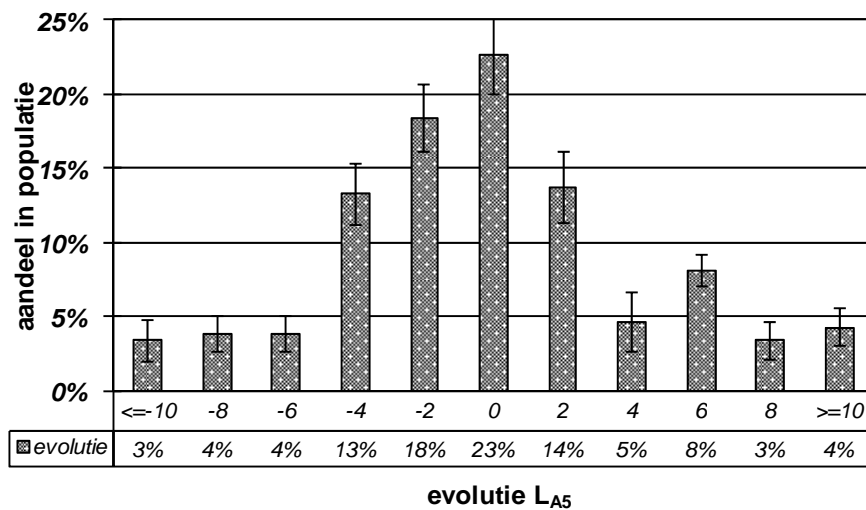
Figuur 15. Luidere periodes in blootstelling aan geluid (L_{A5}) ter hoogte van de gevel overdag.



Figuur 16. Distributie van de verandering (L_{A5}) in de blootstelling aan geluid ter hoogte van de gevel overdag: (a) tussen 1996 en 2001; (b) tussen 2001 en 2009.



(a)

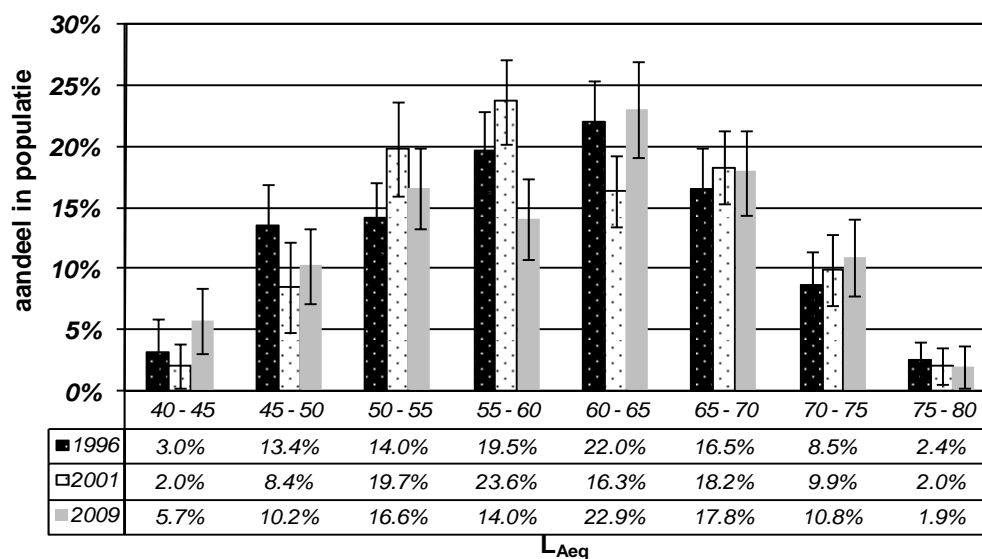


(b)

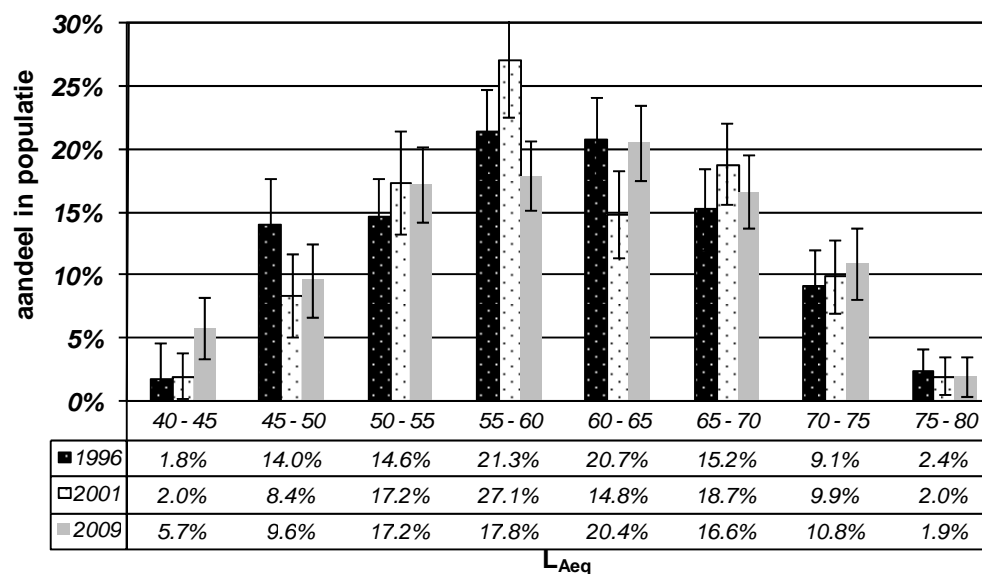
Wegverkeersgeluid

Om de blootstelling aan wegverkeersgeluid in kaart te brengen, worden alle metingen waar andere geluidsbronnen hoorbaar bijdragen tot het geluidsklimaat verwijderd. Figuur 17 en Figuur 18 tonen het percentage van de bevolking in Vlaanderen dat blootgesteld is aan wegverkeersgeluid in verschillende 5dB niveau categorieën, respectievelijk met en zonder correctie voor het meettijdstip. Beide tonen dezelfde trends. Een toename van de blootstelling aan niveaus hoger dan 65 dB(A) tussen 1996 en 2001 hetgeen weerspiegeld wordt in de stijging van de indicator, en een daling van het percentage blootgesteld aan niveaus onder 50 dB(A) en in de categorie 60 tot 65 dB(A). Tussen 2001 en 2009 zijn de meeste van deze trends weer ongedaan gemaakt.

Figuur 17. Blootstelling aan geluid van wegverkeer (L_{Aeq}) ter hoogte van de gevel overdag.

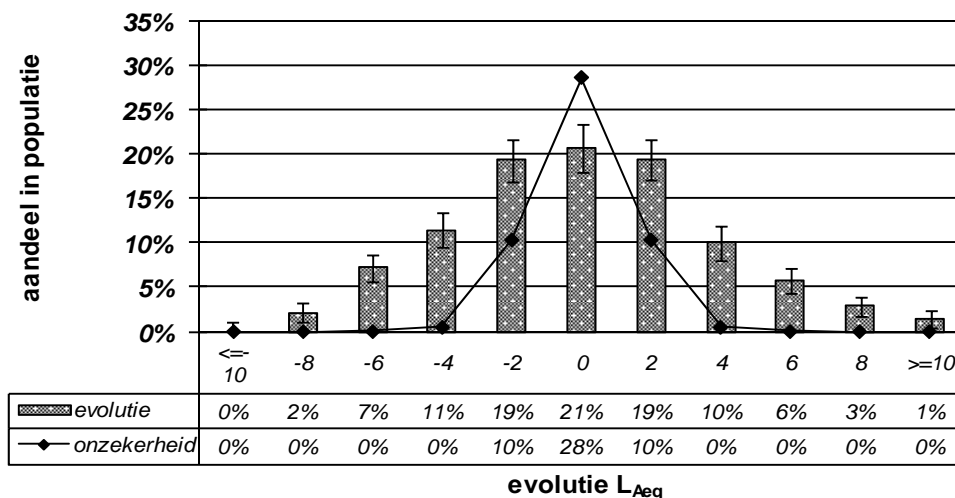


Figuur 18. Blootstelling aan geluid van wegverkeer (L_{Aeq}) ter hoogte van de gevel overdag, inclusief correctie voor het meetuur.

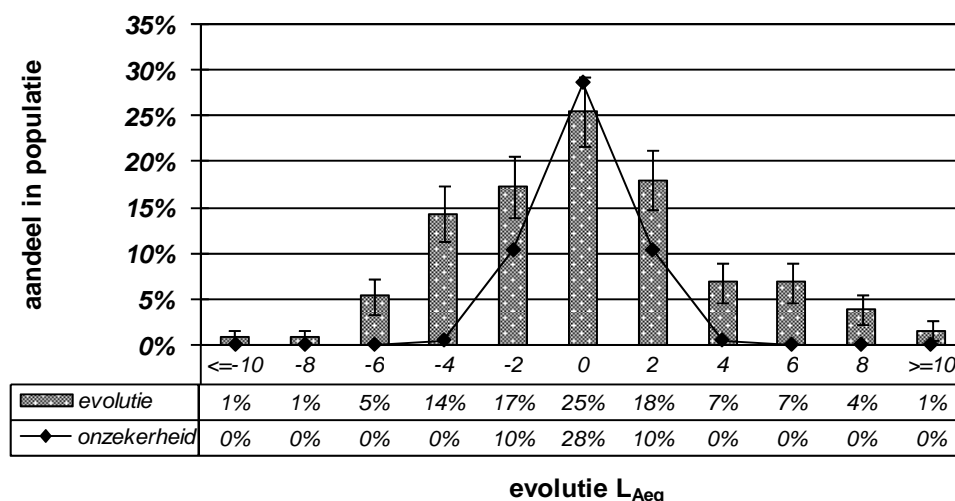


Het gemiddelde van de verandering in het blootstellingsniveau is niet significant verschillend van nul (Tabel 6). De distributie van de evolutie in L_{Aeq} tussen 1996 en 2001 en tussen 2001 en 2009 per observatiepunt wordt getoond in Figuur 19. Hieruit blijkt dat de blootstelling in veel punten toeneemt, maar in een gelijkaardig aantal gevallen afneemt. De distributie is breder dan verwacht op basis van verschillend meetuur en korte observatietijd (lijn).

Figuur 19. Distributie van de verandering (L_{Aeq}) in de blootstelling aan geluid van wegverkeer ter hoogte van de gevel overdag: (a) tussen 1996 en 2001; (b) tussen 2001 en 2009



(a)



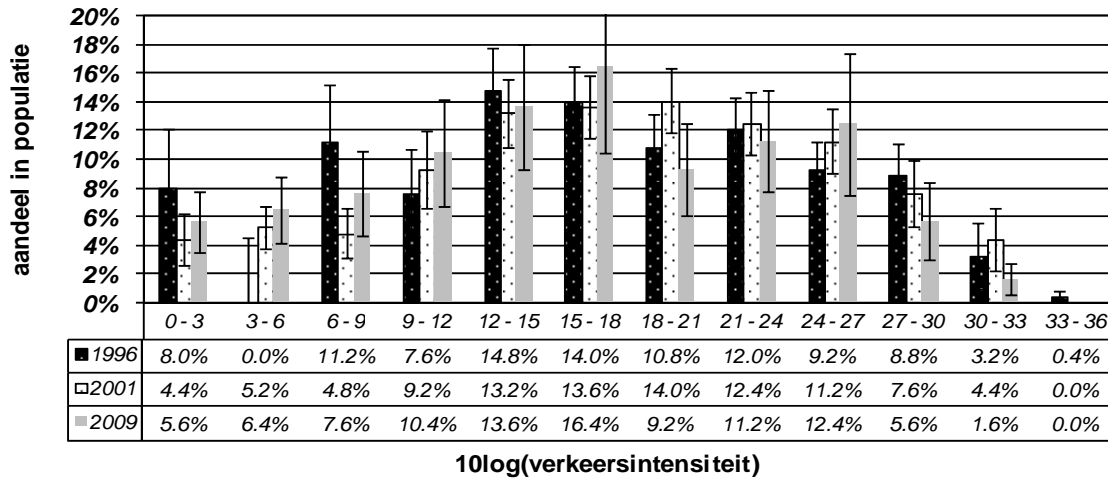
(b)

Verkeersintensiteit

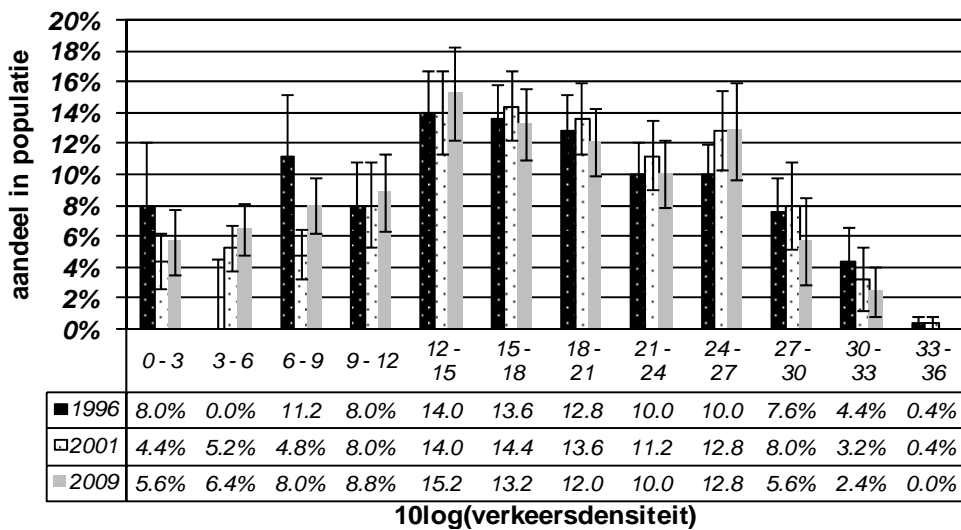
Tijdens de twee meetperiodes van 10 minuten werd het aantal voorbijrijdende voertuigen geteld, opgesplitst naar bromfietsen, personenwagens, vrachtwagens, bussen en landbouwvoertuigen. Omdat de geluidsemissie in Watt van een stroom voertuigen evenredig is met het aantal voertuigen, is de immissie in dB evenredig met $10\log(Q)$ met Q de verkeersintensiteit (voertuigen per uur). Om snel de invloed op de geluidsblootstelling te kunnen inschatten, worden verkeersintensiteiten dan ook in dB uitgedrukt.

Figuur 20 toont het percentage van de bevolking in Vlaanderen dat langs wegen met een bepaalde verkeersintensiteit – zoals vastgesteld tijdens de steekproef – woont. De beschouwde weg is deze waarop het adres betrekking heeft. Vrachtwagens, bussen en bromfietsen worden allen als een voertuig geteld. Figuur 21 toont dezelfde distributie na correctie voor het meettijdstip.

Figuur 20. Distributie van de inwoners van Vlaanderen over wegen met verschillende verkeersintensiteit (in dB).

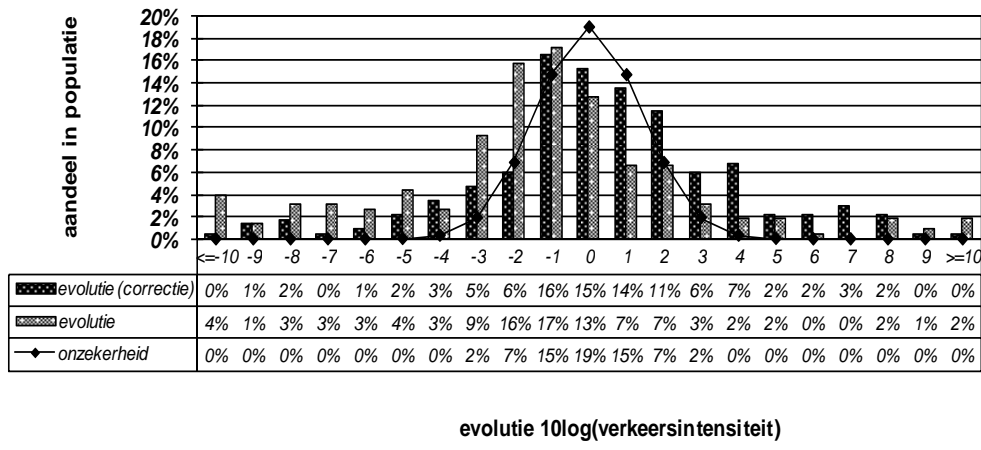
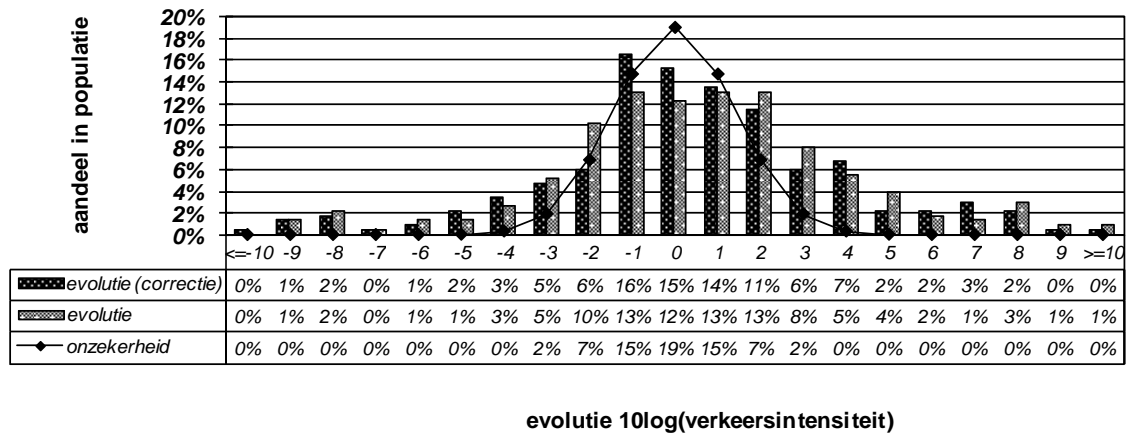


Figuur 21. Distributie van de inwoners van Vlaanderen over wegen met verschillende verkeersintensiteit (in dB), inclusief correctie voor meettijdstip.



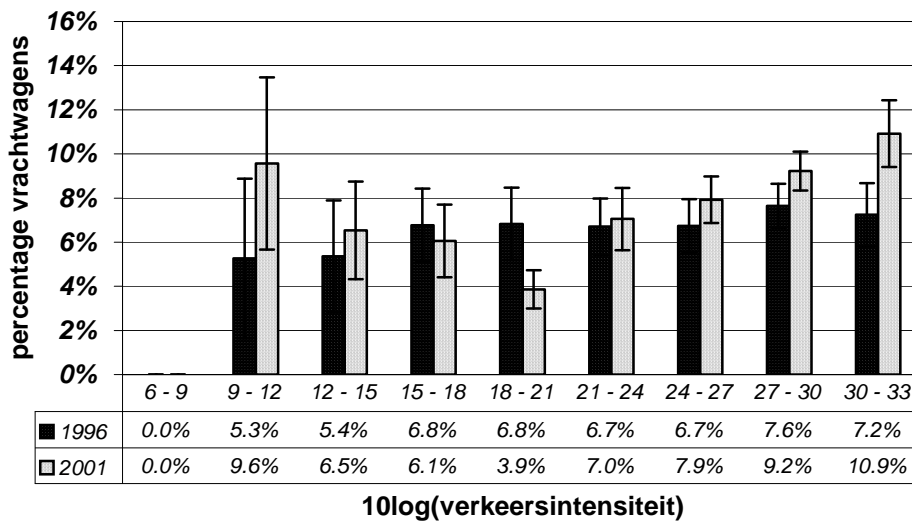
Het gemiddelde van de toename aan verkeersintensiteit in de observatiepunten tussen 1996 en 2001 bedraagt net geen 1 dB (Tabel 6) en het gemiddelde van de afname tussen 2001 en 2009 1.5 dB. Deze toename en afname zijn significant. Deze gemiddelde trends lijken vooral bepaald door de veranderingen van verkeersintensiteit op wegen met minder dan 200 voertuigen per uur (23 dB). Figuur 22 toont in hoeveel procent van de gevallen bepaalde dalingen en stijgingen worden vastgesteld. In de figuur is ook een indicatie gegeven van de distributie die op basis van de onzekerheid ten gevolge van meettijdstip en meetduur te verwachten is. Hieruit blijkt dat de gemiddelde toename tussen 1996 en 2001 met bijna 1 dB een gevolg is van een grotere toename op enkele specifieke plaatsen eerder dan een uniforme groei van de verkeersintensiteit. De groei is in beperkte mate afhankelijk van de gemiddelde (tussen 1996 en 2001) verkeersintensiteit op de beschouwde weg in de zin dat op wegen met intensiteit hoger dan enkele honderden voertuigen per uur de verkeersintensiteit gemiddeld niet toegenomen is. De daling tussen 2001 en 2009 lijkt het gevolg van een beperkte afname van de verkeersintensiteit op een aantal plaatsen vermits de distributie lichtjes naar negatieve waarden verschoven is in combinatie met enkele sterke dalers en stijgers.

Figuur 22. Distributie van de verandering in $10\log(\text{verkeersintensiteit})$ met en zonder correctie voor het meettijdstip: (a) tussen 1996 en 2001; (b) tussen 2001 en 2009



Omdat vrachtwagens gemiddeld een hoger geluidsvermogen produceren dan personenwagens, is het belangrijk een idee te krijgen van het aandeel vrachtwagens in de verkeersstroom. Per observatieplaats wordt het aandeel vrachtwagens berekend. Het gemiddelde van dit percentage bedroeg in 1996 5.2 % (± 1.2) en steeg in 2001 tot 6.0 % (± 1.2). Wordt het percentage vrachtwagens gewogen met de verkeersintensiteit bij het uitmiddelen, dan bekomt men voor 1996 6.9 % vrachtwagens, voor 2001 8.8 %. Er wordt dus een duidelijke stijging van het aandeel vrachtwagens vastgesteld. In Figuur 23 wordt het percentage vrachtwagens in functie van de verkeersintensiteit getoond. Het aandeel vrachtwagens neemt licht toe met de verkeersintensiteit en deze trend wordt versterkt in 2001. De spreiding op de bepaling van deze percentages geeft aan dat bij kleine intensiteit de veranderingen eerder door toeval verklaard worden.

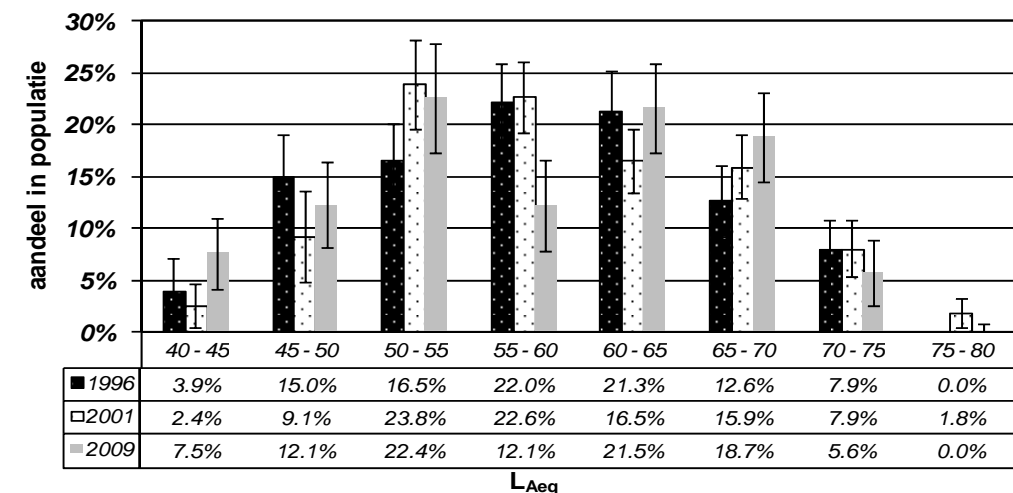
Figuur 23. Percentage vrachtwagens in de verkeersstroom in functie van de verkeersintensiteit.



Wegverkeer op niet-gewestwegen

De interesse in een selectie van niet gewestwegen is over de jaren wat verminderd omdat er steeds betere verkeersgegevens voor handen zijn die toelaten ook voor de kleinste wegen een schatting te maken van de geluidsniveaus. De selectie van situaties waar het geluid veroorzaakt is door verkeer op andere dan gewestwegen blijft echter een interessante oefening. Om dit geluid af te zonderen worden alle meetplaatsen waar een gewestweg hoorbaar bijdraagt tot het geluidsklimaat of dit volledig beïnvloedt, geschrapt. Voor de overblijvende metingen wordt opnieuw een distributie van de bevolking over verschillende blootstellingsniveaus (L_{Aeq}) gemaakt (Figuur 24). De trend is gelijkaardig als voor alle wegverkeer: niveaus tussen 60 en 65 dB(A) komen in 2001 minder voor dan in 1996, maar in 2009 komen ze terug meer voor, maar dan daalt het aantal woonplaatsen waar geluidsniveaus tussen 55 en 60 dB(A) voorkomen weer significant. Het al dan niet gewestweg zijn van de drukere wegen speelt geen rol bij de vastgestelde evolutie.

Figuur 24. Blootstelling aan geluid van wegverkeer op niet-gewestwegen (L_{Aeq}) ter hoogte van de gevel overdag, percentages ten opzichte van dat deel van de bevolking dat niet blootgesteld is aan geluid van gewestwegverkeer.

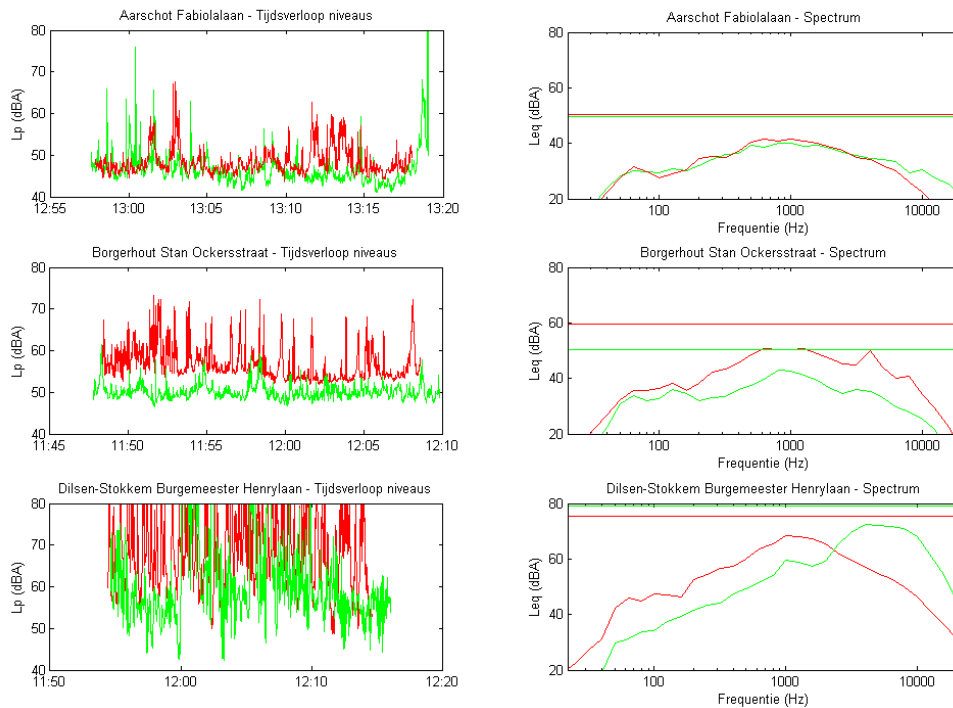


Prevalentie van stille zijdes in Vlaanderen

In de praktijk is het vaak zeer moeilijk om geluidsniveaus aan de straatzijde van een woning langs drukke (gewest)wegen te beperken. Aandacht voor het creëren van een stille zijde bij stadsplanning kan daarom een manier zijn om geluidshinder te beperken. Onderzoek naar het voorkomen van stille zijdes in Vlaanderen is hier een eerste stap. Recent onderzoek met betrekking tot het stille zijde concept tracht om de klassieke blootstelling-hinder curves te corrigeren in functie van het verschil tussen de meeste en minst belaste gevel (E. Salomons, 2009). De interesse in dit concept resulteerde zich o.a. in het recent opgezette Europees QSide project (LIFE+), dat specifiek handelt rond dit thema.

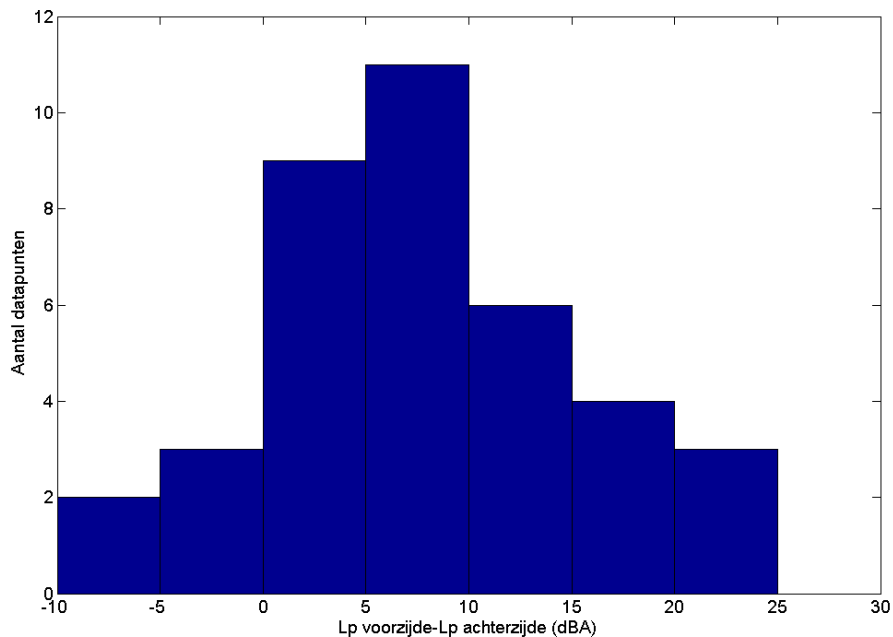
In Figuur 26 is het verloop van de totale A-gewogen geluidsniveaus weergegeven in functie van de tijd (per seconde) op 3 meetlocaties waar een simultane voor-en achterzijdemeting werd uitgevoerd. Het bijhorend tertsbandspectrum aan de voor- en achterzijde gedurende de meetperiode is terug te vinden dezelfde figuur. De horizontale lijnen stellen het totaal equivalent geluidsdruk niveau voor. Bij spectra met zeer gelijkaardige gemeten niveaus aan beide zijden van de woning is er geen afscherming waar te nemen aan de “achterzijde” (bijv. Aarschot-Fabiolalaan), terwijl de belangrijkste bron aan beide zijden identiek is. In geval van een goed afschermd achterzijde zal het verschil in voor- en achterzijde niveau bij lage frequenties typisch laag zijn, terwijl grotere verschillen worden waargenomen bij de hogere frequenties (bijv. Borgerhout – Stan Ockersstraat). Lage frequenties zullen immers sterk diffracteren rond de woning, terwijl hogere frequenties in belangrijke mate afgeschermd worden. In geval van volledig verschillende spectra is een andere dominante bron aanwezig aan de achterzijde (bijv. Dilsen-Stokkem Burgemeester Henrylaan). De data voor andere meetpunten is terug te vinden in Appendix C.

Figuur 25. Verloop van het totaal A-gewogen geluidsdruk niveau (per seconde) op 3 geselecteerde meetpunten gedurende de meetperiode (LINKERKOLOM). In de RECHTERKOLOM is het overeenkomstig spectrum weergegeven. De horizontale lijnen tonen hier het totaal A-gewogen equivalente geluidsdruk niveau gedurende de 20-minuten durende meetperiode. (rood=voorzijde, groen=achterzijde)



Dezelfde data is gecondenseerd voorgesteld in Figuur 27. Deze figuur geeft een idee van de prevalentie van stille zijdes in Vlaanderen, op basis van de steekproef. Het verschil in het totale equivalente geluidsdruk niveau tussen voorzijde en achterzijde is voorgesteld door middel van een histogram. Een classificatie werd verricht in klassen met een breedte van 5 dBA. Op 5 plaatsen bleek de “achterzijde” niet de stilste zijde, en dit door de aanwezigheid van andere bronnen of een periode met weinig verkeer aan de voorzijde gedurende de meting. De mediaan ligt op 7.1 dBA; 29 % van de data ligt tussen 5 en 10 dBA; 34 % van de meetpunten kent een achterzijdeniveau dat meer dan 10 dBA stiller is dan de voorzijde. Een dergelijk verschil van minimum 10 dBA lijkt een ondergrens om te spreken van het voorkomen van een stille zijde. Een dergelijk niveauverschil is equivalent met een halvering van de waargenomen luidheid.

Figuur 26. Histogram dat het verschil in totaal A-gewogen equivalent geluidsdruk tussen voor en achterzijde toont op basis van de 38 steekproefmetingen.



In het werk van Öhrström (E. Öhrström, 2006) kwam men tot het volgend criterium om ervoor te zorgen dat 80 % van de bewoners niet gehinderd wordt door wegverkeersgeluid, en waarbij geluidsgelateerde gezondheidseffecten ontbraken. Hiervoor dient de $L_{Aeq,24u}$ op de direct/meest belaste gevel niet hoger te zijn dan 60 dBA, terwijl aan de stille zijde van de woning 45 dBA niet wordt overschreden. Dit criterium houdt dus ook rekening met het effect van een stille zijde. Op basis van de steekproef blijken beide voorwaarden slechts in 10 % van de meetlocaties vervuld. Hierbij wordt een extrapolatie verondersteld van de 20-minuten durende meting naar een etmaal. Bemerkt bovendien dat de steekproef van voor- en achterzijde metingen zeer beperkt is en extrapolatie naar grotere schaal vergt verder onderzoek.

Het besteden van aandacht aan het creëren van een stille zijde rond woningen is een mogelijke manier om het aantal gehinderden te laten dalen. Deze denkwijze wint nog meer aan belang aangezien blijkt dat gedurende de laatste 13 jaar zeer weinig is gewijzigd aan de geluidsniveaus aan de meeste belaste zijde. De grens vanaf wanneer men kan spreken van een stille zijde is bovendien onvoldoende gekend, en verder onderzoek is hier noodzakelijk. Het spreekt vanzelf dat ook de absolute niveaus aan de voor- en achterzijde nog steeds een rol spelen voor de geluidshinderbeleving.

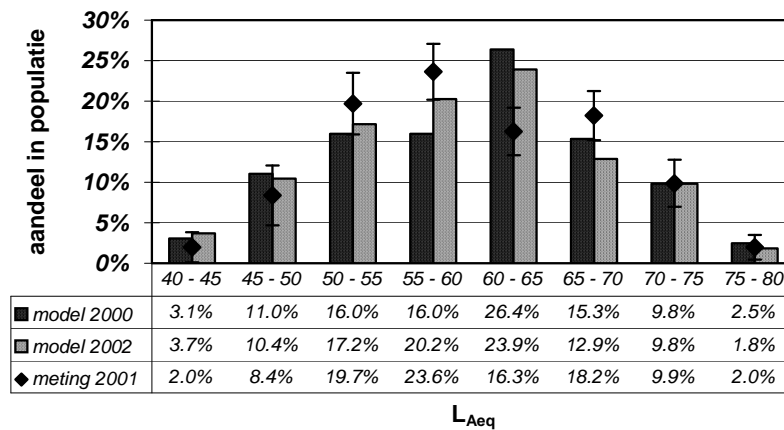
Vergelijking met modellen

In MIRA-S 2000 werd een voorspelling gemaakt van het aantal personen blootgesteld aan verschillende geluidsniveaus veroorzaakt door wegverkeer op basis van de metingen in 1996 voor een aantal zichtjaren. Figuur 27 vergelijkt de modelresultaten voor 2000 en 2002 met de metingen in 2001. Hieruit blijkt dat een belangrijk aspect, namelijk het verschuiven van het aantal blootgestelden aan niveaus tussen 60 en 65 dB(A) naar hogere en lagere categorieën niet werd voorspeld in het model. Dit heeft eveneens voor gevolg dat de toename van de indicator voor wegverkeer - gebaseerd op de metingen - tot 30 % van de bevolking, niet correct werd voorspeld door het model. Aangezien we het waargenomen effect verklaren door een meer dan proportionele stijging van de verkeersintensiteit, en in het bijzonder het aandeel vrachtwagens op de drukkeren wegen, en in MIRA-S de volledige groei uniform verdeeld werd over alle wegen, is deze discrepantie niet verwonderlijk.

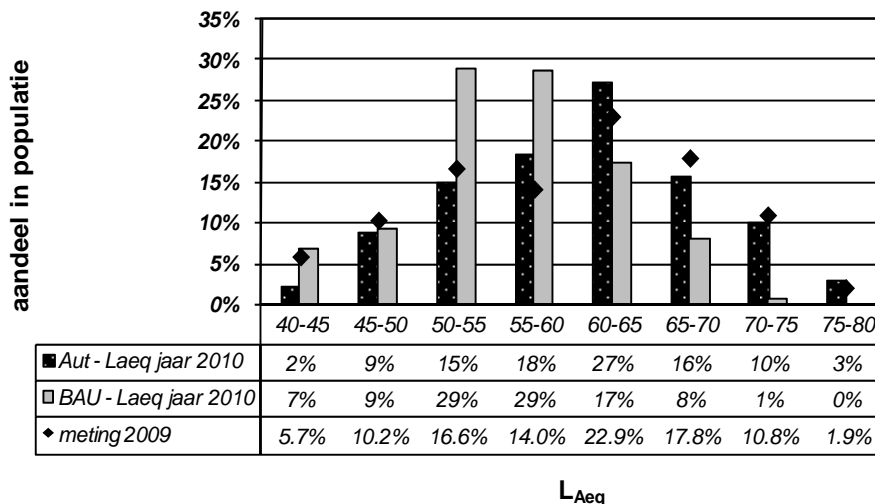
Het gemiddelde van het verschil tussen voorspelling en meting per observatieplaats bedraagt 0.26 dB(A) (voorspelling 2002).

Figuur 28 vergelijkt de voorspelde blootstellingsdistributies in 2010 voor 2 scenario's uit MIRA-S 2000 met metingen in 2009. Hieruit blijkt dat het autonoom scenario uit MIRA-S 2000 de werkelijkheid in 2009 beter benadert dan het business as usual (BAU) scenario, in het bijzonder bij hoge blootstellingsniveaus.

Figuur 27. Vergelijking van voorspelling van de blootstelling aan wegverkeersgeluid in MIRA-S 2000 met gemeten distributie.



Figuur 28. Vergelijking van voorspelling van de blootstelling van de bevolking in Vlaanderen aan wegverkeersgeluid voor 2010 in MIRA-S 2000 met gemeten distributie in 2009.



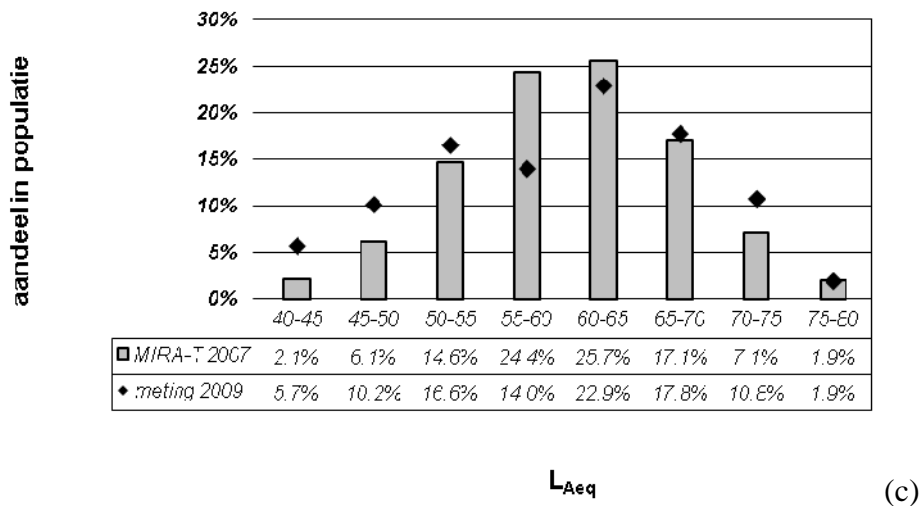
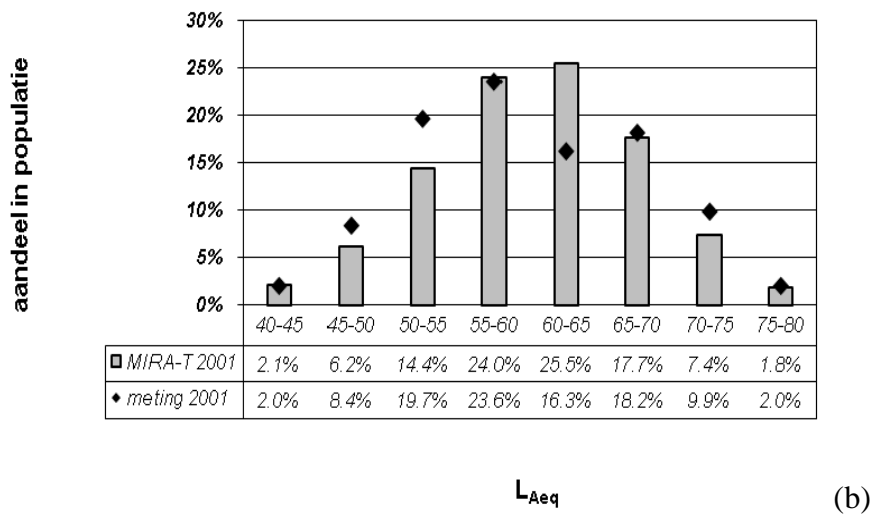
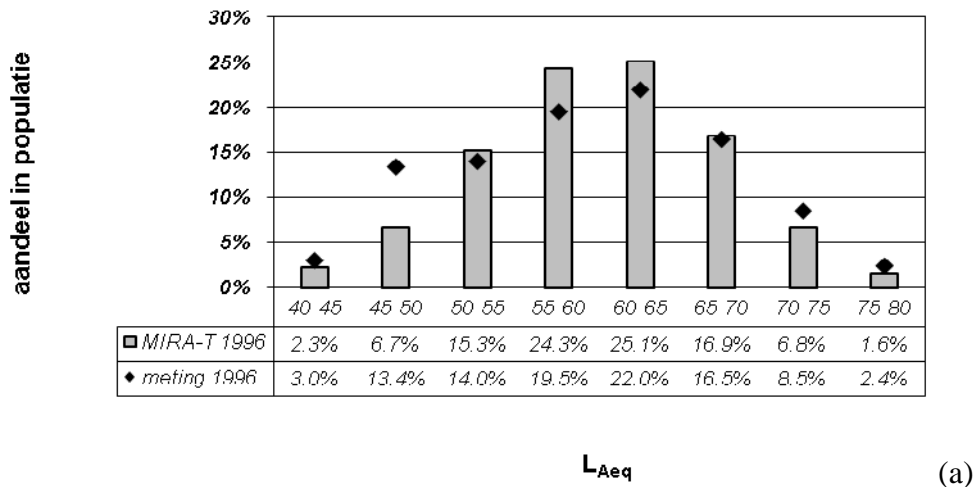
Sinds enkele jaren wordt voor opeenvolgende MIRA-T het percentage van de bevolking blootgesteld aan wegverkeersgeluid berekend via een vereenvoudigde geluidskaart en verkeersgegevens van het Verkeerscentrum Antwerpen. Er werd ook teruggerekend tot en met 1996. Figuur 29 toont de berekende en gemeten gevelbelastingsdistributies. In het bijzonder bij hoge geluidsniveaus wordt een goede overeenkomst vastgesteld. Dit wordt nog duidelijker wanneer de evolutie van het percentage van de woningen blootgesteld aan geluidsniveaus door wegverkeer hoger dan respectievelijk 65, 70 en 75 dBA wordt geplot (Figuur 30). De modelwaarden wijken lichtjes af van wat in MIRA-T gerapporteerd wordt omdat daar een correctie wordt toegevoegd voor het ontbreken van de kleinere wegen in de verkeersgegevens. Het stagneren van het percentage van de bevolking blootgesteld aan geluidsniveaus door wegverkeer aan de gevel hoger dan 65 dBA – vastgesteld in de metingen – was ook zichtbaar in de modellen, zelfs in een iets uitgesprokener mate. Gelijkaardige trends worden gezien in het percentage van de bevolking blootgesteld aan geluidsdrukniveaus door wegverkeer van

meer dan 70 dBA ter hoogte van de gevel. Vermits het model enkel rekening houdt met evoluties in het verkeer: volume, toegelaten snelheid, percentage vracht en niet met het type wegdek, evoluties in de emissies van voertuigen, enz. kan gesteld worden dat de trend grotendeels verklaard moet worden door deze evoluties in het verkeer. Het percentage van de bevolking blootgesteld aan niveaus hoger dan 75 dBA lijkt in de meting te dalen terwijl dit bij de berekeningen niet het geval is. Er zal echter opgemerkt worden dat het hier om kleine aantallen gaat. Nader onderzoek leert dat op enkele plaatsen in 1996 de drempel van 75 dBA net gehaald werd terwijl dit in de daaropvolgende jaren net niet het geval was. Dit zou grotendeels door toeval kunnen verklaard worden zodat we er geen verdere conclusies wensen aan te verbinden.

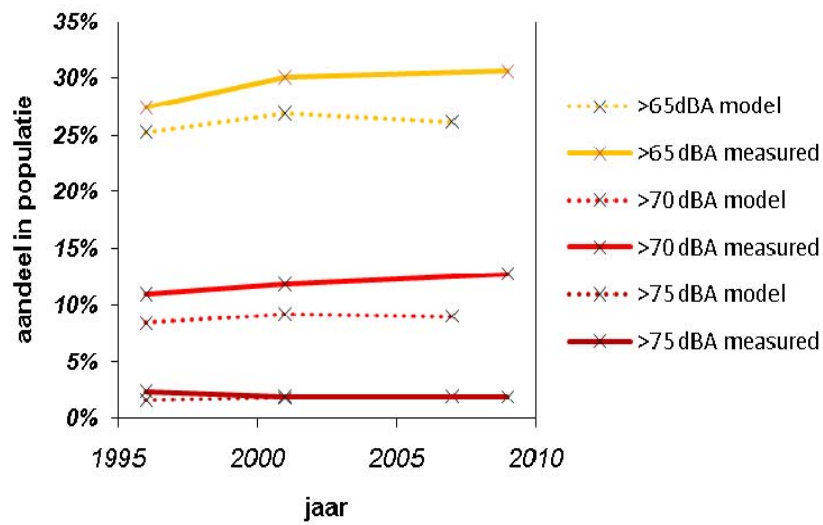
De blootstellingsdistributie kan ook gebruikt worden om het percentage potentieel ernstig gehinderden door geluid van wegverkeer te berekenen. In (L. Dekoninck, 2002) werd aangetoond op basis van enquêteresultaten dat bij lage verkeersintensiteit de hinder bij eenzelfde gemiddeld geluidsniveau lager moet ingeschat worden dan de gemiddelde hinder blootstellingsrelaties. Tabel 9 toont aldus berekende potentiële ernstige hinder op basis van de steekproefmetingen en het 95 % betrouwbaarheidsinterval op dit resultaat. De potentieel ernstige hinder lijkt lichtjes te stijgen. Sinds 2000 worden in Vlaanderen ook geluidshinderenquêtes afgenomen, het zogenaamde schriftelijk leefbaarheidsonderzoek door het departement LNE. Figuur 31 vergelijkt de berekende percentages potentieel ernstig gehinderden op basis van de geluidsmetingen met de gerapporteerde ernstige tot extreme hinder in de SLO-enquête. Beide trends zijn tegengesteld aan elkaar: de berekende hinder stijgt terwijl de gerapporteerde hinder daalt. Naar de mogelijke verklaring hiervoor kunnen we op dit moment enkel gissen:

- Dalend verkeersgeluid tijdens de avond en nacht, de geluidsmetingen gebeuren immers uitsluitend tijdens de daguren. Een eerder onwaarschijnlijke verklaring.
- Dalend verkeersgeluid tijdens het weekend, de geluidsmetingen gebeuren immers uitsluitend tijdens de week. Een eerder onwaarschijnlijke verklaring.
- Wijzigende dynamiek van het verkeersgeluid. In het bijzonder de toegenomen globale LA95 zou voor minder uitgesproken geluidspieken kunnen zorgen. Dit vereist echter hypothesen in verband met het ontstaan van geluidshinder die nog niet algemeen aanvaard zijn.
- Verplaatsing van de woningen naar stillere zones. De geluidsmetingen gebeuren op plaatsen die in 1996 werden gekozen evenredig met de bevolkingsdichtheid. Voor de enquêtes wordt telkens een steekproef getrokken. Misschien gaan mensen op stillere plaatsen wonen. De trend is echter zo groot dat de migratie die hiermee gepaard moet gaan reeds zichtbaar zou moeten zijn in diverse andere karakteristieken.
- De isolatie van de woningen verbeterd (o.a. door stimulans van thermische isolatie) waardoor de bewoner zijn toevlucht kan zoeken in stillere vertrekken, en misschien ook een stille zijde kan opzoeken.
- Verandering in ingesteldheid van de bevolking tegenover wegverkeersgeluid. Een zeer plausibele verklaring die echter moeilijk te testen is.
- Methodologische fouten in een of beide studies.

Figuur 29. Vergelijking van de berekende blootstelling van de bevolking in Vlaanderen aan wegverkeersgeluid tijdens opeenvolgende MIRA-T met de meetresultaten: (a) 1996, (b) 2001, (c) 2007 voor berekening en 2009 voor meting.



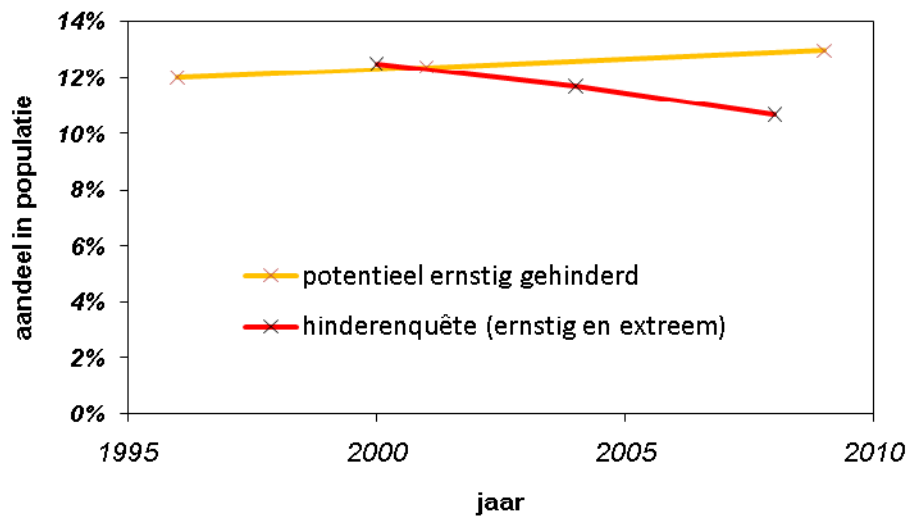
Figuur 30. Berekend (MIRA-T model) en gemeten percentage van de inwoners van Vlaanderen blootgesteld aan geluidsdrumniveaus overdag aan de gevel hoger dan respectievelijk 65, 70 en 75 dBA.



Tabel 9. Berekend aantal potentieel ernstig gehinderden door geluid van wegverkeer op basis van immissiemetingen in 1996, 2001 en 2009.

	1996	2001	2009
percentage potentieel ernstig gehinderd	12.0 %	12.4 %	13.0 %
95 % betrouwbaarheid	1.9 %	1.8 %	2.1 %
aantal	164	203	157

Figuur 31. Berekend aantal potentieel ernstig gehinderden door geluid van wegverkeer op basis van immisiemetingen in 1996, 2001 en 2009 vergeleken met de gerapporteerde ernstige tot extreme hinder door straatverkeer uit de SLO-enquêtes.



Besluiten

Globaal gesproken is er de laatste 13 jaar niet veel veranderd wat betreft de blootstelling van wegverkeersgeluid in Vlaanderen. De lichte toename van het aantal inwoners in Vlaanderen dat overdag geluidsdrukniveaus ter hoogte van de voorgevel ervaart hoger dan 65 dBA (L_{Aeq}), die tussen 1996 en 2001 werd vastgesteld, lijkt nu gestagneerd. Deze evolutie is echter op zich niet statistisch significant. Modellen die in MIRA-T gehanteerd worden voor het berekenen van het percentage van de bevolking dat overdag aan hoge geluidsniveaus door wegverkeer blootgesteld is, gaven reeds een gelijkaardige evolutie weer. Deze modellen verwaarlozen mogelijks relevante effecten zoals het stiller worden van individuele voertuigen, stillere banden, stillere wegdekken, herinrichting van de wegen, enz. maar toch lijken ze de essentie van de evolutie te vatten. Dit zou erop kunnen wijzen dat de vermelde maatregelen ter reductie van de geluidsemisatie in Vlaanderen niet ten volle worden ingezet.

Het totale geluidsdrukniveau ter hoogte van de voorgevel van de woningen blijft eveneens vrij gelijkaardige alhoewel de spreiding tussen de verschillende meetplaatsen groter is dan verwacht op basis van de meetonzekerheid. Op sommige plaatsen is er opmerkelijk meer geluid, op andere minder. Het steeds aanwezige geluid L_{A95} gemiddeld over alle meetplaatsen vertoont een meer uitgesproken en stijgende trend dan het equivalente geluidsdrukniveau en L_{A5} die beiden meer beïnvloed worden door de geluidspieken. Het lijkt er dus op dat omgevingsgeluid steeds meer continu aanwezig is.

Op basis van de gemeten geluidsblootsteldingsdistributies en vrij algemeen aanvaarde relaties tussen geluidsdrukniveau ter hoogte van de gevel en hinder, kan een schatting gemaakt worden van het percentage van de inwoners van Vlaanderen potentieel ernstig gehinderd is door geluid van wegverkeer. Dit percentage stijgt sinds 1996 continu. Hinderenquêtes geven echter een tegenovergestelde trend aan. Deze opmerkelijke vaststelling: geluidsniveaus door wegverkeer ter hoogte van de voorgevel van de inwoner van Vlaanderen stijgen, maar deze inwoner lijkt er zich niet aan te storen, blijft vooralsnog onverklaard.

Tijdens de geluidsmeting in 2009 werd ook – zij het in beperktere mate wegens het niet beschikbaar zijn van bijkomend budget – aandacht besteed aan de achterzijde van de woning. Recente literatuur toont immers aan dat een stille zijde aan de woning het ontstaan van geluidshinder voor de bewoners in belangrijke mate kan beperken. Uit de 38 metingen blijkt dat het meestal stiller is aan de achterzijde, en dat het verschil in geluidsdrukniveau vaak 10 tot 20 dBA bedraagt. Een significant effect op de ervaren geluidshinder is te verwachten in 10 % van deze woningen. Voeg daarbij dat vooral achteraan gemeten is waar de toegang tot de achterzijde vlot verloopt (mensen zullen immers

eerder bereid zijn om via de tuin toegang te verlenen tot meting achteraan) en men kan concluderen dat aandacht besteden aan de aanwezigheid van een stille zijde een groot potentieel heeft in Vlaanderen.

Naar het gevoerde beleid toe kan men de resultaten van deze studie als volgt interpreteren.

- Het werkelijk gevoerde beleid is minder efficiënt dan in toekomstverkennde rapporten zoals MIRA-S 2000 inschatte. Zelfs het BAU scenario van dit rapport werd niet gehaald.
- Mobiliteitsbeleid samen met autonome evoluties, met name sturen van verkeersstromen en snelheden zoals dit naar voor komt in de verkeersgegevens verstrekt door het Verkeerscentrum Antwerpen, blijkt zowel in de metingen als in de modellen tot een stagnatie van de groei van het aantal mensen dat blootgesteld is aan hoge niveaus van verkeersgeluid (>65 dBA) ter hoogte van de gevel te hebben geleid.
- De metingen tonen echter aan dat het effect ook beperkt is tot dit effect van veranderende verkeersstromen. Emissiereductie aan de bron door stillere voertuigen, banden en wegdekken blijkt geen effect te hebben gehad over de voorbije 13 jaar of dit effect is op zijn minst tenietgedaan door tegengestelde trends in keuze van voertuig, voertuiggebruik, enz.
- Het beleid rond CO₂ uitstoot reductie dat erop gericht is de bevolking aan te zetten tot thermische isolatie kan een van de oorzaken zijn waarom de SLO-enquêtes aantonen dat de prevalentie van de ervaren ernstige tot extreme geluidshinder door straatverkeer daalt terwijl de potentiële ernstige geluidshinder berekend op basis van de onderliggende geluidsmetingen stijgt. Thermische isolatie kan immers gepaard gaan met een verbetering van de akoestische isolatie. Deze hypothese kan echter niet wetenschappelijk gestaafd worden vermits nog een ruim aantal alternatieve verklaringen mogelijk zijn.
- In het kader van de vaststelling dat het geluidshinderbeleid er niet in geslaagd is de voorbije 13 jaar de belasting van de voorgevel van de woningen in Vlaanderen door wegverkeersgeluid te reduceren, is het verfrissend vast te stellen dat een groot aantal woningen een stillere achterzijde hebben. Toekomstig beleid zou deze historisch gegroeide bouwstijl verder kunnen cultiveren om aldus toch nog een reductie van de ervaren geluidshinder te realiseren ondanks een gelijkblijvende voorgevelbelasting.

Referenties

Duchamps W., Botteldooren D. & De Poorter J., 'Het inventariseren van geluidsniveaus veroorzaakt door lokaal wegverkeer in Vlaanderen', studie uitgevoerd in opdracht van de Vlaamse Milieumaatschappij (VMM), mei 1997.

Dekoninck L., Verkeyn A., De Muer T. & Botteldooren D., 'Validatie van modellen voor potentiële ernstige geluidshinder in Vlaanderen op basis van enquête', studie uitgevoerd in opdracht van de Vlaamse Milieumaatschappij (VMM), februari 2002.

Dekoninck L., Botteldooren D., Vindevogel G. & Geens R., 'An Indicator for Road Traffic Noise: Monitoring and Prediction Model', Proceedings of Internoise 2000, Nice, France.

Verkeerstellingen in Vlaanderen met automatische telapparaten, Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap, Departement Leefmilieu en Infrastructuur, Administratie Wegen en Verkeer, verschillende jaargangen.

Öhrström E., Skånberg A., Svensson H. & Gidlof-Gunnarsson A., 'Effects of road traffic noise and the benefit of access to quietness', Journal of Sound and Vibration 295, 40-59, (2006).

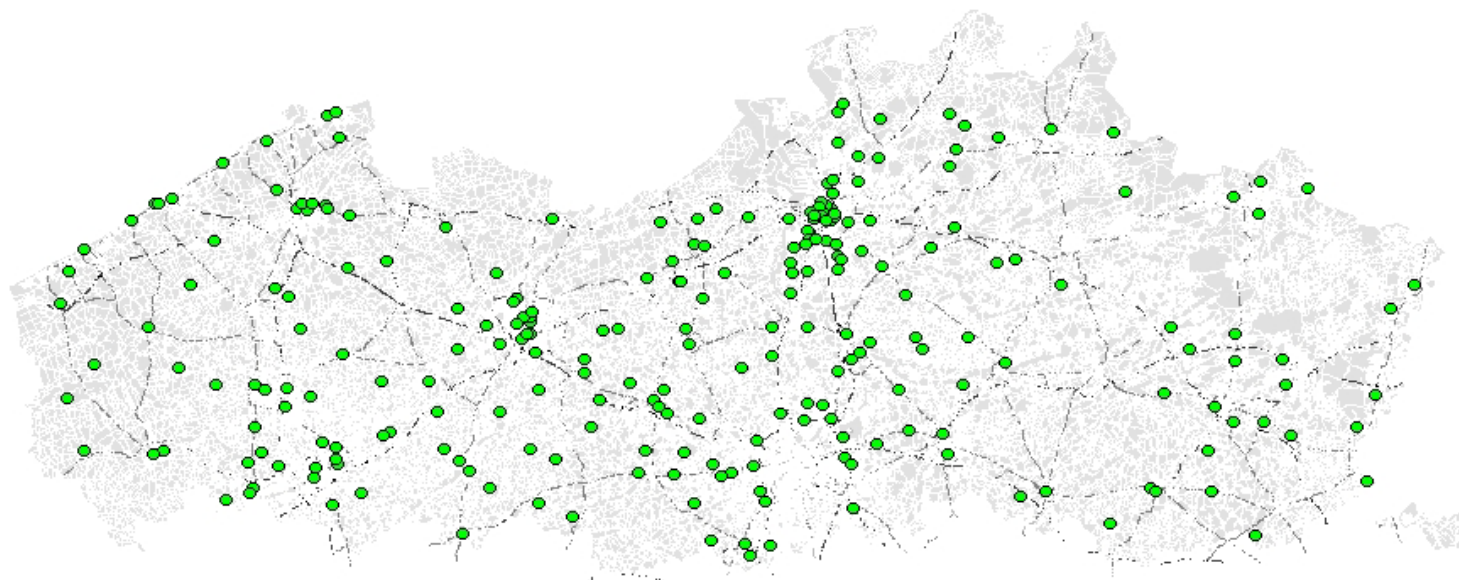
Öhrström E., 'Psychosocial effects of traffic noise exposure', Journal of Sound and Vibration 151, 513-517 (1991).

Salomons E., Polinder H., Lohman W., Zhou H., Borst H. & Miedema H., 'Engineering modeling of traffic noise in shielded areas in cities', Journal of the Acoustical Society of America 126, 2340-2349 (2009).

Appendix A. Meetrapport

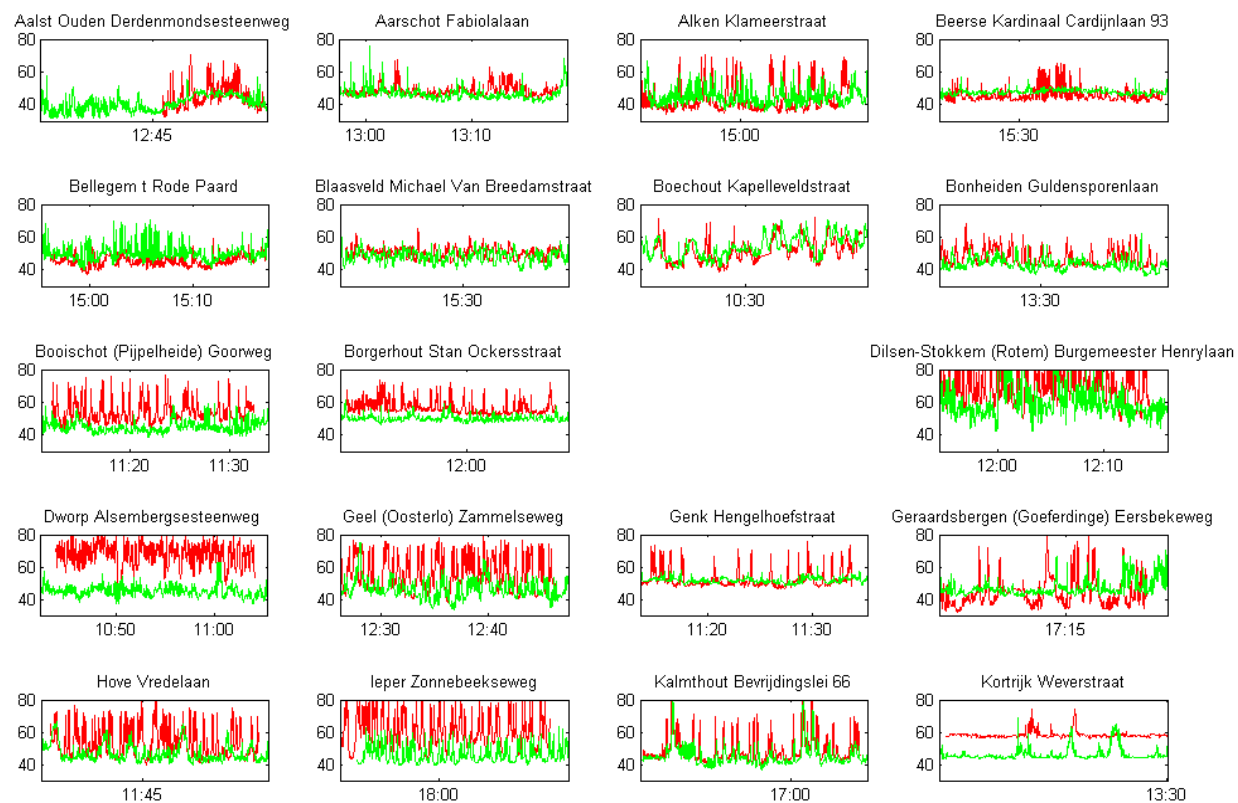
				Studie wegverkeerslawaa			
Adres:							
Datum: Aanvangsuur:							
Locatie GPS: N O:							
GELUIDSNIVEAUS							
1. $L_{Aeq} 10'$		$L_{Aeq} 10'$		$L_{Aeq} 10'$		$L_{Aeq} 10'$	
2. $L_{Aeq} 10'$		$L_{Aeq} 10'$		$L_{Aeq} 10'$		$L_{Aeq} 10'$	
VERKEERSINTENSITEIT PERIODE 1				PERIODE 2		(aantal gedurende 10minuten)	
Bromfietsen:							
Personenwagens:							
Vrachtwagens:							
Bussen:							
Landbouwvoertuigen:							
ANDERE GELUIDSRONNEN PERIODE 1				PERIODE 2		(=OMGEVING)	
Pratende voorbijgangers							
Treinen (aantal tijdens meeting)							
Vliegtuigen(aantal tijdens meeting).....							
Geluid van industriële activiteiten.....							
Drukke weg/ gewestweg							
VERKEERSWEG							
Afstand tot dichtste verkeersweg m. Snelheidszone: km/u							
Soort weg:				Wegverharding			
<input type="checkbox"/> autosnelweg				<input type="checkbox"/> asfalt			
<input type="checkbox"/> gewestweg				<input type="checkbox"/> beton (met voegen)			
<input type="checkbox"/> doorgangsweg (2 of 3 vaks)				<input type="checkbox"/> kasseien			
<input type="checkbox"/> stadsweg meer dan 2 rijvakken				<input type="checkbox"/> wegdek nat			
<input type="checkbox"/> stads- of dorpsweg 2 rijvakken (dorpsfuncties)							
<input type="checkbox"/> lokale weg woonwijk (enkel woonverkeer)							
<input type="checkbox"/> landelijke weg							
Verkeersbelemmerende factoren:							
<input type="checkbox"/> kruispunt				<input type="checkbox"/> verkeersdrempel			
<input type="checkbox"/> verkeerslichten				<input type="checkbox"/> andere:			
OMGEVING+ BEBOUWING:							
<input type="checkbox"/> open bebouwing							
<input type="checkbox"/> halfopen bebouwing							
<input type="checkbox"/> rijwoningen							
<input type="checkbox"/> appartement, verdieping, ...							
-5 -4 -3 -2 -1 0 1 2 3 4 5							
grijze gesloten omgeving				groene open omgeving			
+ afstand tussen meetpunt en gevel (indien verschillend van 1 m):							
+ recente herinrichting?							
WEERSOMSTANDIGHEDEN							
<input type="checkbox"/> zonnig				<input type="checkbox"/> bewolkt		<input type="checkbox"/> regenachtig	
WIND: <input type="checkbox"/> geen				<input type="checkbox"/> weinig		<input type="checkbox"/> matig <input type="checkbox"/> sterk	
STILLE ZIJDE METING							
<input type="checkbox"/> JA GPS: N O							
<input type="checkbox"/> Niemand thuis <input type="checkbox"/> Geen toestemming							
<input type="checkbox"/> Andere reden:							
BESCHRIJVING ACHTERZIJDE WONING							
+ Geometrie omgeving binnen 100 m (% bebouwing in halve cirkel van 180 graden gezien vanaf de achtergevel):							
+ bebouwing: <input type="checkbox"/> gesloten <input type="checkbox"/> halfopen <input type="checkbox"/> open							
+ typering bodem <input type="checkbox"/> tuintje <input type="checkbox"/> terras <input type="checkbox"/> balkon <input type="checkbox"/> voetpad (v. andere straat)							
<input type="checkbox"/> andere:							
+ Geluidsbronnen: <input type="checkbox"/> weg aan voorzijde is belangrijkste geluidsbron							
<input type="checkbox"/> andere aanwezig, i.c. :							
+ Afstand van meetpunt tot achtergevel: m							

Appendix B: ligging van de meetpunten.

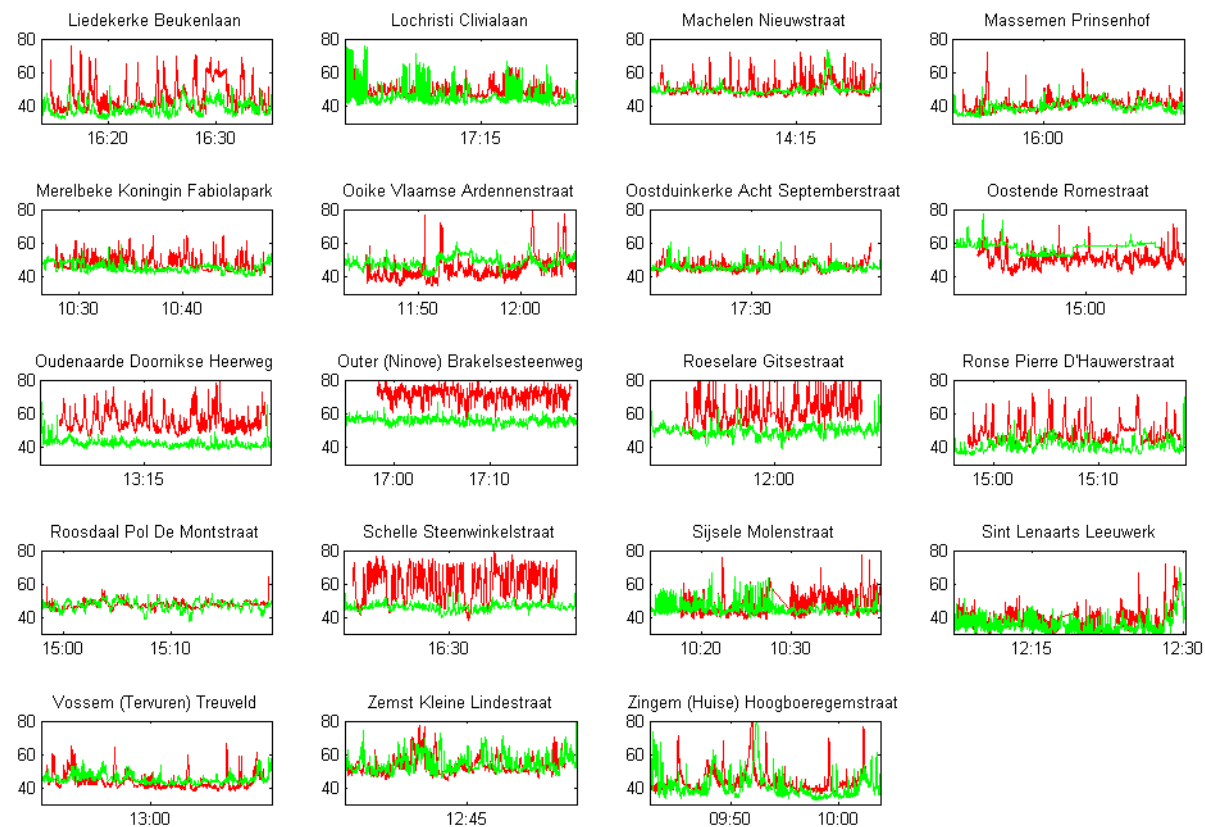


Appendix C. Vergelijking alle voor en achterzijde metingen

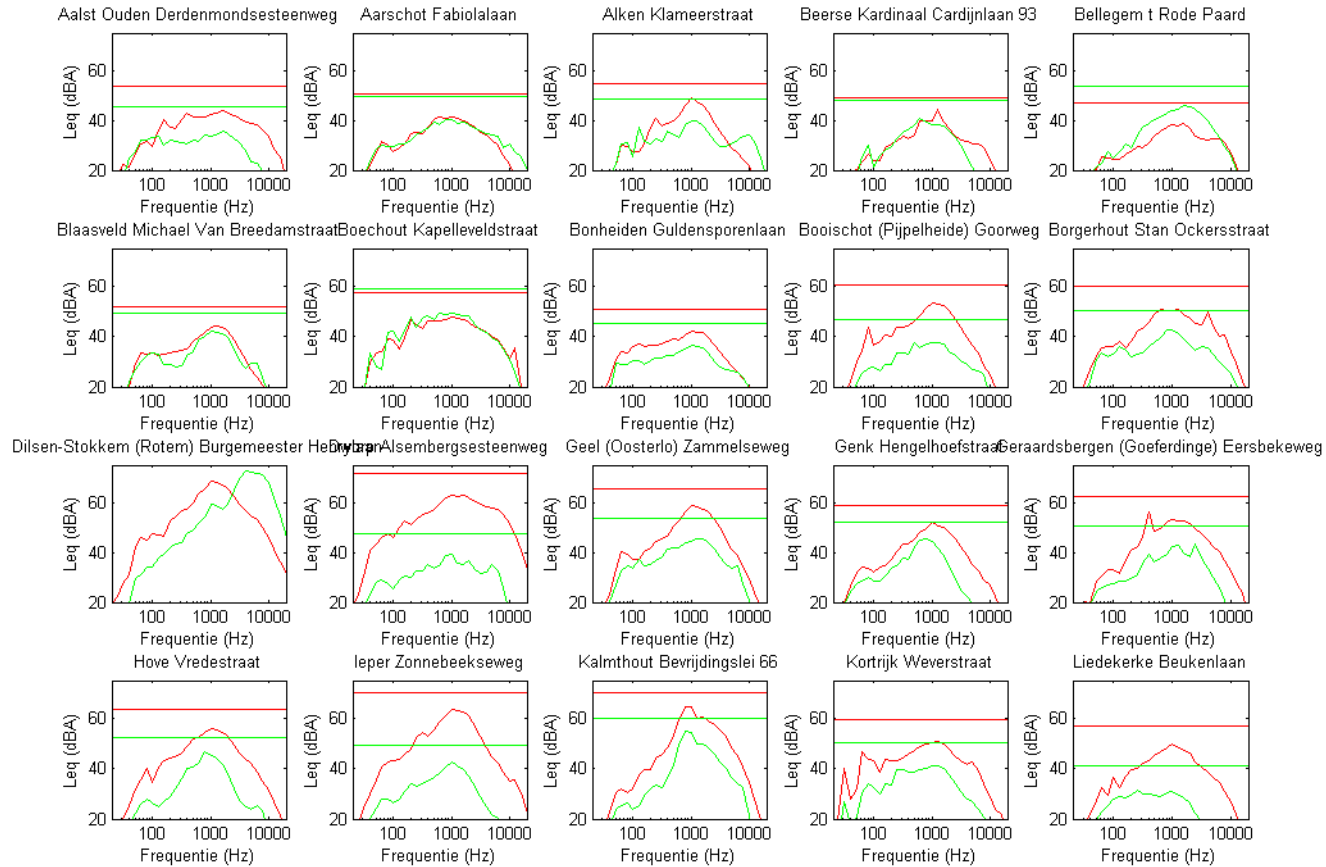
Figuur 32. Verloop van het totaal A-gewogen geluidsdrukniveau (per seconde) op de 38 meetpunten (rood=voorzijde, groen=achterzijde) gedurende de meetperiode



Figuur 33. Verloop van het totaal A-gewogen geluidsdrukniveau (per seconde) op de 38 meetpunten (rood=voorzijde, groen=achterzijde) gedurende de meetperiode



Figuur 34. Spectra op de 38 meetpunten (rood=voorzijde, groen=achterzijde). De horizontale lijnen tonen het totaal A-gewogen equivalente geluidsdrumniveau gedurende de 20-minuten durende meetperiode.



Figuur 35. Spectra op de 38 meetpunten (rood=voorzijde, groen=achterzijde). De horizontale lijnen tonen het totaal A-gewogen equivalente geluidsdrukniveau gedurende de 20-minuten durende meetperiode.

