

Oude Waalsdorperweg 63
2597 AK Den Haag
Postbus 96864
2509 JG Den Haag

www.tno.nl

TNO-rapport

TNO 2022 R10839

Emissiekentallen voor geluid van wegverkeer op basis van metingen in 2020

Persoonsgegevens

Datum	mei 2022
Auteur(s)	Persoonsgegevens
Aantal pagina's	31 (incl. bijlagen)
Aantal bijlagen	3
Opdrachtgever	RIVM t.a.v. Persoonsgegevens
Projectnummer	060.47112

Alle rechten voorbehouden.

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

Indien dit rapport in opdracht werd uitgebracht, wordt voor de rechten en verplichtingen van opdrachtgever en opdrachtnemer verwezen naar de Algemene Voorwaarden voor opdrachten aan TNO, dan wel de betreffende terzake tussen de partijen gesloten overeenkomst.

Het ter inzage geven van het TNO-rapport aan direct belanghebbenden is toegestaan.

© 2022 TNO

Inhoudsopgave

1	Inleiding	3
2	Methode voor het bepalen van emissiekentallen	4
2.1	Het bronmodel in de standaard rekenmethoden	4
2.2	Methode voor het bepalen van de emissiekentallen in 1980, 2002 en 2012	4
2.3	Keuze tussen maximale geluidniveaus (L_{max}) of geluidexpositieniveaus	6
2.4	Methode en uitgangspunten voor het bepalen van de nieuwe emissiekentallen uit de metingen van DGMR	7
3	Gemeten geluidexpositieniveaus	9
3.1	Analyse van de meetresultaten van DGMR	9
3.2	Verschillen als gevolg van de methoden voor het bepalen van de emissiekentallen in 2020 en 2009/2010	14
4	Resultaten	17
4.1	Emissiekentallen	17
4.2	Verschillen tussen 2020 en 2012	20
	Referenties	22
	Bijlage(n)	
	A Regressielijnen meetresultaten L_x	
	B Omrekening van A en B naar α en β	
	C Verschillen emissie 2020 – 2012 in octaafbanden	

1 Inleiding

De geluidbelasting van wegen wordt in Nederland berekend met de Standaard rekenmethoden 1 en 2 volgens het Reken- en meetvoorschrift geluid [1]. Het resultaat van een geluidberekening (het geluidniveau in een waarneempunt) hangt af van de geluidproductie (emissie) van de lijnbron (de weg) en de overdracht van de bron naar het waarneempunt. In de rekenmethoden wordt de emissie van de weg bepaald uit de bijdragen van drie categorieën voertuigen (lichte, middelzware en zware voertuigen), die afhankelijk zijn van het aantal dat per categorie passeert (de verkeersintensiteit), de rijsnelheid en het type wegdek.

Omdat auto's veranderen, is het van belang om de geluidemissie van tijd tot tijd opnieuw te meten en te controleren of er dusdanige veranderingen zijn in de geluidproductie, dat aanpassing van de emissie nodig is. De emissie is voor de eerste versie van de standaard rekenmethoden gemeten in 1980 en is eind jaren '90 geactualiseerd ten behoeve van een aanpassing van de rekenmethode voor wegverkeer in 2002. De volgende actualisatie heeft plaatsgevonden in 2012, op basis van metingen in 2009 en 2010. Toen is alleen de emissie van lichte voertuigen aangepast.

In 2020 heeft DGMR in opdracht van het RIVM nieuwe metingen uitgevoerd [2] ten behoeve van een volgende editie van het Reken- en meetvoorschrift. Het RIVM heeft TNO gevraagd om ondersteuning te bieden bij het analyseren van de meetresultaten en de vertaling te maken naar de zogenoemde 'emissiekentallen'¹ voor de standaard rekenmethoden.

Voorliggend rapport geeft in hoofdstuk 2 de methode die is toegepast om de meetresultaten van DGMR om te rekenen naar emissiekentallen. Daarbij wordt ook ingegaan op de methode die eerder is toegepast (in 1980, 2002 en 2012) en de keuzes die daarbij zijn gemaakt. In hoofdstuk 3 worden de nieuwe emissiekentallen weergegeven en vergeleken met de kentallen van het huidige Reken- en meetvoorschrift geluid van 2012.

¹ De snelheidsafhankelijke geluidemissie van een enkel voertuig op een referentiewegdek van dicht asfaltbeton wordt beschreven met een formule met twee kentallen α en β . Deze emissiekentallen zijn afhankelijk van de frequentie (octaafband) en van de voertuigcategorie. Voor andere wegdekken dan dicht asfaltbeton worden correcties toegepast.

2 Methode voor het bepalen van emissiekentallen

2.1 Het bronmodel in de standaard rekenmethoden

De geluidemissie van een verkeersstroom wordt ten behoeve van geluidberekeningen uitgedrukt in het niveau van het geluidvermogen per meter weglengte. Dit niveau wordt bepaald uit de aantallen voertuigen in de verkeersstroom, onderverdeeld in drie categorieën (licht, middelzwaar en zwaar), en de gemiddelde snelheden per categorie op basis van de emissiekentallen α en β voor die categorie. Het niveau (in dB) van het geluidvermogen van één passerend voertuig is gelijk aan

$$\alpha + \beta \lg (v/v_0),$$

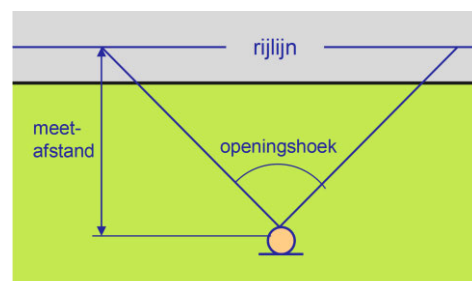
waarin v de snelheid en v_0 de referentiesnelheid is voor de betreffende categorie. De referentiesnelheid is voor lichte voertuigen gelijk aan 80 km/h en voor middelzware en zware voertuigen gelijk aan 70 km/h.

Het geluidvermogen wordt afgeleid uit de langs de weg gemeten geluidniveaus van een groot aantal passerende voertuigen. In het verleden is dit gebeurd in 1980, 1996, 1999, 2009 tot 2010 en 2020, waarbij de werkwijze deels verschillend is geweest. De verschillen betreffen zowel de meetmethode als de wijze waarop de resultaten van metingen zijn 'vertaald' naar de waarden voor α en β . De meetresultaten zijn immers niet de niveaus van de geluidemissie (bronsterkte) van voertuigen, maar zijn geluidniveaus in een meetpunt langs de weg, waarin naast de sterkte van de geluidbron ook de overdracht van de bron naar het meetpunt een rol speelt.

De emissiekentallen hebben betrekking op wegdekken van dicht asfaltbeton (DAB). Voor andere typen wegdekken, zoals ZOAB, worden 'wegdekcorrecties' toegepast.

2.2 Methode voor het bepalen van de emissiekentallen in 1980, 2002 en 2012

Aan de hand van de vergelijkingen in bijlage B is het gemeten geluidniveau langs een weg (rijlijn) te vertalen in het (gemiddelde) geluidvermogen van een voertuig. De tijd waarover het geluid van een passerend voertuig wordt gemiddeld, bepaalt de lengte van het wegvak dat bij de metingen wordt meegenomen. In de relatie tussen het gemeten geluid en de emissie speelt de openingshoek (figuur 2.1) waaronder dit wegvak vanuit het meetpunt wordt gezien een belangrijke rol. Deze openingshoek wordt bepaald door de integratietijd en de afstand van het meetpunt tot de rijlijn.



Figuur 2.1
Meetpunt langs de weg met de openingshoek waarbinnen het geluid van een passerend voertuig wordt gemeten.

Voor de standaardrekenmethode (SRM) uit 1980 is de emissie in octaafbanden bepaald via vier stappen (zie [3], [4], [5] en [6]):

1. Het A-gewogen niveau is direct gemeten als het maximum niveau tijdens de passage (L_{max} in meterstand 'fast') op 7,5 m afstand (hoogte 1,7 m) voor personenauto's en 15 m afstand (hoogte 1,7 m) voor vrachtwagens. Via lineaire regressie is het niveau als functie van de snelheid langs de snelweg (hoge snelheid) en in stedelijke omgeving (lage snelheid) bepaald. De gemiddelde snelheden waren hierbij langs de snelweg 100 km/h voor personenauto's en 80 km/h voor middelzware en zware voertuigen en in de stedelijke omgeving 50 km/h voor alle voertuigen.
2. Aangezien het gaat om de emissie voor het berekenen van het equivalente geluidniveau L_{eq} bij verkeersstromen, moeten meetresultaten energetisch worden gemiddeld en niet lineair. De resultaten uit de lineaire regressie zijn hiervoor gecorrigeerd.
3. Van een deel van het verkeer is bij de hoge en de lage snelheid een spectrum in octaafbanden bepaald over een integratietijd van 0,5 seconde rond het tijdstip van L_{max} voor personenauto's en 1,0 seconde rond het tijdstip van L_{max} voor middelzware en zware voertuigen. Met deze metingen is alleen de vorm van het spectrum vastgelegd bij twee snelheden. Het bij die snelheden behorende totale niveau volgt uit de meetresultaten in dB(A) van stap 1.
4. Om geluidmetingen te kunnen vertalen naar de emissie (vermogen) moet de overdracht worden verwerkt (per octaafband, want de overdracht is frequentieafhankelijk). Oorspronkelijk is de overdrachtsverzwakking D bepaald door metingen [3], maar in de uiteindelijke versie voor de standaard rekenmethoden is er voor gekozen die overdrachten te baseren op het overdrachtsmodel van de rekenmethoden [6]. Hierbij is de openingshoek voor lichte voertuigen 86 graden en voor middelzware en zware voertuigen 41 graden. (De openingshoek volgt uit de integratietijd en de meetafstand, die voor lichte voertuigen en vrachtwagens verschillend is.)

De uit deze vier stappen resulterende emissie is vervolgens gebruikt om ook op grotere afstanden (tot 200 meter) een vergelijking te maken tussen het berekende en het gemeten geluid op één locatie (langs rijksweg A20). Op grond van die vergelijking is de emissie nog aangepast, om voor die grotere afstanden een optimale afstemming te krijgen tussen het gemeten en het berekende geluidniveau. Deze aanpassing wordt de 'empirische correctie' genoemd.

Dezelfde aanpak is gevolgd voor verkeer in stedelijke omgeving met een gemiddelde snelheid van ongeveer 50 km/h en een vooral harde (geluid-reflecterende) bodem. Via lineaire interpolatie tussen de twee snelheidsgebieden zijn de emissiekentallen voor een snelheidsgebied van 30 tot 120 km/h vastgesteld. De empirische correctie van de emissie ten behoeve van een optimale overeenstemming tussen gemeten en berekende geluidniveaus is alleen bepaald voor een situatie langs een snelweg en als vaste correctie per octaafband, onafhankelijk van de snelheid, bij de emissiekentallen in rekening gebracht.

Eind jaren '90 hebben TNO en M+P de emissie van het wegverkeer opnieuw vastgesteld voor aanpassing van het Reken- en meetvoorschrift in 2002. Langs de snelweg (metingen door TNO) is er voor gekozen om de metingen op exact de zelfde wijze uit te voeren als in 1980; bij lagere snelheden (metingen door M+P) is dit deels anders gedaan, maar de gevolgen van het verschil in werkwijze konden goed worden gekwantificeerd. Uitgangspunt was het gemeten maximum passageniveau voor de totale, A-gewogen emissie en het gemiddelde niveau over 0,5 seconde (personenauto's) en 1 seconde (vrachtwagens) voor het bepalen van de gemiddelde vorm van het octaafbandspectrum bij hoge en lage snelheid. De langere meettijd bij vrachtwagens (ten opzichte van lichte voertuigen) zal een klein effect hebben op de spectrumvorm en mogelijk ook op de gemiddelde overdrachtsverzwakking. Dat is (toen) echter niet verwerkt. De emissie is niet opnieuw uit de passageniveaus afgeleid, maar in plaats daarvan is ervoor gekozen om de emissie van 1980 bij hoge en lage snelheid te corrigeren met het bij die snelheden gemeten spectrale verschil in passageniveau tussen 1980 en 2000. De relatie tussen geluidniveau en geluidvermogen is dus identiek gebleven aan die van 1980, inclusief alle daar behandelde correcties (lineair naar energetisch gemiddelde, geluidoverdracht naar meetpositie en empirische correctie). Wel is bij de regressie van de gemeten geluidniveaus als functie van de snelheid de overstap gemaakt van lineaire naar een logaritmische afhankelijkheid van de snelheid².

TNO en M+P hebben de metingen van eind jaren '90 in 2009 op dezelfde manier herhaald, om te onderzoeken of er inmiddels significante wijzigingen waren opgetreden. Op basis van dat onderzoek is besloten om in 2010 op nog extra locaties metingen uit te voeren en de emissiekentallen alleen voor lichte voertuigen opnieuw vast te stellen voor het Reken- en meetvoorschrift van 2012 [1]. Het enige verschil bij het bepalen van de emissiekentallen ten opzichte van het Reken- en meetvoorschrift van 2002 is de meethoogte: in plaats van metingen op 1,7 meter hoogte zijn meetresultaten op 3,0 meter hoogte gebruikt, omwille van consistentie met de meethoogte die wordt gebruikt bij het bepalen van wegdekcorrecties.

2.3 Keuze tussen maximale geluidniveaus (L_{max}) of geluidexpositieniveaus

In de periode van 2009 tot 2012 is overwogen om de emissiekentallen af te leiden uit de gemeten geluidexpositieniveaus (L_X of SEL), in plaats van uit te gaan van de niveaus L_{max} . Daarom zijn bij de metingen in 2009 en 2010 naast de niveaus L_{max} ook de geluidexpositieniveaus gemeten en zijn zowel de meetresultaten L_{max} als L_X gebruikt om de emissiekentallen af te leiden. Zoals in paragraaf 2.2 al aangegeven, is destijds besloten om voor het Reken- en meetvoorschrift van 2012 de emissiekentallen op basis van L_{max} op te nemen. (De enige wijziging in de methode voor het bepalen van de emissiekentallen voor de Reken- en meetvoorschriften van 2002 en 2012 is de meethoogte, van 1,7 naar 3,0 meter.) Een belangrijk argument hiervoor was dat de overgang naar een andere methode zou leiden tot een verandering in emissiekentallen, terwijl uit de vergelijking met de meetresultaten van tien jaar eerder bleek dat er voor middelzware en zware voertuigen geen aanpassing nodig was.

² De in paragraaf 2.1 weergegeven relatie staat sinds 2002 in het Reken- en meetvoorschrift; daarvoor was het $\alpha + \beta (v/v_0)$.

De overstap naar geluidexpositieniveaus betekent dat de emissie wordt gebaseerd op het gemiddelde geluid van een voertuig tijdens een passage, waarbij het voertuig onder verschillende hoeken vanuit het meetpunt wordt gezien. Als van het niveau L_{max} wordt uitgegaan, wordt de emissie gebaseerd op één zijwaartse richting van de uitstraling van het geluid (waarbij het maximum optreedt). De keuze voor het geluidexpositieniveau levert een betere bronbeschrijving en heeft nog een ander voordeel. In het verleden moest, in verband met de grotere lengte van de geluidbron, het meetpunt voor zware voertuigen op 15 meter afstand van de weg worden gelegd, terwijl voor lichte voertuigen op 7,5 meter werd gemeten. Een meetpunt op 15 meter stelt extra eisen aan de meetlocatie, waardoor het aantal voor metingen geschikte locaties wordt verkleind. Het blijkt ook zonder die extra eisen al moeilijk te zijn om meetlocaties met een referentiewegdek van dicht asfaltbeton (DAB) te vinden, omdat op de meeste snelwegen zeer open asfaltbeton (ZOAB) ligt. De kleinere meetafstand van 7,5 meter bij zware voertuigen is minder een bezwaar wanneer de emissiekentallen uit de geluidexpositieniveaus in plaats van de maximale niveaus worden afgeleid.

De geluidexpositieniveaus bij de metingen van 2009 en 2010 zijn bepaald door integratie van het gemeten tijdsignaal van elk passerend voertuig afzonderlijk, gedurende de tijd die daarvoor van belang is. Als op ieder moment van die tijd het geluid van alleen het betreffende voertuig dominant is in het gemeten tijdsignaal, neemt het geluid tijdens de passage vanaf het begin van de tijd toe tot een maximum en daarna weer af. Bij de metingen van 2009 en 2010 is hierbij uitgegaan van de zogenoemde '-10 dB-punten'. Een 'goede meting' van één voertuig afzonderlijk moest voldoen aan de voorwaarde dat op het moment van het begin van de meettijd van de passage en het eind van de meettijd het geluidniveau 10 dB lager is dan op het moment dat het maximale niveau optreedt en er gedurende die tijd slechts één maximum optreedt.

Voor het berekenen van de emissie uit het gemeten geluidniveau van een voertuigpassage is de geluidoverdracht tussen bron en meetpunt van belang. Als van de niveaus L_{max} wordt uitgegaan, is deze overdracht anders dan wanneer de geluidexpositieniveaus worden gebruikt. In 2012 is voor de afleiding van de emissiekentallen uit de geluidexpositieniveaus de overdracht met Standaard rekenmethode 2 berekend voor de in figuur 2.1 aangegeven openingshoek, die voor de -10 dB-punten 144 graden (twee keer 72 graden) bedraagt.

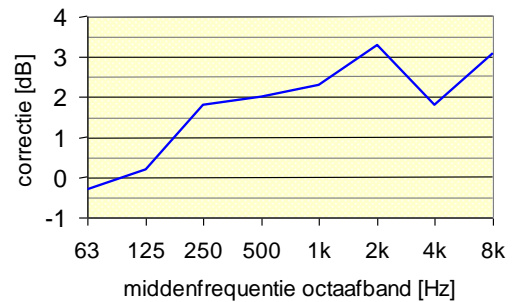
2.4 Methode en uitgangspunten voor het bepalen van de nieuwe emissiekentallen uit de metingen van DGMR

Voor het afleiden van de emissiekentallen in dit rapport, uit de resultaten van metingen die DGMR in 2020 heeft uitgevoerd, is zoveel mogelijk aangesloten bij de methode die eind jaren '90 en in 2012 is toegepast en is de meethoogte van 3,0 meter aangehouden, in overleg met het RIVM keuze is gemaakt om uit te gaan van de geluidexpositieniveaus in plaats van de maximale geluidniveaus (L_{max}) tijdens voertuigpassages. (DGMR heeft beide niveaus gemeten.)

Uitgaande van de openingshoek van 2 x 72 graden (zie paragraaf 2.3) is vervolgens met Standaard-rekenmethode 2 het verschil berekend tussen het geluidniveau in het meetpunt en de geluidemissie van de lijnbron (in dB per lengte-eenheid). Met de uitkomst van die berekening en de formules in bijlage B is het emissiekental α uitgedrukt in A en het kental β uitgedrukt in B. Tussen B en β bestaat een eenvoudig verband, namelijk

$$\beta = B + 10$$

Het verband tussen α en A is afhankelijk van de voertuigcategorie. Hierin wordt ook de overdracht van bron naar meetpunt verwerkt, evenals de eerder genoemde empirische correctie, die is aangegeven in figuur 2.2. (Omdat deze correctie niet snelheidsafhankelijk is bepaald, speelt deze geen rol in het kental β .) Deze correctie bleek (al in 1980) nodig omdat de berekende overdracht voor korte afstanden, die bij die vertaling is gebruikt, niet goed met de werkelijkheid overeenstemt. Het overdrachtsmodel van de standaard rekenmethoden is opgezet voor afstanden van 50 tot 200 meter en niet voor de veel kortere afstanden van de emissie-metingen.



Figuur 2.2

'Empirische correctie' in de octaafbanden van 63 Hz t/m 8 kHz, variërend van 0 tot (ruim) 3 dB. De (overwegend) positieve correctie is van de emissie afgetrokken, dus de emissie is naar beneden bijgesteld.

3 Gemeten geluidexpositieniveaus

3.1 Analyse van de meetresultaten van DGMR

De metingen van DGMR, uitgevoerd op veertien verschillende locaties, omvatten 1798 lichte voertuigen (waarvan 34 elektrische voertuigen), 286 middelzware voertuigen (waaronder bussen) en 493 zware voertuigen. In de rapportage van DGMR [2] zijn de meetresultaten per locatie weergegeven. De resultaten zijn eerst gecorrigeerd voor verschil in de gemiddelde temperaturen (T) tijdens de metingen op de afzonderlijke locaties, op basis van de informatie in [2], die varieert tussen 11°C en 25°C. De correctie is bepaald volgens paragraaf 4.1.5 van bijlage III van het Reken- en meetvoorschrift geluid 2012:

$$C_{\text{temp,lv}} = 0,05 \cdot (T - T_0) \text{ voor lichte voertuigen en}$$

$$C_{\text{temp,zv}} = 0,03 \cdot (T - T_0) \text{ voor middelzware en zware voertuigen,}$$

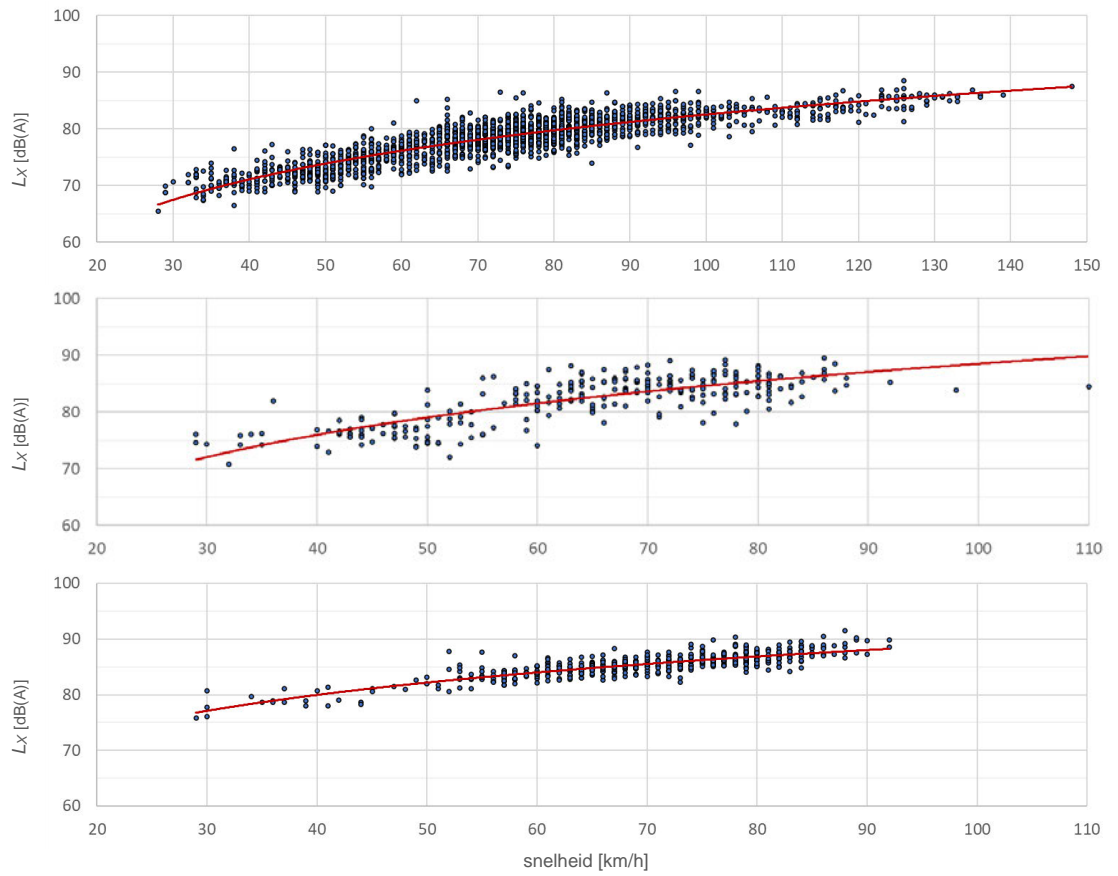
met een jaargemiddelde temperatuur T_0 van 11°C (in De Bilt, gemiddeld over de jaren 2001 t/m 2020). Omdat de temperaturen tijdens de metingen veelal hoger waren dan de jaargemiddelde temperatuur, zijn de meeste gemeten niveaus naar boven bijgesteld voor een representatief resultaat bij 11°C. (De geluidemissie neemt toe met afnemende temperatuur.)

Na temperatuurcorrectie is van de gemeten niveaus (zonder onderscheid per meetlocatie) een regressielijn als functie van de snelheid bepaald, volgens

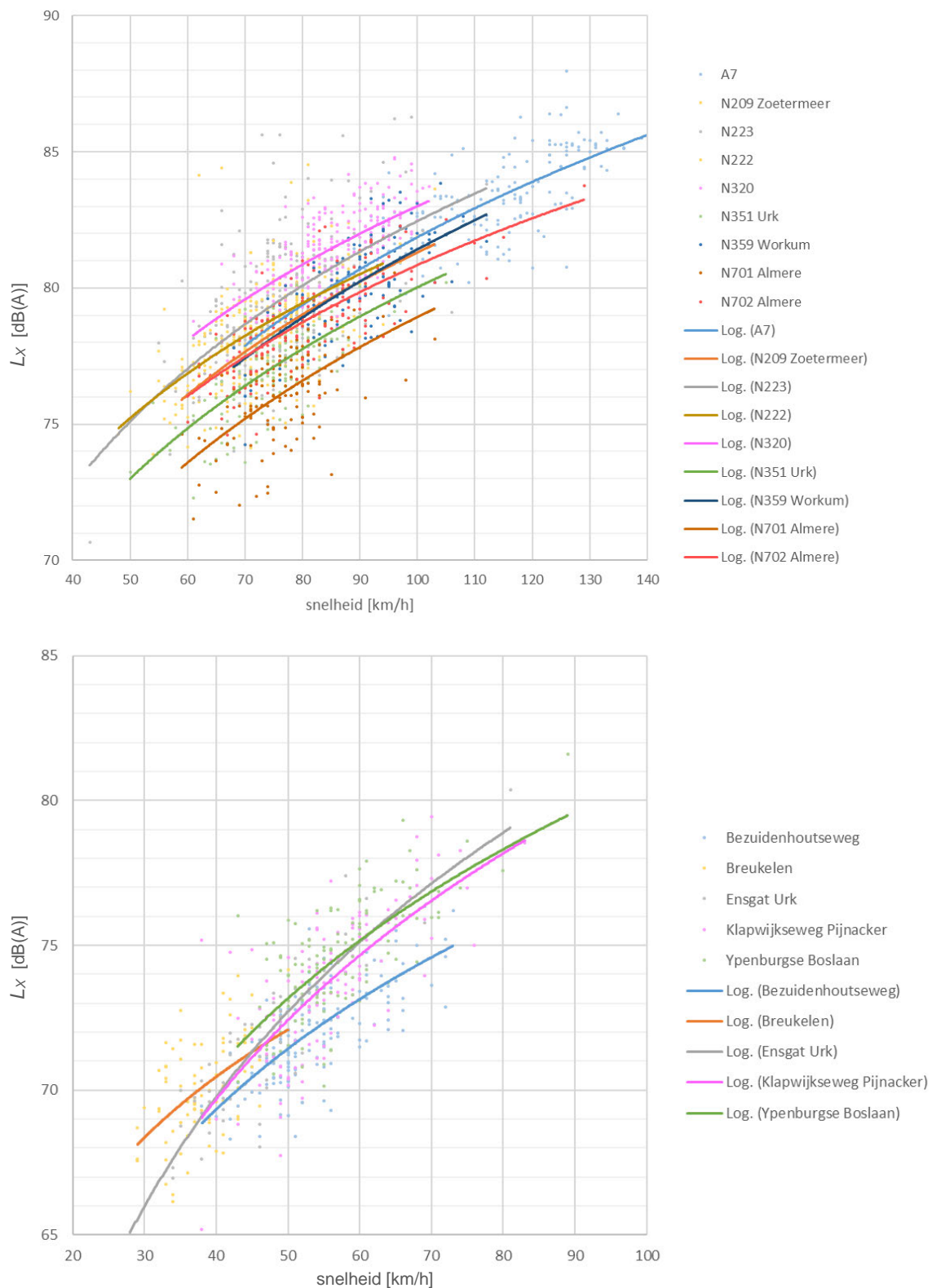
$$L_x = A + B \lg(v/v_0)$$

Hierin is v_0 de referentiesnelheid, die voor lichte voertuigen gelijk is aan 80 km/h en voor middelzware en zware voertuigen gelijk is aan 70 km/h.

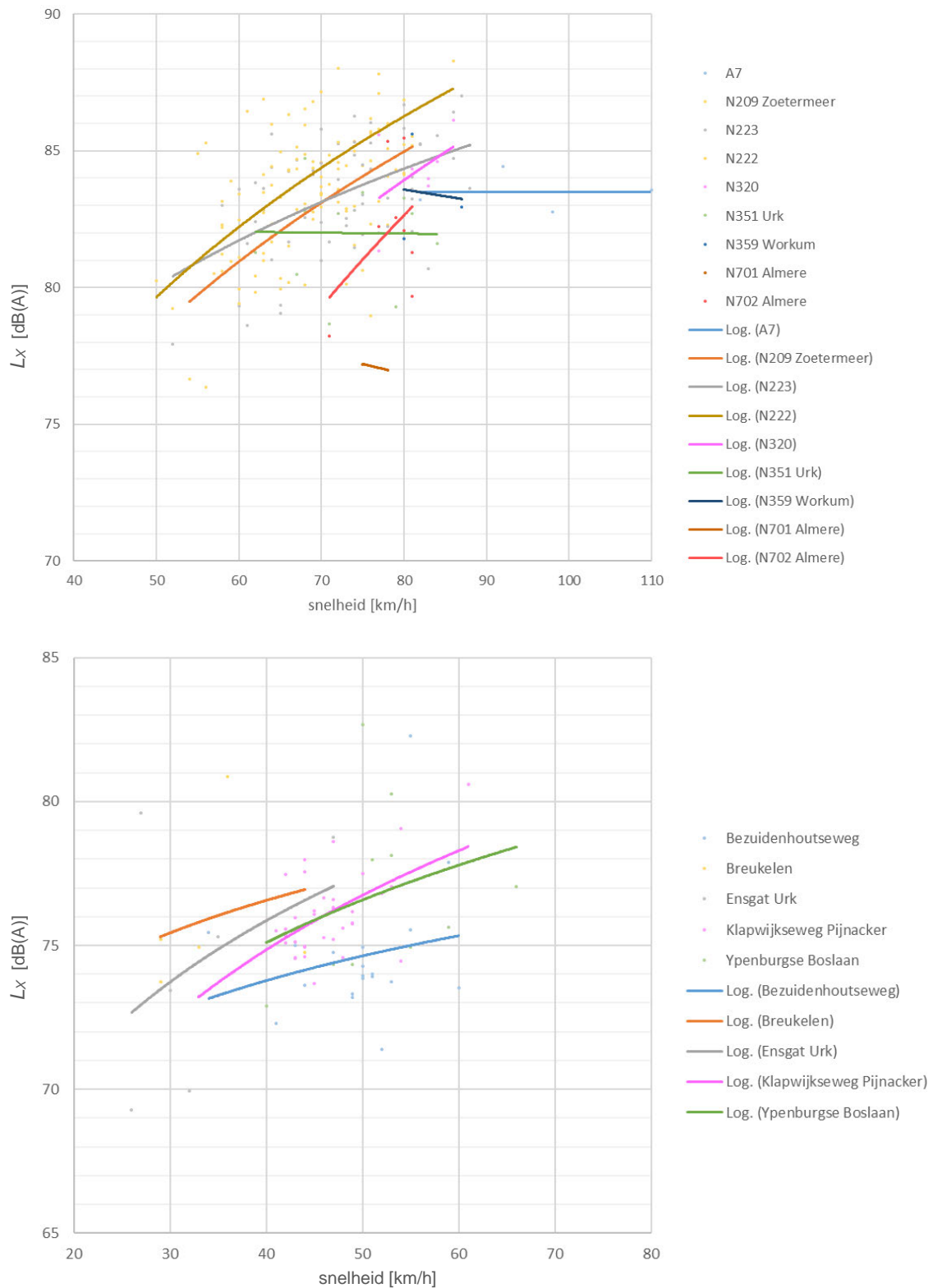
Het bepalen van de regressielijn tussen snelheid en gemeten geluidniveau is gebaseerd op een lineair (rekenkundig) gemiddelde, terwijl de emissie voor het bepalen van het equivalente geluidniveau van een verkeersstroom gebaseerd is op het energetisch gemiddelde. Hiervoor moeten de meetwaarden worden gecorrigeerd. Aangezien het energetisch gemiddelde hoger is dan het lineair gemiddelde, moeten de meetwaarden naar boven worden bijgesteld. In het verleden is de correctie vastgesteld voor het A-gewogen niveau per voertuigcategorie en is in alle octaafbanden dezelfde correctie toegepast. Bij de nieuwe methodiek voor het bepalen van de emissiekentallen op basis van geluidexpositieniveaus is (net als in 2012) de correctie voor elke octaafband afzonderlijk vastgesteld. Behalve frequentie-afhankelijk is de correctie ook afhankelijk van de snelheid. Bij lage snelheden en lage frequenties is er een grotere spreiding in de meetresultaten, en hoe groter de spreiding, hoe groter de correctie. In het verleden is per snelheidsklasse van 10 km/h (25 tot 35 km/h, 35 tot 45 km/h enzovoorts) een correctie aangehouden. Om discontinuïteit te voorkomen is voor de analyse in dit rapport het best passende continue verloop aangehouden voor het verschil tussen het energetisch en lineair gemiddelde als functie van de snelheid v , volgens de functie $c_1 + c_2 \cdot \ln(v)$. De waarden van c_1 en c_2 zijn in bijlage B opgenomen. De waarden voor A en B en de regressielijnen, per octaafband en voor het totale A-gewogen niveau (na correctie voor het verschil tussen het lineair en energetisch gemiddelde) zijn opgenomen bijlage A. Figuur 3.1 toont de regressielijnen voor het totale A-gewogen niveau. In bijlage A zijn de regressielijnen opgenomen voor de octaafbanden. In de figuren 3.2 t/m 3.4 zijn regressielijnen per meetlocatie weergegeven.



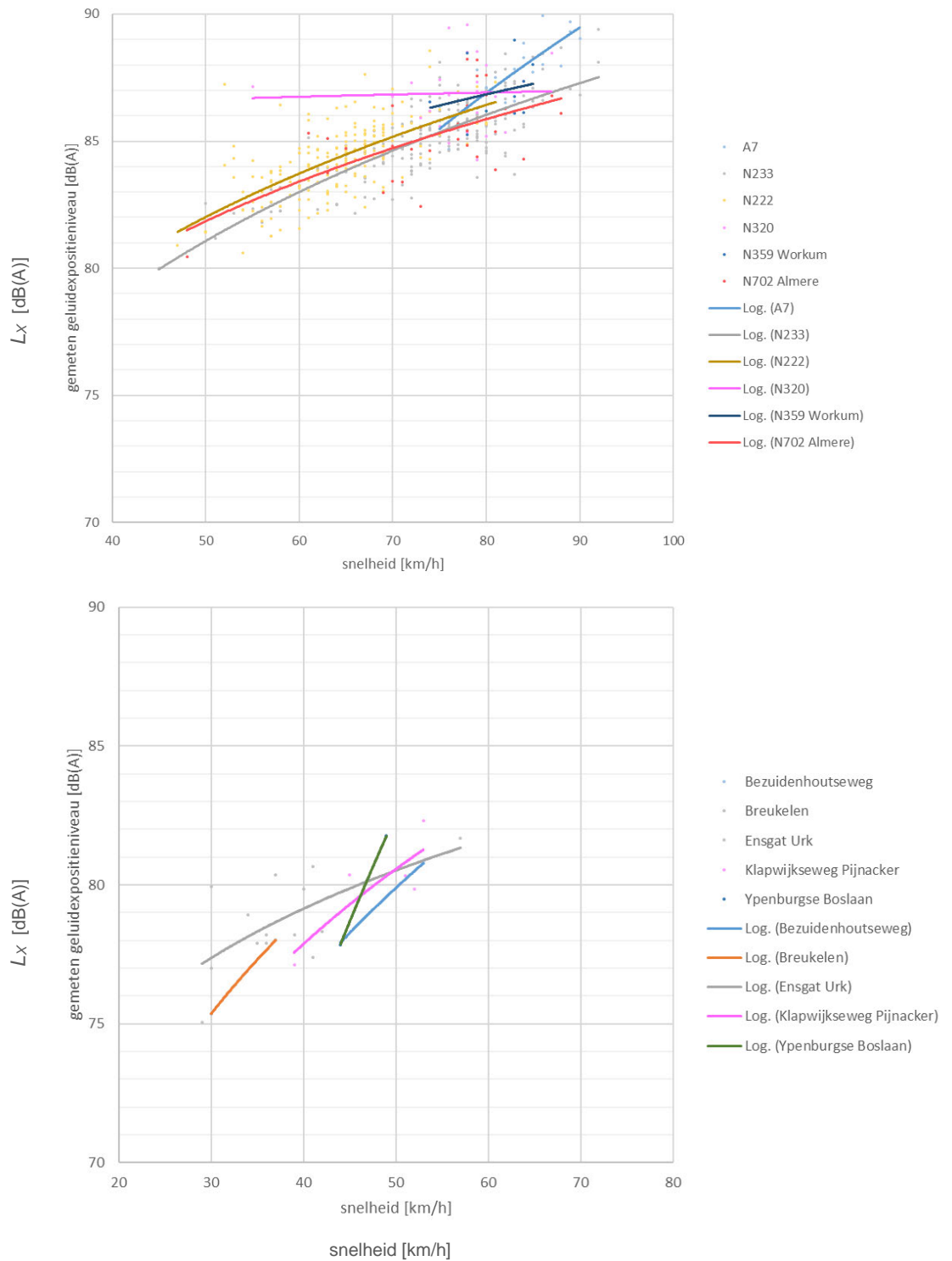
Figuur 3.1: Regressielijnen (doorgetrokken rode lijnen, volgens $L_x = A + B \cdot \lg(v/v_0)$) door de gemeten geluidexpositieniveaus in dB(A) voor lichte voertuigen (boven), middelzware voertuigen (midden) en zware voertuigen (onder).



Figuur 3.2: Regressielijnen volgens $L_x = A + B \cdot \lg(v/v_0)$ door de gemeten geluidexpositieniveaus in dB(A) per meetlocatie voor **lichte voertuigen**, met boven de locaties met maximum snelheden vanaf 70 km/h en onder de locaties met maximum snelheden t/m 50 km/h.



Figuur 3.3: Regressielijnen volgens $L_x = A + B \cdot \lg(v/v_0)$ door de gemeten geluidexpositieniveaus in dB(A) per meetlocatie voor **middelzware voertuigen**, met boven de locaties met maximum snelheden vanaf 70 km/h en onder de locaties met maximum snelheden t/m 50 km/h.



Figuur 3.4: Regressielijnen volgens $L_x = A + B \cdot \lg(v/v_0)$ door de gemeten geluidexpositieniveaus in dB(A) per meetlocatie voor **zware voertuigen**, met boven de locaties met maximum snelheden vanaf 70 km/h en onder de locaties met maximum snelheden t/m 50 km/h.

3.2 Verschillen als gevolg van de methoden voor het bepalen van de emissiekentallen in 2020 en 2009/2010

De metingen in 2020 en in 2009/2010 zijn door verschillende partijen uitgevoerd. Het is mogelijk dat verschillen in de resultaten niet alleen het gevolg zijn van een verandering in de (gemiddelde) geluidemissie van voertuigen, maar ook van een verschil in de meetmethoden of meetlocaties van 2020 ten opzichte van 2009/2010.

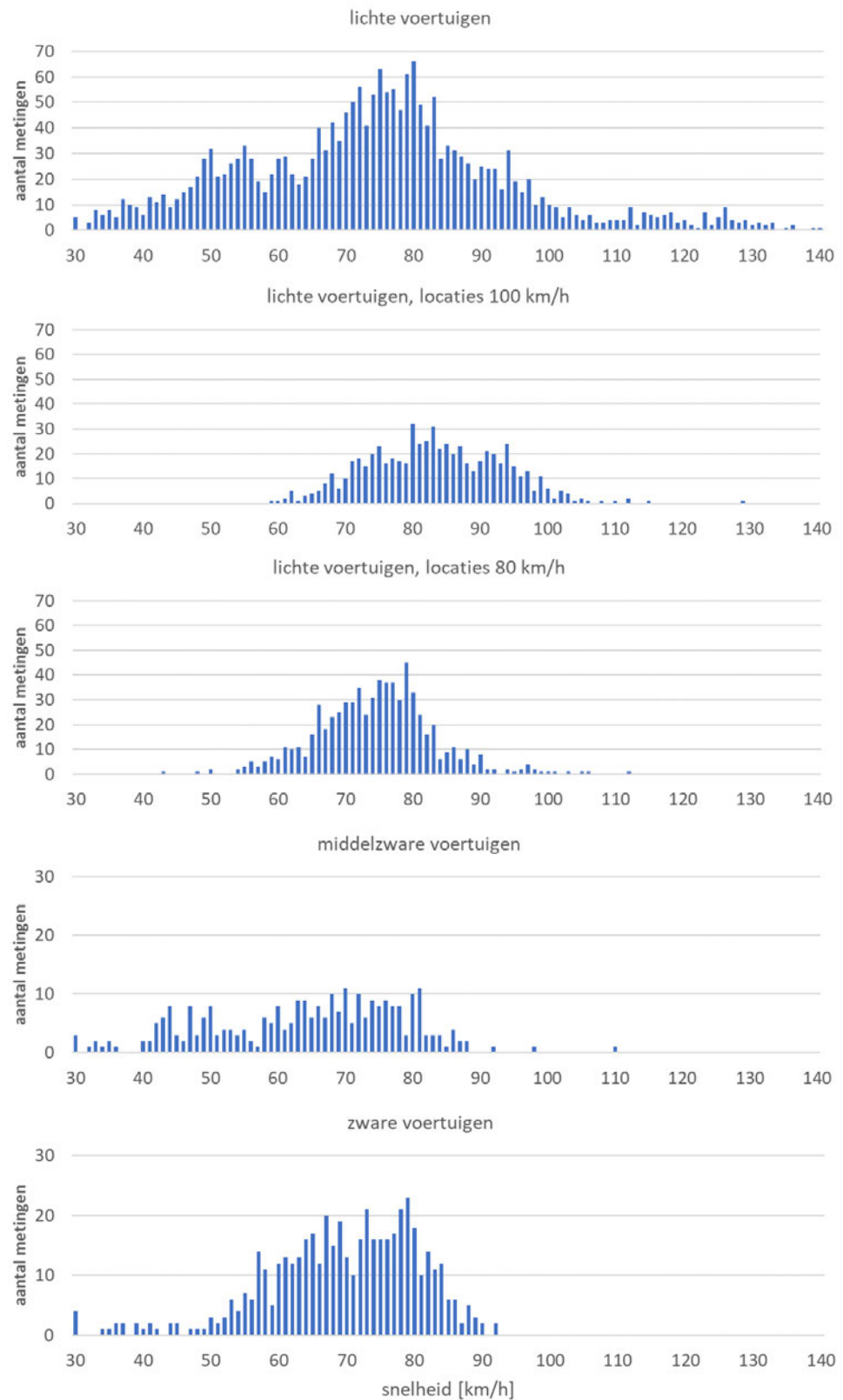
De volgende aspecten kunnen een rol spelen.

1. Met betrekking tot de omgeving van de meetlocaties gaat het vooral om de breedte van de strook met een grasbodembodem, vanaf het punt waar de microfoon is geplaatst tot de rand van het asfalt, en de eigenschappen van die bodem. Dit kan bij iedere locatie anders zijn en op sommige locaties is er geen grasbodembodem aanwezig tussen de microfoon en de weg. Deze strook heeft invloed op de meetresultaten en ook op de overdracht tussen bron en meetpunt, die met Standaard rekenmethode 2 wordt berekend ten behoeve van de omrekening van gemeten geluidniveaus naar emissiekentallen. Idealiter zorgt de overdrachtsberekening ervoor dat er geen invloed meer is op het eindresultaat, wanneer de berekende overdracht exact gelijk is aan de overdracht zoals die was tijdens de metingen. In de praktijk is dit niet het geval, omdat er voor de overdrachtsberekening voor alle meetlocaties van dezelfde gestandaardiseerde situatie is uitgegaan, maar in werkelijkheid de overdracht voor elke meetlocatie verschillend is. Bij correctie voor de overdracht op basis van een overdrachtsberekening voor elke locatie afzonderlijk, zal de correctie voor het totale niveau in dB(A) ongeveer 1 dB(A) kunnen afwijken en voor het niveau in een octaafband ongeveer 2 dB. De invloed hiervan op de nauwkeurigheid van de emissiekentallen is kleiner, omdat zowel positieve als negatieve afwijkingen zijn.
2. DGMR heeft de meetmethode afgestemd op de norm ISO 11819-1:1997 voor het uitvoeren van SPB-metingen en niet primair op de methode die in het verleden is toegepast. Volgens ISO is er een minimaal verschil nodig van 6 dB tussen het hoogste punt in het tijdsignaal horende bij een voertuigpassage en de laagste punten aan weerszijden daarvan. Bij de metingen in 2009 en 2010 is 10 dB als minimum aangehouden.
3. Tabel 3.1 laat zien dat er geen overlap is tussen de meetlocaties van 2009/2010 en 2020. In beide gevallen zijn vooraf locaties geselecteerd op basis CPX-metingen (met een meetaanhanger achter een voertuig), om te controleren of het betreffende wegdek voldoende homogeen is. (Locaties met wegdekken waar de geluidemissie meer dan één standaardafwijking van het gemiddelde ligt, zijn afgevallen als potentiële meetlocatie.) Om ervoor te zorgen dat het uiteindelijke resultaat niet wordt bepaald door bijvoorbeeld de toestand van het wegdek op een specifieke plaats, is het van belang om ervoor te zorgen dat zoveel mogelijk meetlocaties bijdragen tot het gemiddelde (het eindresultaat). Uit tabel 3.1 en figuur 3.4 blijkt dat dit voor zware voertuigen in 2020 minder goed is gelukt: op twee locaties (N222 en N223) is 75% van het aantal voertuigen gemeten en slechts 5% van de zware voertuigen is gemeten op locaties met lage maximumsnelheid (50 of 30 km/h). Ook bij middelzware voertuigen zijn er relatief weinig metingen bij snelheden lager dan 55 km/h.

4. Omdat er bij de metingen in 2020 slechts bij één locatie langs een autosnelweg is gemeten, zijn er relatief weinig metingen uitgevoerd met lichte voertuigen bij snelheden groter dan 95 km/h. Er zijn weliswaar vijf locaties langs een provinciale weg met een maximum snelheid van 100 km/h, maar tijdens de drukke uren overdag is de gemiddelde snelheid op die wegen 83 km/h. Ter illustratie zijn in figuur 3.5 de histogrammen van de snelheidsverdeling weergegeven.
5. Op de meetresultaten van 2009/2010 is geen temperatuurcorrectie toegepast, terwijl de meetresultaten van 2020 zijn gecorrigeerd voor een gemiddelde temperatuur van 11°C. Omdat de gemiddelde temperatuur bij de uitvoering van de metingen destijds (net als in 2020) hoger was dan 11°C, zou een temperatuurcorrectie tot hogere emissiekentallen hebben geleid, van naar schatting 0,3 dB voor lichte voertuigen en 0,2 dB voor middelzware en zware voertuigen.

Tabel 3.1: Meetlocaties in 2009/2010 en 2020 met aantallen metingen (aantallen voertuigen) per voertuigcategorie (licht, middelzwaar en zwaar).

Locaties in 2009/2010 (met maximum snelheid)	aantal			Locaties in 2020 (met maximum snelheid)	aantal		
	licht	mzw.	zw.		licht	mzw.	zw.
A4, Markiezzaat (120)	73	6	58	A7, Afsluitdijk (130)	158	4	25
A28, Zwolle (120)	51	7	25				
N57, Ellemeet (100)	137	5	16	N359, Workum (100)	125	3	12
N305, Zeewolde (100)	137	9	46	N351, Urk (100)	136	12	1
				N320, Beusichem (100)	222	7	24
				N702, Almere (100)	155	8	35
				N701, Almere (100)	126	2	1
N59, Zierikzee (80)	64	13	41	N209, Zoetermeer (80)	141	41	4
N322, Heerewaard (80)	148	19	31	N222, Honselersdijk (80)	176	66	180
N237, Geldermalsen (80)	84	18	18	N223, Hoek van Holland (80)	235	60	186
N830, Waardenburg (80)	91	5	3				
N320, Culemborg (80)	29	0	0				
Stadionweg, Den Bosch (50)	109	2	2	Ensgat, Urk (50)	63	7	14
Wageningseweg, Veenendaal (50)	125	37	41	Klapwijkseweg, Pijnacker (50)	125	42	5
Empelseweg, Rosmalen (50)	114	6	6	Bezuidenhoutseweg, Den Haag (50)	155	19	2
N322, Beneden-Leeuwen A (50)	11	3	13	Ypenburgse Boslaan, Den Haag (50)	122	10	2
N322, Beneden-Leeuwen B (50)	34	22	23				
Stepvelden, Roosendaal (50)	37	18	48				
				Straatweg, Breukelen (30)	83	8	2



Figuur 3.5: Histogrammen van gemeten voertuigen in de categorieën licht, middelzwaar en zwaar, in snelheidsklassen van 1 km/h.

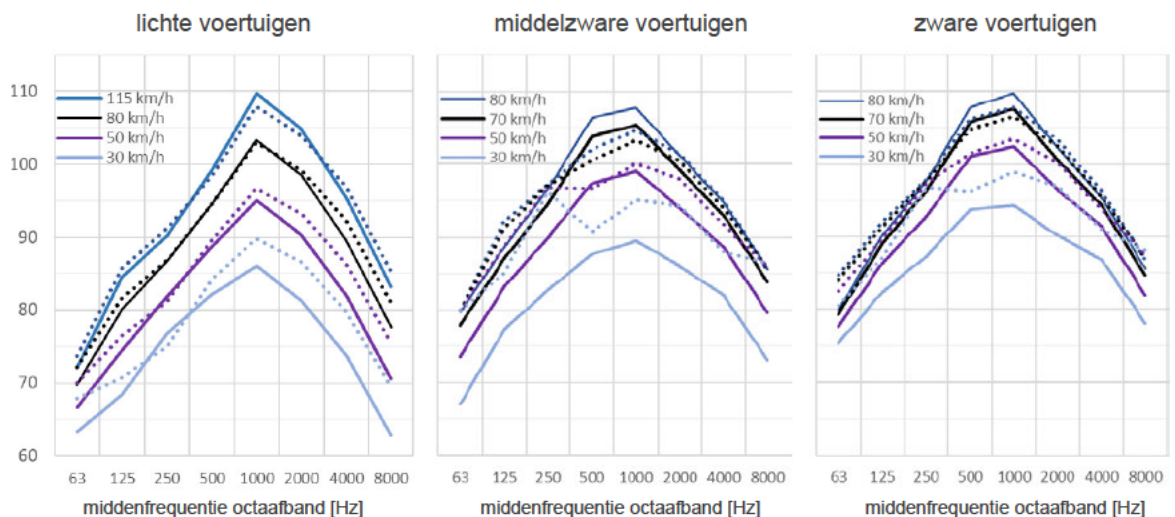
4 Resultaten

4.1 Emissiekentallen

De emissiekentallen zijn afgeleid uit de door DGMR gemeten geluidexpositieniveaus L_x in octaafbanden, zoals beschreven in paragraaf 2.4. Tabel 4.1 geeft de waarden van de kentallen α en β en vergelijkt deze met de waarden die in het huidige Reken- en meetvoorschrift van 2012 zijn opgenomen. Het verschil in de laatste twee kolommen tussen de kentallen uit de metingen van 2020 en het Reken- en meetvoorschrift van 2012 betekent het volgende:

- Een positief verschil in de waarde van α betekent een toename van de emissie bij de referentiesnelheid (van 80 km/h voor lichte voertuigen en 70 km/h voor middelzware en zware voertuigen), ten opzichte van de emissie in het huidige Reken- en meetvoorschrift van 2012.
- Een positief verschil in de waarde van β betekent een toename van de snelheidsafhankelijkheid, dus een sneller oplopende lijn van de geluidemissie ten opzichte van de snelheidsafhankelijkheid bij toepassing van de emissiekentallen van het huidige Reken- en meetvoorschrift van 2012.

Uit tabel 4.1 blijkt dat de geluidemissie bij de referentiesnelheid afneemt bij hoge frequenties in de octaafbanden van 4000 en 8000 Hz en vooral bij de lage frequenties in de octaafbanden van 63 tot 250 Hz. In de octaafband van 63 Hz is het verschil het grootst, met een afname van ongeveer 10 dB. In de octaafbanden van 500 en 1000 Hz, die de belangrijkste bijdrage leveren aan de totale A-gewogen emissie over alle octaafbanden, is er voor lichte voertuigen een afname van de emissie met 0,5 tot 1,5 dB en voor middelzware voertuigen een toename met 2 tot 3 dB en voor zware voertuigen een toename van 1 dB. In figuur 4.1 zijn de frequentiespectra van de emissie bij verschillende snelheden weergegeven.



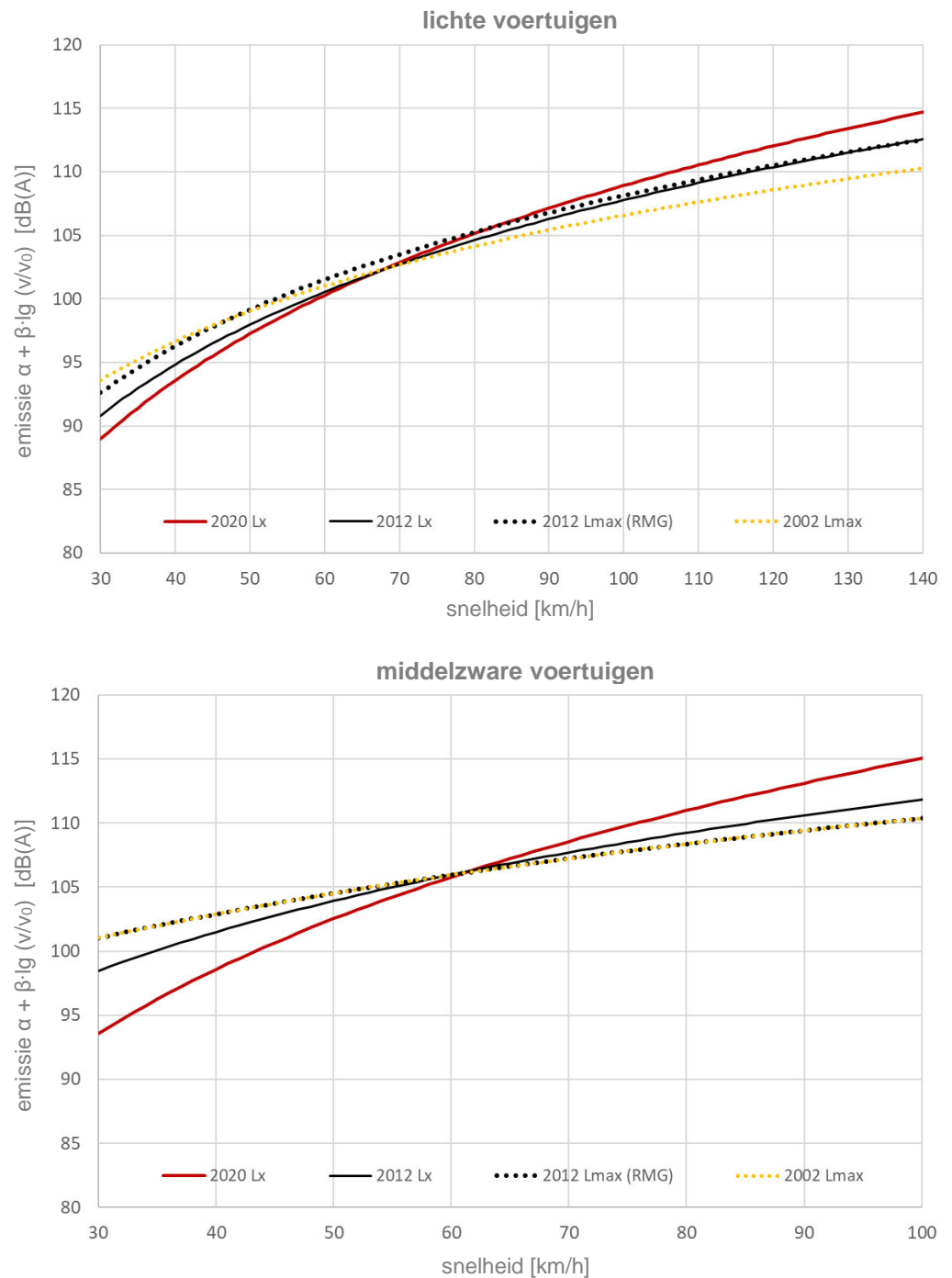
Figuur 4.1 Emissie $\alpha + \beta \cdot \lg(v/v_0)$ in dB per octaafband, voor lichte, middelzware en zware voertuigen bij verschillende snelheden. De doorgetrokken lijnen tonen de emissie die is afgeleid uit gemeten geluidexpositieniveaus van voertuigpassages (SPB-metingen), uitgevoerd door DGMR. De gestippelde lijnen tonen de emissie volgens het huidige Reken- en meetvoorschrift van 2012.

Tabel 4.1 Emissiekentallen α en β voor lichte, middelzware en zware voertuigen, afgeleid uit de resultaten van gemeten geluidexpositieniveaus in 2020, in vergelijking met de emissiekentallen in het huidige Reken- en meetvoorschrift van 2012.

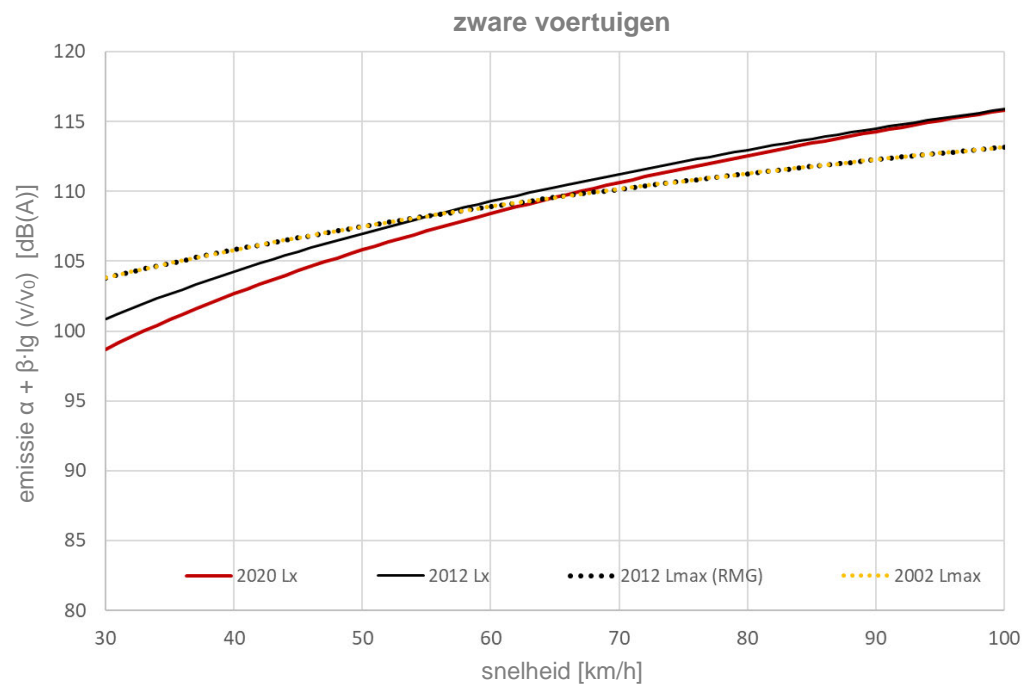
octaafband- midden- frequentie [Hz]	uit L_x , metingen 2020		Reken- en meetvoorschrift 2012 (uit L_{max})		verschil	
	lichte voertuigen		lichte voertuigen		lichte voertuigen	
	alpha (α)	beta (β)	alpha (α)	beta (β)	alpha (α)	beta (β)
63	69,8	15,2	72,1	10,0	-2,3	5,2
125	80,1	27,6	81,7	25,5	-1,6	2,1
250	86,6	23,1	86,8	27,7	-0,2	-4,6
500	94,5	29,1	94,5	24,3	0,0	4,8
1000	103,3	40,4	103,0	30,9	0,3	9,5
2000	98,5	40,1	99,2	29,7	-0,7	10,4
4000	89,5	37,0	92,3	29,3	-2,8	7,7
8000	77,7	34,8	80,9	26,9	-3,2	7,9
	middelzware voertuigen		middelzware voertuigen		middelzware voertuigen	
	alpha (α)	beta (β)	alpha (α)	beta (β)	alpha (α)	beta (β)
63	77,9	29,7	79,9	-0,2	-2,0	29,9
125	87,1	26,6	91,1	16,6	-4,0	10,0
250	94,6	32,2	97,1	2,5	-2,2	29,7
500	103,8	44,1	100,5	26,6	3,3	17,5
1000	105,3	42,9	103,3	22,3	2,0	20,6
2000	99,1	35,9	100,4	16,6	-1,3	19,3
4000	92,9	29,8	93,9	16,2	-1,0	13,6
8000	83,9	29,3	85,6	-1,9	-1,7	31,2
	zware voertuigen		zware voertuigen		zware voertuigen	
	alpha (α)	beta (β)	alpha (α)	beta (β)	alpha (α)	beta (β)
63	79,3	10,8	84,1	9,8	-4,8	1,0
125	89,1	18,1	91,4	11,4	-2,3	6,7
250	96,3	24,3	97,7	2,6	-1,4	21,7
500	105,9	33,0	104,8	23,2	1,1	9,8
1000	107,6	36,1	106,5	20,8	1,1	15,3
2000	100,6	28,0	102,4	15,0	-1,8	13,0
4000	94,3	20,2	95,6	12,4	-1,3	7,8
8000	84,6	17,8	87,0	-3,1	-2,4	20,9

De figuren 4.2 en 4.3 tonen voor de drie voertuigcategorieën de emissie die is afgeleid uit de meetresultaten van 2020 (rode lijnen), in vergelijking met:

- de emissie volgens het reken- en meetvoorschrift 2012 (zwart gestippeld);
- de emissie die is afgeleid uit de meetresultaten L_x van 2009/2010, maar niet is gebruikt voor het huidige reken- en meetvoorschrift van 2012 (zwart);
- de emissie die is afgeleid uit de meetresultaten L_{max} van ten behoeve van het reken- en meetvoorschrift van 2002 (geel gestippeld).



Figuur 4.2 Emissie $\alpha + \beta \cdot \lg(v/v_0)$ in dB(A), voor lichte en middelzware voertuigen als functie van de snelheid. De doorgetrokken lijnen tonen de emissie die is afgeleid uit gemeten geluidexpositieniveaus (L_x) van voertuigpassages in 2020 en 2012 (uit metingen 2009/2010). De gestippelde lijnen tonen de emissie die is afgeleid uit geluidniveaus L_{max} van voertuigpassages in 2012 (opgenomen in huidige Reken- en meetvoorschrift geluid 2012) en 2002. Voor middelzware en zware voertuigen is de emissie in het huidige Reken- en meetvoorschrift geluid 2012 gebaseerd op de metingen van 2002.



Figuur 4.3 Emissie $\alpha + \beta \cdot \lg(v/v_0)$ in dB(A), voor zware voertuigen als functie van de snelheid. De doorgetrokken lijnen tonen de emissie die is afgeleid uit gemeten geluidexpositieniveaus (L_X) van voertuigpassages in 2020 en 2012 (uit metingen 2009/2010). De gestippelde lijnen tonen de emissie die is afgeleid uit geluidniveaus L_{max} van voertuigpassages in 2002, die in het huidige Reken- en meetvoorschrift geluid 2012 is gebaseerd op de metingen van 2002.

4.2 Verschillen tussen 2020 en 2012

Zowel in 2020 als in 2009/2010 zijn bij de geluidmetingen de maximale geluidniveaus L_{max} en de geluidexpositieniveaus L_X van voertuigpassages gemeten. In 2012 zijn ook voor beide niveaus de emissiekentallen vastgesteld, maar is uiteindelijk besloten om voor het Reken- en meetvoorschrift uit te gaan van de niveaus L_{max} (zoals ook in de voorgaande versies van het Reken- en meetvoorschrift was gebeurd).

Veranderingen in de geluidproductie van voertuigen over de afgelopen tien jaar worden het beste inzichtelijk door de emissie op basis van de geluidexpositieniveaus te vergelijken, weergegeven met de doorgetrokken rode lijnen en zwarte lijnen in de figuren in paragraaf 4.1. Dan blijkt dat de totale emissie in dB(A) (in figuur 4.2 en 4.3) op basis van de gemeten niveaus L_X vooral voor de zware voertuigen is verminderd. Er is een vermindering van 2 dB(A) bij 30 km/h, die bij toenemende snelheid terugloopt tot 0 dB(A) bij 90 km/h. Bij middelzware voertuigen treedt een vermindering op bij snelheden lager dan 60 km/h, tot een verschil van meer dan 5 dB(A) bij 30 km/h, maar is er een toename bij snelheden vanaf 65 km/h. Voor lichte voertuigen blijft de totale emissie tussen 70 en 80 km/h ongeveer gelijk, is er bij lage snelheden een afname tot 2 dB(A) bij 30 km/h en bij hoge snelheden een toename tot 1,5 dB(A) bij 130 km/h.

Uit de figuren in bijlage C blijkt dat in afzonderlijke octaafbanden de verschillen aanmerkelijk groter zijn, vooral bij middelzware en zware voertuigen in de lagere octaafbanden en bij lage snelheden.

Ten opzichte van de emissie die is opgenomen in het Reken- en meetvoorschrift van 2012 leveren de nieuwe emissiekentallen voor alle voertuigcategorieën een toename van de emissie bij hogere snelheden en een afname bij lagere snelheden. Het omslagpunt ligt bij ongeveer 80 km/h voor lichte voertuigen en bij 60 tot 65 km/h voor middelzware en zware voertuigen. De helling van de emissielijn als functie van de snelheid neemt voor alle voertuigcategorieën toe, maar is het meest opvallend voor middelzware voertuigen. Daardoor ligt de geluidemissie van middelzware voertuigen bij 90 km/h nog slechts 1,5 dB lager dan van zware voertuigen, terwijl dit verschil volgens de emissiekentallen in het Reken- en meetvoorschrift van 2012 bij dezelfde snelheid 4 dB bedraagt.

Referenties

- [1] *Reken- en meetvoorschrift geluid 2012*
Regeling van de Staatssecretaris van Infrastructuur en Milieu, van 12 juni 2012, nr. IENM/BSK-2012/37333, houdende vaststelling van regels voor het berekenen en meten van de geluidsbelasting en de geluidproductie ingevolge de Wet geluidhinder en de Wet milieubeheer.
- [2] *Meting emissiekentallen geluid wegverkeer*
DGMR-rapport M.2020.0359.04.R001 (concept, versie 001) 2 december 2020.
- [3] *Geluidemissie door personenauto's en vrachtwagens op autosnelwegen*
ICG-rapport VL-HR-01-01, 1976.
- [4] *Geluidemissie door motorvoertuigen en bromfietsen in een stedelijke omgeving*
TNO-rapport TPD 922.738, 1979.
- [5] *Het equivalente geluidniveau langs stadstraten*
Notitie nr. 8 t.b.v. art. 102 Whg, 1979.
- [6] *Akoestische bronsterkten van (motor)voertuigen*
Notitie nr. 17 t.b.v. art. 102 Whg, 1980.

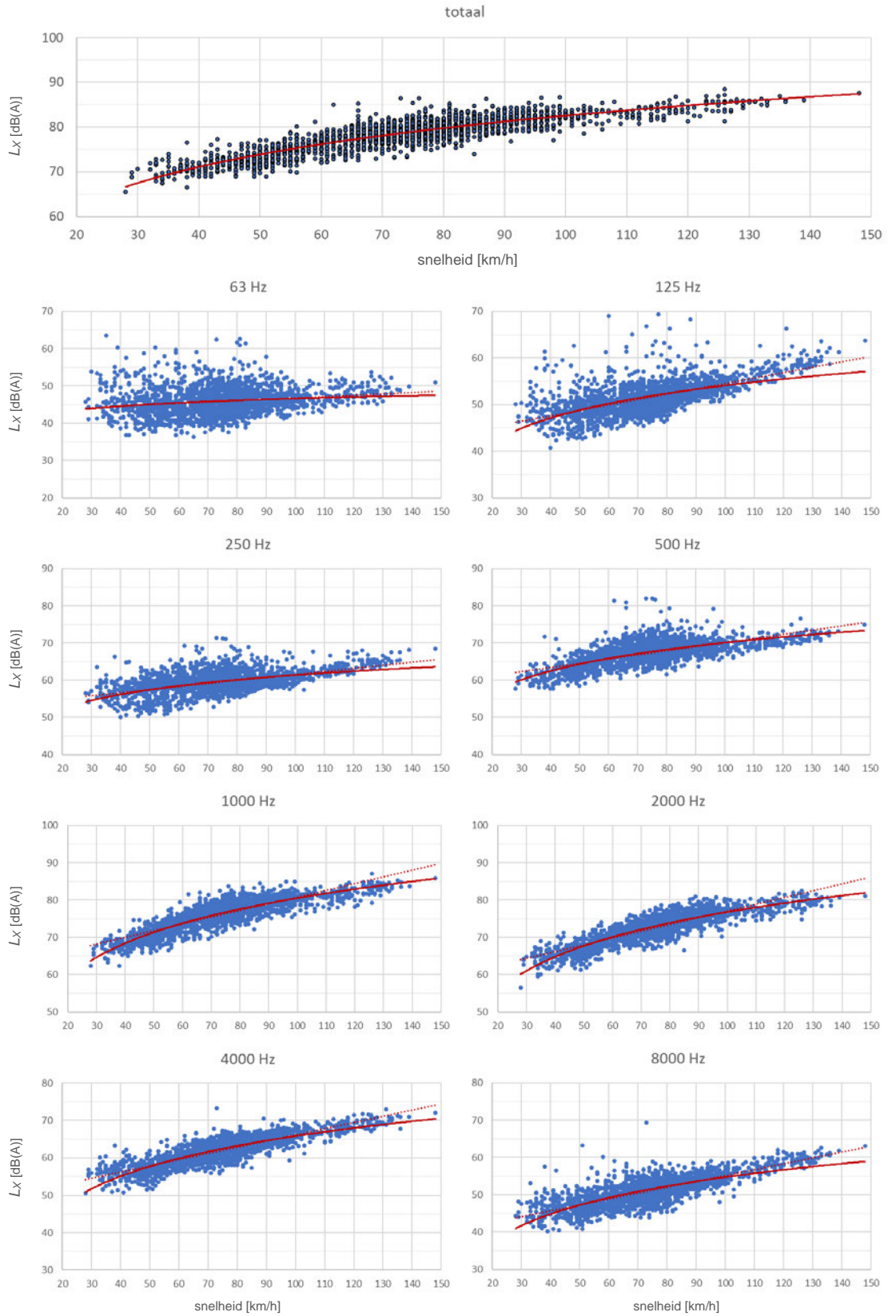
A Regressielijnen meetresultaten L_X

Tabel A.1 Waarden voor A en B in de regressie volgens $L_X = A + B \cdot \lg(v/v_0)$ uit de meetresultaten van DGMR, voor lichte voertuigen ($m = 1$ met $v_0 = 80$ km/h), middelzware voertuigen ($m = 2$ met $v_0 = 70$ km/h) en zware voertuigen ($m = 3$ met $v_0 = 70$ km/h), na correctie voor het verschil tussen energetisch en lineair gemiddelde.

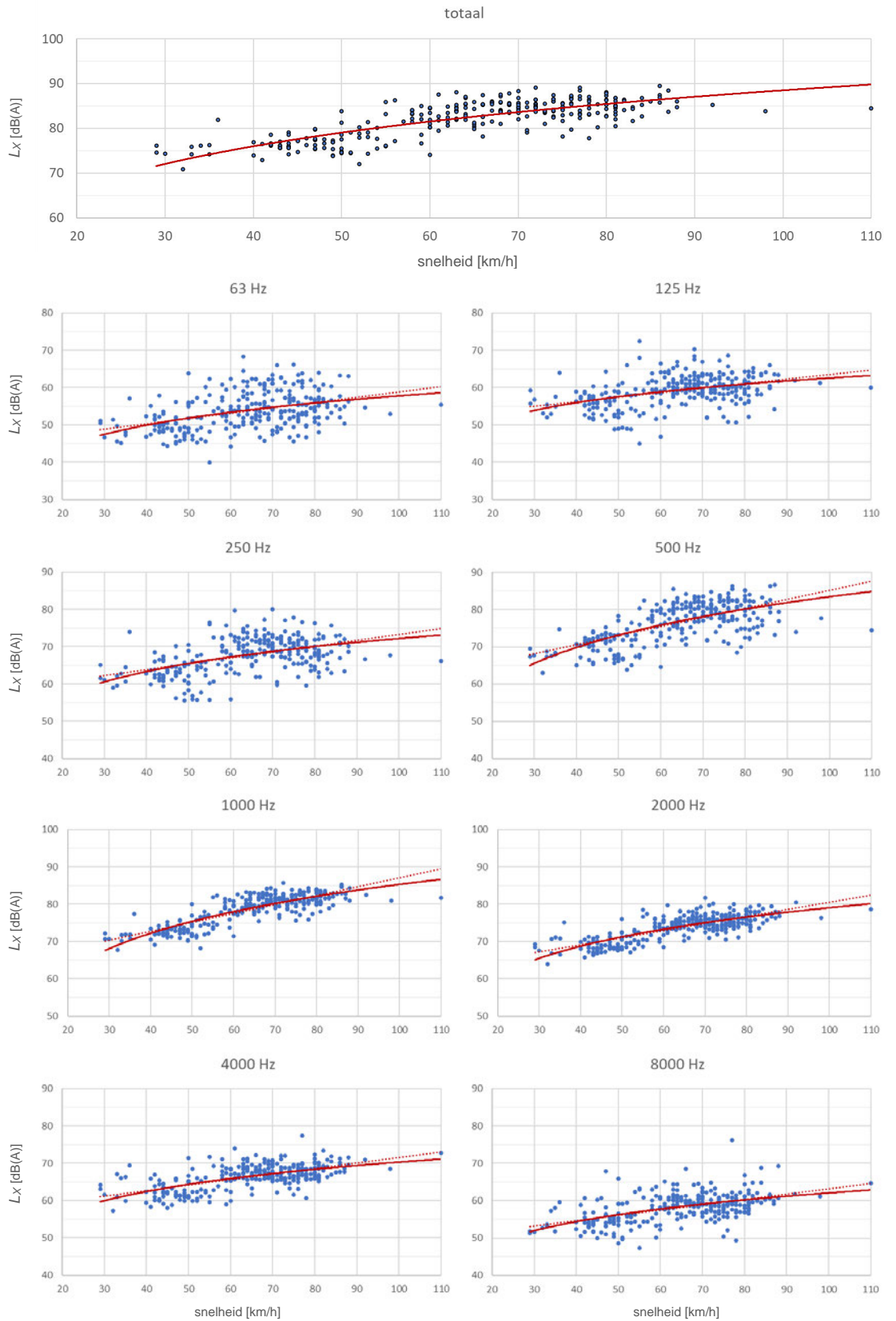
midden- frequentie octaafband [Hz]	m = 1		m = 2		m = 3	
	A	B	A	B	A	B
63	46,121	5,175	54,723	19,736	56,112	0,809
125	52,398	17,560	59,975	16,568	61,999	8,097
250	60,110	13,091	68,740	22,207	70,395	14,303
500	68,239	19,133	78,126	34,150	80,153	23,013
1000	77,577	30,396	80,192	32,892	82,504	26,086
2000	73,863	30,132	75,030	25,879	76,461	18,039
4000	63,230	27,019	67,224	19,776	68,618	10,192
8000	52,309	24,849	59,072	19,313	59,825	7,755
dB(A)	79,743	28,780	83,624	31,453	85,523	22,883

Hieronder zijn de regressielijnen $L_X = A + B \cdot \lg(v/v_0)$ weergegeven voor de totale gemeten geluidexpositieniveaus in dB(A) en voor de afzonderlijke octaafbanden, na temperatuurcorrectie. (De gestippelde lijnen in de figuren voor de octaafbanden tonen de lineaire regressielijn $L_X = a_1 + a_2(v/v_0)$, die niet is gebruikt voor de afleiding van de emissiekentallen.)

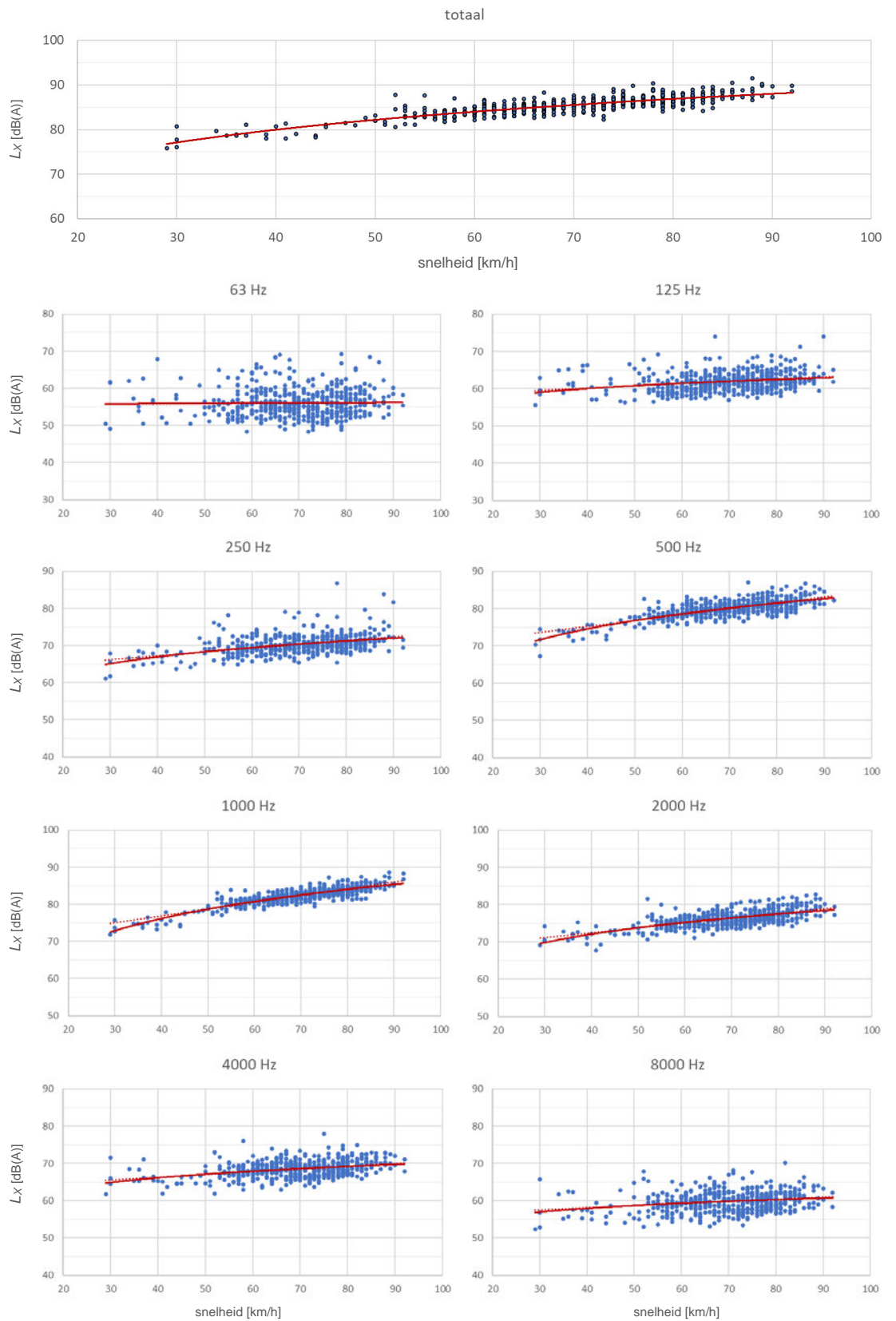
Lichte voertuigen, gemeten geluidexpositieniveaus in dB(A)



Middelzware voertuigen, gemeten geluidexpositieniveaus in dB(A)



Zware voertuigen, gemeten geluidexpositieniveaus in dB(A)



B Omrekening van A en B naar α en β

Geluidexpositieniveau voertuigpassage: $L_X = A + B \cdot \lg(v/v_0)$

Geluidemissie één voertuig: $L_W = \alpha + \beta \cdot \lg(v/v_0)$

$v_0 = 80$ km/h voor voertuigcategorie $m = 1$ (lichte voertuigen)

$v_0 = 70$ km/h voor voertuigcategorieën $m = 2$ en $m = 3$
(middelzware en zware voertuigen)

$\alpha = A + \Delta A'$, met $\Delta A' = \Delta A - C_{EMP}$

$\Delta A = \Delta L + 10 \cdot \lg(v_0) - 35,6$

$\Delta L = L_{W,lijn} - L_{eq}$

(de overdracht tussen lijnbron en het geluidniveau in het meetpunt volgens SRM2)

$\beta = B + 10$

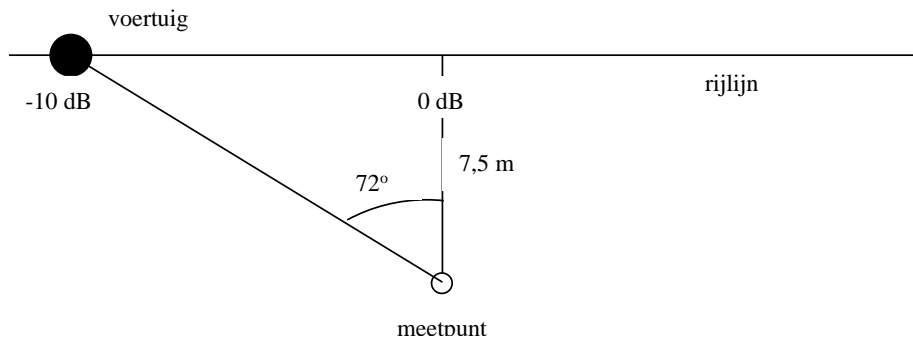
Hierin is

- C_{EMP} de 'empirische correctie',
- $L_{W,lijn}$ het geluidvermogen van een lijnbron [dB/km] in SRM2,
- L_{eq} het equivalente geluidniveau in het meetpunt op 7,5 m afstand van de weg, berekend met SRM2 bij een lijnbron met bronvermogen $L_{W,lijn}$.

Middenfrequentie octaafband [Hz]	63	125	250	500	1000	2000	4000	8000
C_{EMP}	-0,3	0,2	1,8	2,0	2,3	3,3	1,8	3,1
$\Delta L = L_{W,lijn} - L_{eq}$	40,0	44,5	44,9	44,9	44,6	44,5	44,6	45,0
$\Delta A'$ voor $m = 1$	23,7	27,7	26,5	26,3	25,7	24,6	26,3	25,4
$\Delta A'$ voor $m = 2/3$	23,2	27,1	25,9	25,7	25,1	24,1	25,7	24,8

De berekening met SRM2 is uitgevoerd voor een lijnbron die vanuit het meetpunt wordt gezien onder een openingshoek van 2×72 graden. De bodem vanaf de rijlijn tot 6 meter afstand van de rijlijn is hard (reflecterend). Van 6 meter afstand van de rijlijn tot het meetpunt (op 7,5 meter afstand tot de rijlijn) is de bodem absorberend (gras).

Volgens SRM2 is de hoek waar het voertuig zich bevindt als het geluidniveau 10 dB lager is dan bij de kortste afstand gelijk aan 72 graden (zie onderstaande figuur, waarbij is uitgegaan van een meetafstand van 7,5 meter en een meethoogte van 3,0 m).

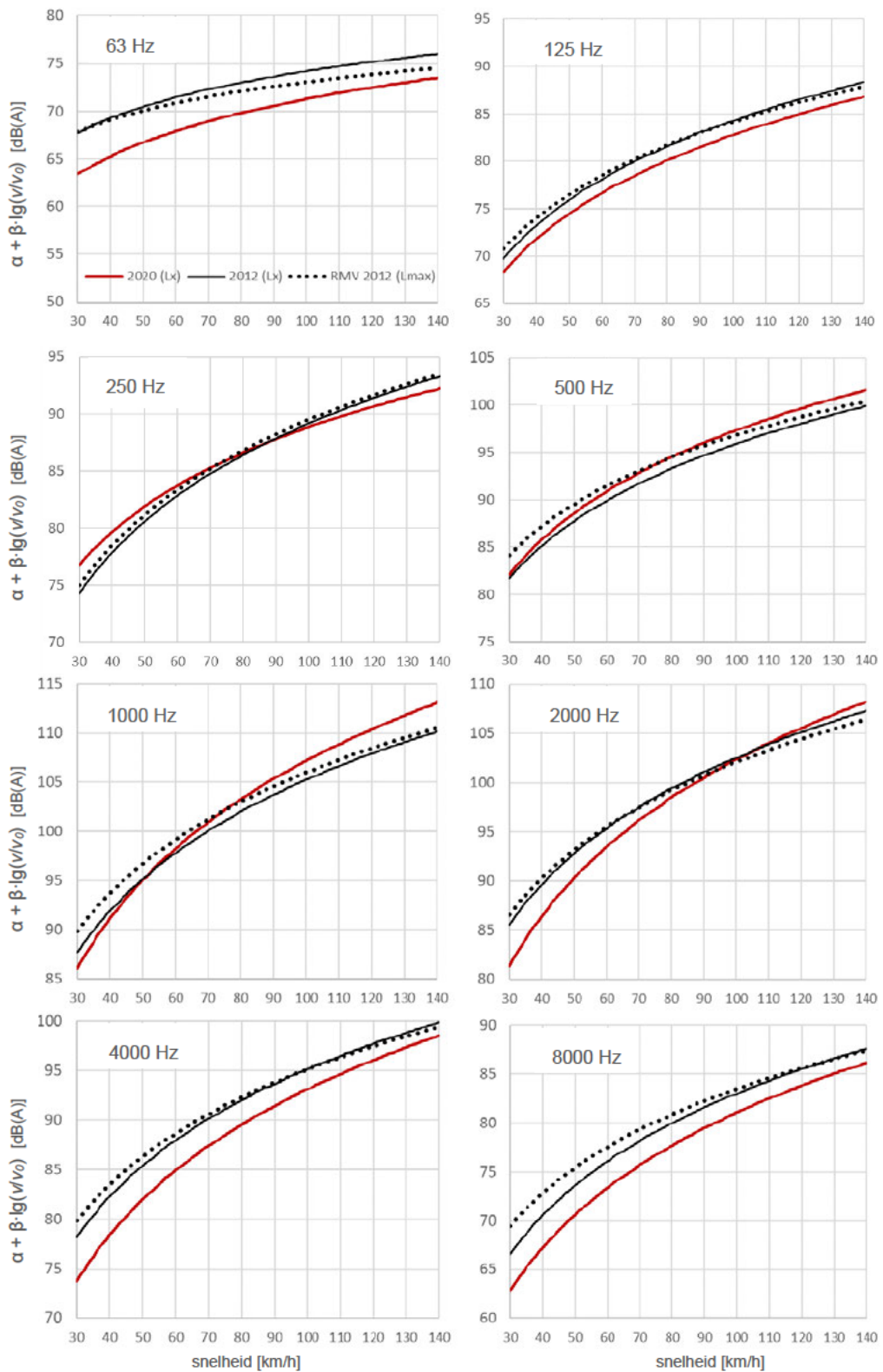


Voor de correctie voor het verschil tussen lineair en energetisch gemiddelde is een functie van de snelheid aangehouden volgens $c_1 + c_2 \cdot \ln(v)$ op de meetresultaten L_x . De waarden van c_1 en c_2 zijn in onderstaande tabel opgenomen.

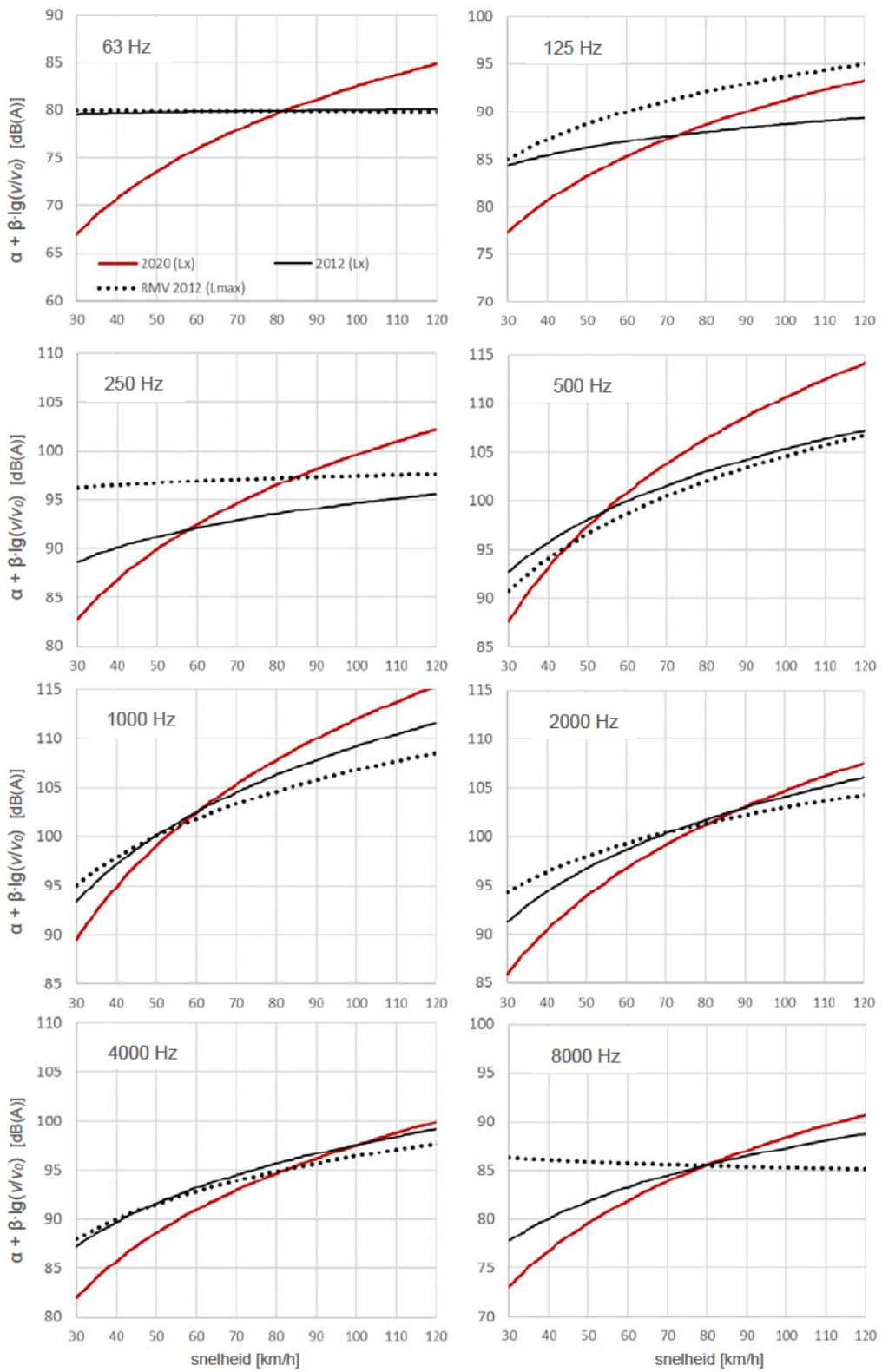
categorie		middenfrequentie octaafband [Hz]							
		63	125	250	500	1000	2000	4000	8000
licht (m = 1)	c_1	12,53	5,62	3,30	2,10	1,31	1,45	1,58	4,04
	c_2	-2,51	-1,05	-0,616	-0,349	-0,214	-0,242	-0,271	-0,777
middelzwaar (m = 2)	c_1	-3,52	1,24	0,851	-4,02	0,366	1,64	3,35	-2,25
	c_2	1,41	0,065	0,171	1,31	0,010	-0,279	-0,625	0,941
zwaar (m = 3)	c_1	5,98	0,879	-3,60	1,16	0,428	0,719	2,96	7,53
	c_2	-0,951	0,039	1,15	-0,200	-0,055	-0,077	-0,584	-1,58

C Verschillen emissie 2020 – 2012 in octaafbanden

lichte voertuigen



middelzware voertuigen



zware voertuigen

