



Uppdaterade beräkningsmodeller för vägtrafikbuller

Krister Larsson; Hans Jonasson

SP Sveriges Tekniska Forskningsinstitut

Uppdaterade beräkningsmodeller för vägtrafikbuller

Krister Larsson; Hans Jonasson

Abstract

Updated prediction models for road traffic noise

Today's models for road traffic noise are based on the Nordic prediction model from 1996. Since then, several projects have been carried out to develop prediction models, both in Scandinavia and in Europe. In other Nordic countries for example the calculation model Nord2000 Road is used and within Europe the model CNOSSOS-EU will be used for noise mapping. Nord2000 Road has the advantage that the model has a broader scope and can provide more detailed results compared with 1996 model, and there is a willingness to move to that model in Sweden. The model gives slightly higher estimated levels compared to the old model. Input data for the prediction model Nord2000 Road are based on measurements carried out in the Nordic countries and the latest measurements in Sweden are 10 years old. In 2015 new measurements of noise emissions from vehicles in real traffic on Swedish roads were carried out. The results show that the source data to Nord2000 Road needs to be updated to represent current Swedish conditions. The results indicate that Nord2000 Road overestimate levels and suggested adjusted input data are presented. Spectrum adaptation to Swedish conditions are revised. The measurements confirm, however, speed coefficients for Swedish conditions.

Coefficients to add to a_R

250	315	400	500	630	800	1k	1,25k	1,6k	2k	2,5k	3,15k	4k	5k	6,3k	8k	10k
1	1	1	1	1	1	1	1	-1	-2	-3	-4	-5	-4	-3	-2	1

Coefficients to add to a_P

25	31,5	40	50	63	80	100	125	160	200	250	315	400	500
-3	-3	-3	-3	-3	-3	-3	-3	-3	-3	-3	-3	-3	-3
500	630	800	1k	1,25k	1,6k	2k	2,5k	3,15k	4k	5k	6,3k	8k	10k
-3	-3	-3	-3	-3	-3	-3	-3	-3	-3	-3	-3	-3	-3

Spectrum adaptation terms for other road surfaces than SMA 0/16 (stone mastic asphalt with 16 mm maximum aggregate size, ABS 0/16), which is the most common pavement for high traffic roads in Sweden require more extensive measurement data, but some data for a Swedish drainage asphalt road surface are presented in the report.

Updated input is proposed for Category 1, 2 and 3 for Nord2000 Road. For motorcycles input data can be based on data from previous Harmonoise- and Imagine projects, even if they are designed for Southern European conditions. Some data from the measurement series 2015 are presented in the report, but additional measurements needed when the spread in the results are great. Also for vehicles with alternative powertrains such as electric or hybrid vehicles sufficient information is lacking today to determine reliable input data for the prediction models for Swedish conditions.

CNOSSOS-EU underestimates clearly the emission levels for Swedish conditions, and also have different speed-dependency, so a speed-dependent correction is proposed in the report. Maximum levels are proposed to be calculated in basically the same way in CNOSSOS-EU as is made in Nord2000 Road.

Category, m	$\alpha_{i,m}$ 63	$\alpha_{i,m}$ 125	$\alpha_{i,m}$ 250	$\alpha_{i,m}$ 500	$\alpha_{i,m}$ 1000	$\alpha_{i,m}$ 2000	$\alpha_{i,m}$ 4000	$\alpha_{i,m}$ 8000	β_m
1	3,6	3,6	3,6	3,6	3,6	3,6	3,6	3,6	4,2
2	5,0	5,0	5,0	5,0	5,0	5,0	5,0	5,0	10,4
3	4,9	4,9	4,9	4,9	4,9	4,9	4,9	4,9	8,1

To calculate the traffic noise at different driving conditions such as in urban areas with accelerations or decelerations associated with intersections or roundabouts it is proposed that the methods of CNOSSOS-EU and Nord2000 Road for heavy vehicles (category 2 and 3) is applied. CNOSSOS-EU gives corrections for the total sound power depending on distance from the crossing or roundabout, while Nord2000 Road gives a general increase of the rolling noise with 3 dB for heavy vehicles in urban traffic.

The Nord2000 Road source model allows for separation of rolling and propulsion noise from measurements in real traffic. For the CNOSSOS-EU model this is more difficult because of the co-localization of the two model sources. Separation of rolling and propulsion noise could be beneficial for separation of tire/road noise and vehicle noise for evaluation of the tire noise and vehicle noise regulations.

Key words: Nord2000, CNOSSOS-EU, vägtrafik, buller, beräkningsmodeller

SP Sveriges Tekniska Forskningsinstitut
SP Technical Research Institute of Sweden

SP Rapport 2015:72
ISBN 978-91-88001-95-5
ISSN 0284-5172
Borås 2015

Innehållsförteckning / Contents

Abstract 3

Innehållsförteckning / Contents	5
Förord / Preface	7
Sammanfattning	8
1 Introduktion	10
1.1 Bakgrund	10
1.2 Beräkningsmodellernas framtida Användningsområden	11
1.3 Fordonskategorier	11
1.4 Syfte och användning av rapporten	12
1.5 Avgränsningar	12
2 Beräkningsmodeller för vägtrafikbuller	13
2.1 Nordisk beräkningsmodell 1996	13
2.2 Nord2000 Road	14
2.3 CNOSSOS-EU	16
3 Jämförelse mellan Nord2000 Road och Nordisk beräkningsmodell 1996	18
4 Verifiering och anpassning av Nord2000 Road källdata	19
4.1 Jämförelse med nya mätningar på svenska vägar	19
4.1.1 Kategori 1 (lätta fordon)	22
4.1.1.1 SEL	22
4.1.1.2 Spektrum	24
4.1.1.3 Ljudeffektnivåer	27
4.1.2 Kategori 2 (Medeltunga fordon)	33
4.1.2.1 SEL	33
4.1.2.2 Ljudeffektnivåer	36
4.1.3 Kategori 3 (Tunga fordon)	38
4.1.3.1 SEL	38
4.1.3.2 Ljudeffektnivåer	40
4.2 Maximalnivåer	44
4.2.1 Kategori 1 lätta fordon	44
4.2.2 Kategori 3 fordon	46
4.3 Identifiering av rullningsljud och framdrivningsljud i verklig trafik	48
4.4 Anpassning av källdata i Nord2000 Road	48
4.4.1 Kategori 1	49
4.4.2 Kategori 2 och 3	50
4.4.3 Uppdaterad modell Nord2000 Road (SE:2015)	52
5 Preliminär anpassning av CNOSSOS-EU källdata	55
5.1 Jämförelse mellan Nord2000 Road och CNOSSOS-EU.	55
5.2 Källstyrka (ljudeffekt)	55
5.3 SEL på 10 m avstånd	56
5.4 Anpassning av CNOSSOS-EU till Nord2000 Road	57
5.4.1 Anpassning till befintlig Nord2000 Road (DK)	58
5.4.2 jämförelse med uppdaterad Nord2000 Road (SE:2015)	60
5.5 Maximalnivåer	61
6 Inverkan av körmönster, acceleration, retardation och gradienter	64
6.1 Ljudemission från enskilda fordon	64
6.1.1 Lätta fordon (kategori 1)	64

6.1.2	Tunga fordon (kategori 3)	65
6.2	Blandad trafik	67
6.3	Tillämpning	68
7	Diskussion och slutsatser	73
8	Referenser	75
	Bilaga 1 Mätningar och mätplatser	76
	Bilaga 2 Redovisning av mätdata för övriga kategorier	82
	Bilaga 3 Bestämning av ljudeffekt från förbipassagemätningar	89
	Bilaga 4 Fordonskategorier och gränsvärden	92
	Bilaga 5 Spektrum för andra vägbeläggningar	94

Förord / Preface

I Sverige finns ett ökat behov av att göra noggranna beräkningar av trafikbullernivåer. T.ex. i samband med förändrade regelverk kring bostadsbyggande i bullerutsatta lägen ställs stora krav på noggrannheten och precision i beräkningar, även på ljuddämpade sidor av fastigheter. Det finns därför ett behov av utveckling av beräkningsmodellerna så att de kan hantera dessa situationer. Även för bedömning av effekten av olika åtgärder kräver detaljerade beräkningsmodeller. För att bedöma effekterna av åtgärder nära källan är källmodellen och emissionsdata för fordonen avgörande för att kunna göra en relevant bedömning av åtgärderna. Osäkerheten i ett beräkningsresultat är beroende av kvaliteten på indata som används som utgångspunkt för beräkningen. Förutom noggranna detaljerade beräkningar behövs också modeller för mer storskaliga bullerkartläggningar enligt EUs direktiv och CNOSSOS-EU är den modell som valts för detta från 2019. Det pågår därför arbete i flera länder för att anpassa CNOSSOS-EU modellen till nationella förutsättningar.

Detta projekt har utförts på uppdrag av Trafikverket. Initiativtagare till projektet var Kjell Strömmer. Merparten av projektet genomfördes under 2015 då mätkampanjen genomfördes.

Författarna vill passa på att tacka Fredrik Lindström på Trafikverket för stöd i samband med arbetet med urval av vägytor och mätplatser. Tack också till Marie Gautier, Emil Andersson och Henrik Hellgren vid SP som varit behjälpliga vid utförandet av mätningarna samt Mark Kartous som hjälpte till med teknik och mätutrustning.

Sammanfattning

Dagens beräkningsmodeller för vägtrafikbuller bygger på den nordiska beräkningsmodellen från 1996. Sedan dess har flera projekt genomförts för att utveckla beräkningsmodellerna, både i Norden och inom Europa. I andra nordiska länder används t.ex. beräkningsmodellen Nord2000 Road och inom Europa kommer modellen CNOSSOS-EU att användas i samband med bullerkartläggningar. Nord2000 Road har fördelen att modellen har ett större tillämpningsområde och kan ge mer detaljerade resultat jämfört med 1996-modellen, och det finns en vilja att gå över till den modellen även i Sverige. Modellen har gett något högre beräknade nivåer jämfört med den gamla modellen. Indata till beräkningsmodellen Nord2000 Road bygger på mätningar som utförts i Norden och de senaste mätningarna i Sverige är 10 år gamla. Under 2015 genomfördes nya mätningar av ljudemission från fordon i verklig trafik på svenska vägbanor. Resultaten visar att källdata till Nord2000 Road behöver uppdateras för att representera dagens svenska förhållanden. Resultaten tyder på att Nord2000 Road överskattar nivåerna och förslag på justerade indata presenteras genom att spektrumanpassning för svenska förhållanden revideras. Även rullningsljudet för fordonsflottan föreslås justeras ner jämfört med grunddata. Mätningarna bekräftar dock hastighetskoefficienterna för svenska förhållanden.

Korrekktioner att addera till a_R

250	315	400	500	630	800	1k	1,25k	1,6k	2k	2,5k	3,15k	4k	5k	6,3k	8k	10k
1	1	1	1	1	1	1	1	-1	-2	-3	-4	-5	-4	-3	-2	1

Korrekktioner att addera till a_P

25	31,5	40	50	63	80	100	125	160	200	250	315	400	500
-3	-3	-3	-3	-3	-3	-3	-3	-3	-3	-3	-3	-3	-3
500	630	800	1k	1,25k	1,6k	2k	2,5k	3,15k	4k	5k	6,3k	8k	10k
-3	-3	-3	-3	-3	-3	-3	-3	-3	-3	-3	-3	-3	-3

Spektrumanpassningstermer för övriga vägytor än ABS 0/16 (skelettasfalt, stenrik asfaltbetong med 16 mm maximal stenstorlek), vilket är den vanligaste vägbeläggningen för högtrafikerade landsvägar i Sverige, kräver mer omfattande mätdata, men vissa data för en svensk dränerande vägbana presenteras i rapporten.

Uppdaterade indata föreslås för kategori 1, 2 och 3 enligt Nord2000 Road. För motorcyklar kan indata baseras på mätdata från tidigare Harmonoise- och Imagineprojekten, även om de är framtagna för sydeuropeiska förhållanden. Vissa mätdata från mätserien 2015 presenteras i rapporten, men ytterligare mätningar behövs då spridningen i resultaten är stora. Även för fordon med alternativa drivlinor som t.ex. el- eller hybridfordon saknas idag tillräckligt underlag för att bestämma tillförlitliga indata till beräkningsmodellerna för svenska förhållanden.

CNOSSOS-EU underskattar tydligt bullernivåerna för svenska förhållanden och har också ett annat hastighetsberoende, varför en hastighetsberoende korrektion föreslås i rapporten. Maximalnivåer föreslås kunna beräknas på i princip samma sätt i CNOSSOS-EU som görs i Nord2000 Road.

Fordonskategori, m	$\alpha_{i,m}$ 63	$\alpha_{i,m}$ 125	$\alpha_{i,m}$ 250	$\alpha_{i,m}$ 500	$\alpha_{i,m}$ 1000	$\alpha_{i,m}$ 2000	$\alpha_{i,m}$ 4000	$\alpha_{i,m}$ 8000	β_m
1	3,6	3,6	3,6	3,6	3,6	3,6	3,6	3,6	4,2
2	5,0	5,0	5,0	5,0	5,0	5,0	5,0	5,0	10,4
3	4,9	4,9	4,9	4,9	4,9	4,9	4,9	4,9	8,1

För att beräkna trafikbuller vid olika körförhållanden t.ex. i urbana områden med accelerationer eller retardationer i samband med korsningar eller rondeller kan metoderna i CNOSSOS-EU eller Nord2000 Road för tunga fordon (kategori 2 och kategori 3)

tillämpas. CNOSSOS-EU ger korrekationer för totala ljudeffekten beroende på avstånd från korsning eller rondell för samtliga fordonskategorier, medan Nord2000 Road ger en generell ökning av rullningsljudet med 3 dB för tunga fordon i urban trafik.

Källmodellen i Nord2000 Road tillåter separering av rullningsljud och framdrivningsljud från mätningar i verklig trafik. För CNOSSOS-EU modellen är detta svårare på grund av att de två punktkällorna har samma position. Att separera rullnings- och framdrivningsljud i modellen kan vara fördelaktigt för att kunna separera däcksbuller och fordonsbuller för uppföljning av lagstiftning av däck respektive fordon.

1 Introduktion

1.1 Bakgrund

Trafikverket använder resultat av bullerberäkningar i stor omfattning. Beräknade bullernivåer används för tillståndsbeskrivningar och tillståndsutveckling, uppföljning av transport- och miljöpolitiska mål samt vid rättsliga processer och krav enligt lagstiftningen. Beräknade bullernivåer används också som underlag för att kunna beskriva bullrets effekter, främst störningar, hälsopåverkan och samhällsekonomiska störningskostnader. Bullernivåer och effekter är underlag för planering och utformning av Trafikverkets åtgärder, främst väg- och järnvägsinvesteringar, riktade bullerskyddsåtgärder i befintliga miljöer, kommande beläggningsverksamhet och spårslipningsplaner samt vid trafikregleringar, t ex översyner av hastighetsgränser. Det är viktigt att bullerberäkningarna ger resultat som speglar verkliga förhållanden bra, såväl för rättssäkerheten för medborgarna som för effektiviteten av Trafikverkets åtgärder. Som exempel kan nämnas att en systematisk felräkning med 1 dBA för låga värden, leder till en undervärdering av störningskostnader i Sverige med omkring 750 miljoner kr/år. I så fall kommer Trafikverket att investera mindre för att minska bullret än vad som är bäst för samhället.

Nuvarande bullerberäkningsmodeller för väg- och tågtrafik uppdaterades senast år 1996. Emissionsdata för vägtrafiken härstammar från början av 90- talet medan emissionsdata för tågtrafik uppdateras löpande för nya tågtyper. Det finns indikationer på att emissionsdata för lätta vägfordon underskattas med omkring 2 dBA. Även andra brister finns, bland annat att ingen hänsyn tas idag till olika spårstandarder.

Framöver finns behov av utökad funktionalitet för bullerberäkningar beroende på tillkommande användningsområden. Det handlar främst om simuleringar av inverkan av olika förhållanden vid bullerkällorna såsom fordon och interagerande underlag, väg- och tågbanor. Trafikverket avser av skäl enligt ovan att uppdatera bullerberäkningsmodellerna gällande emissionsdata/emissionsmodell.

Gränsvärden avseende bulleremission från fordon i samband med typgodkännande regleras inom EU-förordning nr 540/2014 (1), vilka redovisas i bilaga 4 för olika fordonskategorier. Trots att gränsvärdena för bulleremissionen har sänkts sedan 1970-talet vid typgodkännande av nya fordon har detta inte avspeglats i motsvarande sänkta trafikbullernivåer i urbana områden. Det finns flera anledningar till detta; dels att den tidigare mätmetoden endast avsåg ett körfall som är ovanligt för typiska trafiksituationer, att däck/vägbandebullret till stor del dominerar trafikbullret vid högre hastigheter, samt trafikökningar. Nyligen har mätmetoden reviderats med syfte att bli mer relevant för bulleremission vid normal trafik och denna ska börja tillämpas från 1 juli 2016. I den reviderade mätmetoden införs ytterligare körfall som ska motsvara normala trafiksituationer, vilket kan komma att påverka bulleremissionen och därmed indata till beräkningsmodellerna på sikt.

Nya emissionskrav, speciellt för tunga fordon, har lett till utveckling av motorteknik och avgasreningsteknik. I Sverige har andelen personbilar med dieselmotorer ökat under de senaste decennierna. Under 2006 var andelen nyregistrerade personbilar med dieselmotor 19,5% och under 2015 var motsvarande siffra 57,0%, dvs en majoritet av nyregistrerade personbilar var försedda med dieselmotor. Samtidigt har totala andelen registrerade dieselpersonbilar i trafik ökat från 6,2% 2006 till 29,6% år 2015 (2). Övriga alternativa drivlinor och bränslen står fortfarande för mindre än 10% av fordonsflottan, men förväntas öka i omfattning på sikt. Vanligtvis har dieselmotorer en annan ljudkaraktär än bensinmotorer på grund av sin förbränningsprocess. Men även utveckling av effektivare förbränning och styrning i ottomotorer kan resultera i förändrad ljudgenerering. Sammantaget har dagens motorer blivit effektivare och bränsleförbrukningen, minskat de

senaste decennierna. Det är därför intressant att studera om motorbullret från fordon under verkliga körförhållanden förändras över tid, och därmed om indata till beräkningsmodeller behöver uppdateras.

1.2 Beräkningsmodellernas framtida användningsområden

Bullerberäkningsmodellerna används för att beskriva ljudutbredning dels för befintliga förhållanden och dels för tänkta förändrade förhållanden. Dessa förändringar har hittills i huvudsak gällt förändrad bebyggelse, trafikinfrastruktur och trafikering vid jämna körmönster och given fordonsflotta. Emellertid finns utökad behov av bullerberäkningar vid

- låga hastigheter och tät trafik med olika körmönster med varierande andelar jämn hastighet, accelerationer och retardationer
- varierande trafik- och väg/gatumiljöer och vad det har för betydelse för körmönstren
- bestämning av konsekvenser av ändrade bulleremissionsegenskaper hos fordon, alternativa drivlinor eller däck och vägytor.

Beräkningarna kan vara lokala, vid en bestämd plats eller område, t.ex. vid en viss trafik och väg/gatumiljö. Beräkningarna kan också vara globala, t ex för hela Sverige, när konsekvenser av ändrade bulleremissionsegenskaper hos fordon eller däck ska beskrivas.

1.3 Fordonskategorier

Vägfordon delas upp i kategorierna bilar, två- och trehjuliga motorfordon samt jord- och skogsbrukstraktorer. I samband med typgodkännande (3) kategoriseras bilar vidare i fyra kategorier, fordon för persontransport, M , respektive varutransport, N , släpvagnar, O , och terränggående fordon, G . De mest relevanta fordonskategorierna för bullerberäkningsmodeller är kategori M respektive N . Dessa kategorier delas upp ytterligare i undergrupper beroende på vikt och motoreffekt. De gränsvärden för bulleremission för fordon som finns baseras på dessa kategorier och redovisas i bilaga 2. Både för personbilar och tunga fordon tillåts högre bulleremission för bilar med högt effekt/viktförhållande. Gränsvärden för bulleremissionen för nya fordonstyper planeras att sänkas i två steg fram till år 2026.

För bullerberäkningar används oftast en annan kategorisering med färre kategorier. Fordonen delas upp i lätta respektive tunga fordon. I kategorin tunga fordon kombineras normalt bussar och lastbilar, även om möjligheten för att separera fordon för persontransport respektive varutransport finns. För tunga fordon kan också ytterligare kategorier användas beroende på antal axlar. Antalet axlar på en lastbil är associerat med fordonets vikt och lastkapacitet för att fördela trycket mot vägbanan. Motoreffekten är i sin tur också kopplad till fordonsvikt och last, och därmed axelantalet. Då däck/väg bulleret också är direkt beroende av antalet hjul i kontakt med vägen, är axelantal en enkel parameter att använda för kategorisering av tunga fordon som är praktisk att använda vid mätningar och predikteringar.

Det saknas dock tillräckligt mätunderlag för enskilda underkategorier för att bestämma ljudeffektnivåer och indata med god noggrannhet. Därför redovisas indata till beräkningsmodeller för huvudkategorierna lätta/tunga fordon, respektive lätta/medeltunga/tunga fordon beroende på beräkningsmodell.

I projekten Harmonoise och Imagine studerades bulleremission från två- och tre-hjuliga fordon se t.ex. (4). Data för mopeder, lätta och tunga motorcyklar togs fram för

sydeuropeiska förhållanden, och kan inte direkt jämföras med hur det ser ut i svensk trafik. I bilaga 2 presenteras data från enskilda passager för övriga kategorier som motorcyklar och traktorer från de mätningar som genomfördes 2015.

1.4 Syfte och användning av rapporten

Rapporten syftar huvudsakligen till att dels redovisa resultaten från aktuella mätningar av fordonsemissionsbuller som genomfördes under 2015, och dels redovisa hur indata till Nord2000 Road kan anpassas och uppdateras till dessa data för att kunna implementeras för svenska förhållanden. Eftersom arbetet med att implementera CNOSSOS-EU som en harmoniserad beräkningsmodell för bullerkartläggningar inom EU är ett syfte också att studera hur CNOSSOS-EU modellen skulle kunna tillämpas och användas i Sverige.

1.5 Avgränsningar

Rapporten fokuserar enbart på emissionsmodeller för beräkning av vägtrafikbuller. Ljudutbredning eller immission behandlas inte. Trafikmodellering behandlas endast kortfattat i samband med modellering av acceleration eller retardation i körförhållanden i stadstrafik. Buller från tåg, industrier eller flyg behandlas inte heller.

2 Beräkningsmodeller för vägtrafikbuller

De mest aktuella beräkningsmetoderna i Sverige är 1996-års nordiska modell, Nord2000 Road från 2006 och den nyligen fastlagda CNOSSOS – EU, för vilken beslut har tagits att den ska användas för bullerkartläggningar för uppfyllande av END (Environmental Noise Directive) -direktivet. CNOSSOS – EU är verifierat för användning vid storskaliga beräkningar av dag-, kväll, natt-vägda årsekvivalentnivåer, L_{den} , för vilka metoden anses ge acceptabel noggrannhet. Eftersom det är tveksamt om denna noggrannhet är tillräcklig för bedömning av olika bullerbekämpningsåtgärder i enskilda fall kan det bli aktuellt att kombinera CNOSSOS – EU med någon noggrannare metod och då finns det mycket som talar för att använda Nord2000 Road som ju redan är officiell metod i Danmark och Norge. Samtidigt är det så att CNOSSOS – EU baseras på en specificerad emissionsmodell som måste kompletteras med nationella korrekationer för att få emissionsvärden som är representativa för det aktuella landets vägbanor. Dessa korrekationer är speciellt viktiga för Sverige eftersom vi har speciellt grova vägbanor för att öka slitagetåligheten mot dubbar samtidigt som själva slitaget sedan bidrar till förhöjt däck-vägbanebuller. Det blir alltså nödvändigt att se till att kombinationen av CNOSSOS – EU:s emissionsdata och svenska korrekationer ger korrekt resultatet. Eftersom EU till skillnad från Sverige inte bekymrar sig om maximalnivåer kan det också bli aktuellt att komplettera CNOSSOS – EU med anvisningar för dylika beräkningar. I denna rapport ligger fokus på hantering av emissionsvärden och ljudutbredningen kommer endast att beröras i de fall den har betydelse för förståelsen för olika emissionsvärden.

2.1 Nordisk beräkningsmodell 1996

Nordisk beräkningsmodell från 1996 är den nu gällande beräkningsmodellen för vägtrafikbuller i Sverige (5). Modellen baseras på A-vägda ljudnivåer och kan användas för att beräkna L_{Aeq} på avstånd upp till 300 m vid neutrala eller måttliga medvindsförhållanden.

Två fordonskategorier används, lätta respektive tunga fordon. Fordonen modelleras som punktkällor på 0,5 m höjd över vägytan. Utgångsvärdet är den A-vägda ljudexponeringsnivån, L_{AE} , för resp. fordonstyp på avståndet 10 m. Till detta värde läggs korrekationer för att ta hänsyn till ljudutbredning mellan källan och mottagaren. Korrektionerna inkluderar avståndsdämpning (-3 dB per avståndsdubbling), dämpning på grund av markdämpning och skärmning, övriga korrekationer för utbredningseffekter som t.ex. multipelreflexer, samt en fasadkorrektur för att beräkna inomhusnivåer. Korrektionerna adderas okorrelerat och gäller för den A-vägda ljudnivån. Maximalnivåer beräknas på samma sätt som ekvivalentnivåerna genom att korrigera utgångsvärdet för L_{AFmax} på 10 m avstånd med utbredningsdämpningen, men korrekationen är annorlunda för avståndsdämpningen. Utgångsvärden utgörs i det fallet av A-vägda maximalnivåer på 10 m avstånd med tidsvägning F (*fast*). Avståndsdämpningen motsvarar 6 dB per avståndsdubbling för maximalnivån, medan övriga korrekationer är analoga med korrekationerna för ekvivalentnivån.

I 1996 års modell används inte ljudeffekt för att beskriva källstyrka utan i stället används ljudexponeringsnivån på 10 m avstånd. För lätta respektive tunga fordon används empiriska hastighetsberoende uttryck baserat på mätningar i verklig trafik.

$$\begin{aligned}
 L_{AE,10m}(\text{lätta}) &= 73,5 + 25 \lg\left(\frac{v}{50}\right); & v \geq 40 \text{ km/h} \\
 L_{AE,10m}(\text{lätta}) &= 71,1; & 30 \leq v < 40 \text{ km/h}
 \end{aligned} \tag{1}$$

samt

$$\begin{aligned}
 L_{AE,10m}(\text{tunga}) &= 80,5 + 30 \lg\left(\frac{v}{50}\right); & 50 \leq v \leq 90 \text{ km/h} \\
 L_{AE,10m}(\text{tunga}) &= 80,5; & 30 \leq v < 50 \text{ km/h}
 \end{aligned} \tag{2}$$

Genom att utgå från verklig hastighet samt andelen lätta respektive tunga fordon beräknas utgångsvärdet för ljudexponeringsnivån L_{AE} på 10 m avstånd. Andra uttryck ges för maximalnivån.

En jämförelse mellan Nord2000 Road och 1996 års modell presenteras i (6).

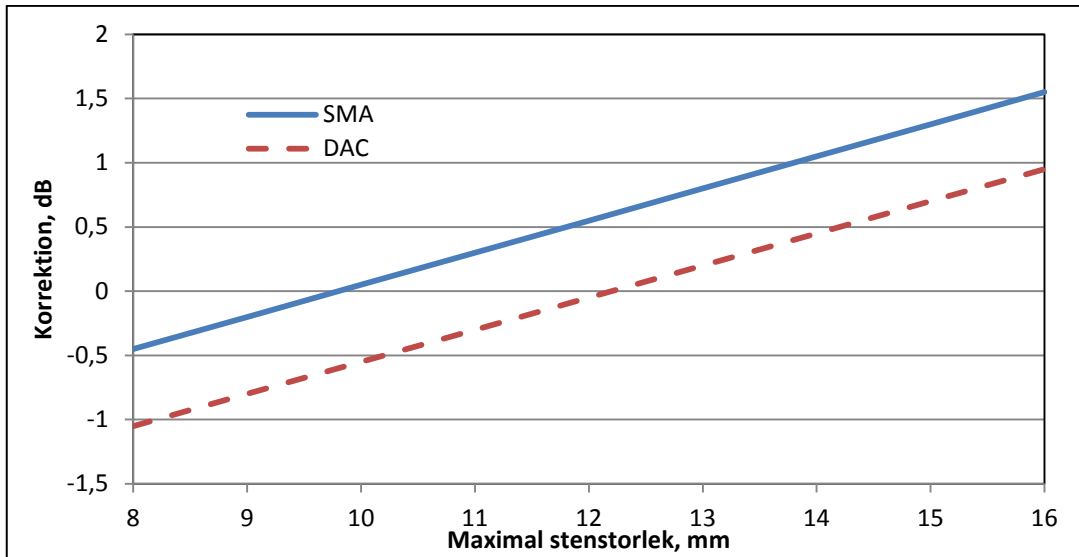
2.2 Nord2000 Road

I vissa nordiska länder används beräkningsmodellen Nord2000 Road för beräkning av vägtrafikbuller. Modellen kallas även Nord2005 i vissa sammanhang och presenteras i (7). I Nord2000 Road görs beräkningar i tersband mellan 25 Hz upp till 10000 Hz, och den A-vägda nivån beräknas utifrån tersbandsnivåer.

Nord2000/Harmonoise/Imagine använder kategorier enligt Tabell 2. I Nord2000 Road finns för närvarande bara data för huvudkategorierna 1, 2 och 3 lätta, medeltunga och tunga. Imagineprojektet mätte upp data för kategori 5. För tunga fordon kompletteras med antalet axlar. Utgångsvärdena anges i form av ljudeffektnivå och man separerar mellan däck-vägbanebuller och framdrivningsbuller. Ljudeffektnivån, L_{WR} , för en referensvägbana som funktion av frekvensen, f , och hastigheten v för däck-vägbanebuller beskrivs med ekvation (3).

$$L_{WR}(f) = a_R(f) + b_R(f) \lg\left[\frac{v}{v_{ref}}\right] \tag{3}$$

Indata till källmodellen presenteras i (8). Koefficienterna a_R och b_R ges för referensförhållandena 20°C och en virtuell referensvägbeläggning som representerar medelvärdet av tät asfaltbetong, DAC (eller ABT på svenska), och skelettasfalt, SMA (eller ABS på svenska), med maximal stenstorlek 11 mm. För de vanligaste avvikande vägbanorna ges korrekationer till koefficienten a_R , dvs. korrektionerna är hastighets- och frekvensoberoende. Observera att vägbanekorrektionen endast ska göras för lätta fordon i kategori 1. Det är otydligt formulerat enligt användarmanualen (7), men finns dokumenterat t.ex. i (6). Korrektionen är 0,25 dB per mm ökad stenstorlek och visas i Figur 1.



Figur 1 Korrektion för inverkan av vägbeläggning att addera till a_R enligt Nord2000 Road

Korrektioner ges även för lufttemperaturen där kategori 2 och 3 endast ska korrigeras hälften så mycket som kategori 1 fordon.

Ljudeffekten för framdrivningsbullret L_{WP} ges av ekvation (4).

$$L_{WP}(f) = a_p(f) + b_p(f) \left[\frac{v - v_{ref}}{v_{ref}} \right] \quad (4)$$

där koefficienterna a_p och b_p ges för respektive fordonskategori i (8).

Däck-vägbankällan representeras av en punktkälla 0,01 m över vägbanan medan framdrivningsbullret representeras av en punktkälla som är 0,3 m över vägbanan för lätta fordon och 0,75 m över vägbanan för tunga. Dessutom görs en viss fördelning av ljudeffekten från respektive ljudkälla genom att placera 20% av ljudeffekten från däckvägljudet vid den högre källan, samt 20% av ljudeffekten från framdrivningsljudet vid den lägre källan.

Ljudutbredningsmodellen som används för Nord2000 är baserad på en fysikalisk modell som tar hänsyn till färförhållandena mellan direkt och reflekterat ljud (9). Den är dokumenterat väldigt korrekt vid neutral väderlek med rätlinjig ljudutbredning. Vid väderleksberoende ljudutbredning bygger modellen på böjda ljudbanor och då blir beräkningsosäkerheten större.

Förutom ytbeläggning korrigeras rullningsljudets ljudeffekt för lufttemperatur samt en korrektion av spektrum för dubbdäcksanvändningens påverkan på vägbanan som används för svenska, norska och finska förhållanden. Den sistnämnda spektrumkorrektionen används för fordonskategorier 1, 2 och 3, dvs både lätta och tunga fordon och adderas till koefficienterna a_R enligt Tabell 1.

Nord 2000 Road delar upp fordon i 5 huvudkategorier, vilka redovisas i Tabell 2. Samma kategorisering används i Harmonoise modellen. Fordonskategorierna som används i bullerberäkningsmodellerna skiljer sig åt jämfört med fordonskategorieringen i samband med typgodkännande av fordon. I bilaga 4 redovisas de fordonskategorier som används inom EU förordning nr 540/2014 tillsammans med gällande gränsvärden.

Tabell 1 Befintliga spektrumkorrektioner för Svenska förhållanden enligt Nord2000 Road

250	315	400	500	630	800	1k	1,25k	1,6k	2k	2,5k	3,15k	4k	5k	6,3k	8k	10k
1,0	1,0	1,0	1,0	2,0	2,0	2,0	2,0	-1,0	-2,0	-3,0	-4,0	-4,0	-3,0	-1,0	0,0	2,0

Tabell 2 Fordonskategorier enligt Nord2000 Road / Harmonoise

Main category (type)	No.	Sub-categories: Example of vehicle types	Notes
Light vehicles	1a	Cars (incl MPV:s up to 7 seats)	2 axles, max 4 wheels
	1b	Vans, SUV, pickup trucks, RV, car+trailer or car+caravan ⁽¹⁾ , MPV:s with 8-9 seats	2-4 axles ⁽¹⁾ , max 2 wheels per axle
	1c	Electric vehicles, hybrid vehicles driven in electric mode ⁽²⁾	Driven in combustion engine mode: See note
Medium heavy vehicles	2a	Buses	2 axles (6 wheels)
	2b	Light trucks and heavy vans	2 axles (6 wheels) ⁽³⁾
	2c	Medium heavy trucks	2 axles (6 wheels) ⁽³⁾
	2d	Trolley buses	2 axles
	2e	Vehicles designed for extra low noise driving	2 axles ⁽⁵⁾
Heavy vehicles	3a	Buses	3-4 axles
	3b	Heavy trucks ⁽⁴⁾	3 axles
	3c	Heavy trucks ⁽⁴⁾	4-5 axles
	3d	Heavy trucks ⁽⁴⁾	≥6 axles
	3e	Trolley buses	3-4 axles
	3f	Vehicles designed for extra low noise driving	3-4 axles ⁽⁵⁾
Other heavy vehicles	4a	Construction trucks (partly off-road use) ⁽⁴⁾	
	4b	Agr. tractors, machines, dumper trucks, tanks	
Two-wheelers	5a	Mopeds, scooters	Include also 3-wheel motorcycles
	5b	Motorcycles	

2.3 CNOSSOS-EU

Modellen beskrivs i (10) och i EU Kommissionens direktiv 2015/996 (11). Modellen blir obligatorisk att användas för bullerkartläggningar enligt END i medlemsstaterna från och med 2019. CNOSSOS – EU har i princip samma emissionsmodell som Nord2000 Road, dock med den skillnaden att alla källor representeras av en ekvivalent punktkälla 0,05 m över vägbanan. Dessutom används bara oktavbanden 63 – 8000 Hz och koefficienterna A och B har andra värden. Dessa värden skiljer sig från Nord2000 Roads inte bara för att det är oktavband utan också för att de helt enkelt är annorlunda. De är annorlunda dels för att de är anpassade till en annan ljudutbredningsmodell och dels för att de har beräknats utgående från andra databaser än de som använts för Nord2000 Road. Grundvärden för A och B ges i (10). Ljudeffekten för rullningsljudet ges av ekvation (5) och för framdrivningsljudet av ekvation (6).

$$L_{WR,i,m} = A_{R,i,m} + B_{R,i,m} \lg \left[\frac{v_m}{v_{ref}} \right] + \Delta L_{WR,i,m}(v_m) \quad (5)$$

$$L_{WP,i,m} = A_{P,i,m} + B_{P,i,m} \left[\frac{v_m - v_{ref}}{v_{ref}} \right] + \Delta L_{WP,i,m}(v_m) \quad (6)$$

där i är det aktuella oktavbandet och m är den aktuella fordonskategorin. CNOSSOS-EU använder sig av en liknande huvudkategorier för fordonsindelningen som Nord2000 Road, men har annan numrering. De redovisas i Tabell 3.

Tabell 3 Fordonskategorier enligt CNOSSOS-EU

Category	Name	Description	Vehicle category in EC Whole Vehicle Type Approval
1	Light motor vehicles	Passenger cars, delivery vans ≤ 3.5 tons, SUVs, MPVs including trailers and caravans	M1 and N1
2	Medium heavy vehicles	Medium heavy vehicles, delivery vans > 3.5 tons, buses, touring cars, etc. with two axles and twin tyre mounting on rear axle	M2, M3 and N2, N3
3	Heavy vehicles	Heavy duty vehicles, touring cars, buses, with three or more axles	M2 and N2 with trailer, M3 and N3
4	Powered two-wheelers	4a mopeds, tricycles or quads ≤ 50 cc 4b motorcycles, tricycles or quads > 50 cc	L1, L2, L6 L3, L4, L5, L7
5	Open category	To be defined according to future needs	N/A

Utgångsvärdena för vilka beräkningskoefficienter ges i (10) avser samma referenstillstånd som i Nord2000 Road. Medan Nord2000 Road redovisar schablonkorrektioner för våra vanligaste vägbanor säger CNOSSOS – EU enbart att respektive medlemsstat får ange korrektioner, som förutsätts följa formeln

$$\Delta L_{WR} = \alpha + \beta \cdot \lg\left(\frac{v}{v_{ref}}\right) \quad (7)$$

där koefficienterna α och β bestäms från förbifartsprov på den aktuella vägbanan. Exakt hur detta ska göras är ännu inte helt klarlagt. I (10) hänvisas till rapporten "Guidelines for the competent use of CNOSSOS-EU", som ännu inte är publicerad när denna rapport skrivs.

CNOSSOS – EU redovisar korrektioner av framdrivningsljudet för väggradienter för lätta, medeltunga samt tunga fordon (kategori 1-3). För kategori 4 är korrektionen 0. När det gäller acceleration i allmänhet anges att man kan försumma denna vid storskalig bullerkartläggning. Man har dock en metod som kan användas för uppskattningar av effekten av åtgärder av typ "gröna vågen" där man alltså får fram ett jämnare körmönster. Korrektioner för acceleration och retardation i närheten av korsningar och rondeller ges av modellen. Korrektionerna påverkar både rullningsljudet och framdrivningsljudet.

Ljudutbredningsmodellen bygger på ISO 9613-2 och är alltså i princip densamma som i 1996-års nordiska tågbullermodell. Den bygger alltså på okorrelerad addition av direkt och reflekterat ljud. En viktig skillnad till Nord2000 Road är att markreflektionen tätt intill vägen i princip alltid ger +3 dB enligt CNOSSOS-EU. I Nord2000 Road är den +6 dB vid låga frekvenser. Vid högre frekvenser varierar den. Den är dock aldrig större än +6 dB.

3 Jämförelse mellan Nord2000 Road och Nordisk beräkningsmodell 1996

En jämförelse mellan modellerna har gjorts i (6). Slutsatsen var att beräkningsmetoderna i medeltal ger ungefär samma slutresultat för ekvivalentnivån för blandad trafik. Avvikelseerna kan dock variera kraftigt från ett typfall till ett annat.

Jämförelsen försvåras av att Nord2000 Road innehåller många parametrar som saknas i 1996-års modell. Beroende på vilka antaganden som man utgår ifrån förändras resultatet. När det gäller källstyrka ger Nord2000 Road högre värden för lätta fordon, kategori 1, och tunga fordon, kategori 3. För medeltunga fordon i kategori 2 ger Nord2000 Road lägre värden.

När det gäller maximalnivån var bilden densamma men ännu mer förstärkt. Det har också visat sig att maximalnivåerna i 1996-års modell inte har det hastighetsberoende som man kan förvänta sig utgående från ljudexponeringsnivån.

Nord2000 Road innehåller ett flertal parametrar för att beskriva bl.a. meteorologiska förhållanden. För att kunna jämföra modellerna behöver de meteorologiska parametrarna bestämmas. Följande värden har använts för de meteorologiska förhållandena i Nord2000 Road modellen för jämförelser mot 1996-modellen:

- $z_0 = 0,025$ m
- $A = 0,25$ (motsvarar en vindhastighet av 1,5 m/s på 10 m höjd över marken)
- $B = 0$ (motsvarar en temperaturgradient på 0 °C/m)
- $t = 15$ °C
- $RH = 70\%$
- $C_w^2 = 0,12$ m^{4/3}s⁻²
- $C_t^2 = 0,008$ Ks⁻²
- $\sigma_w = 0,5$ m/s
- $\sigma_{dt/dz} = 0$

där parametrarna avser utbredningsmodellen i Nord2000 Road. z_0 = markens ytråhet som används vid beräkning av vindgradienten, t = luftens temperatur, RH = luftens relativa fuktighet, C_w = turbulensparameter för vinden, C_t = turbulensparameter för temperaturen, σ_w och $\sigma_{dt/dz}$ = vindhastighetens resp. temperaturgradientens standardavvikelse. A och B är koefficienter för bestämning av vindens hastighetsprofil.

Dessa värden är också desamma som användes i (6).

Jämförelser mellan mätdata och Nord2000 Road eller CNOSSOS-EU i denna rapport har gjorts vid lufttemperaturen 20°C, vilket är referenstemperaturen för koefficienter och korrekationer enligt källmodellen för Nord2000 Road (8). 20°C stämmer väl med den faktiska medeltemperaturen under mätningarna. Övriga parametrar är samma som ovan.

4 Verifiering och anpassning av Nord2000 Road källdata

Som utgångspunkt används befintliga källdata från Nord2000 Road med grunddata (DK) som tagits fram framförallt baserat på mätningar och verifieringar i Danmark (8). Dessutom jämförs med indata med spektrumanpassning av rullningsljudet (SE) som tillämpas för svenska, norska och finska förhållanden för att korrigera för den effekt dubbäcksanvändning har på vägbeläggningen. Denna korrektion tillämpas både på lätta, medeltunga och tunga fordon och tillämpas för tersbanden över 200 Hz. Nuvarande grunddata baseras på ett stort antal mätningar men som idag ofta är mer än 10 år gamla. Sedan indata till modellen togs fram har en del förändringar i fordonsflottan skett, bl.a. har nya avgaskrav på tunga fordon införts och andelen lätta fordon med dieselmotorer har ökat, vilket kan påverka framförallt framdrivningsbuller från drivlinor. En utökad mätmetod vid certifiering av fordon och uppdaterade emissionskrav träder i kraft 2016 och märkning av bulleremission för däck har också införts.

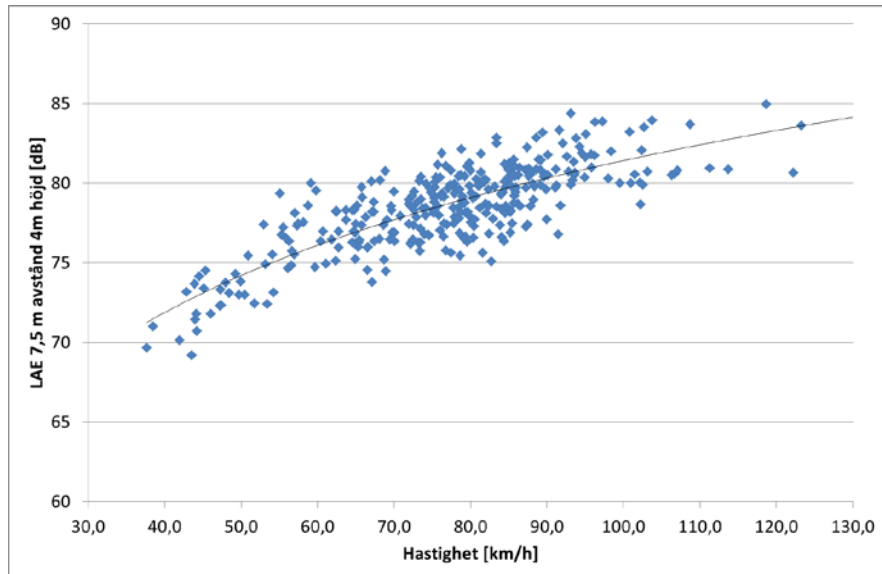
4.1 Jämförelse med nya mätningar på svenska vägar

Under 2015 genomfördes mätningar av fordonspassager i verklig trafik på vägbeläggningar av typ ABS 0/16, vilket är den vanligaste beläggningen på högtrafikerade vägar i Sverige. ABS är en stenrik asfaltsbetong och 16 avser maximal stenstorlek, dvs 16 mm. För att täcka in fordonspassager i ett relativt brett hastighetsområde genomfördes mätningarna vid vägavsnitt med skyltade hastigheter mellan 50 och 80 km/h, samtidigt som hastigheten för de enskilda fordonspassagerna mättes. Mätningarna och mätplatserna beskrivs närmare i bilaga 1. Eftersom vald beläggning i första hand används på landsvägar påverkar valet av beläggning urvalet av fordon, speciellt medeltunga fordon. I landsvägstrafik utgörs godstransporterna av större andel fjärrtrafik varför merparten av lastbilarna på dessa vägar faller in i kategori 3, medan relativt få fordon faller in i kategori 2 medeltunga 2-axliga distributionsfordon. Detta begränsar möjligheten att dra slutsatser avseende nya indata framförallt för kategori 2.

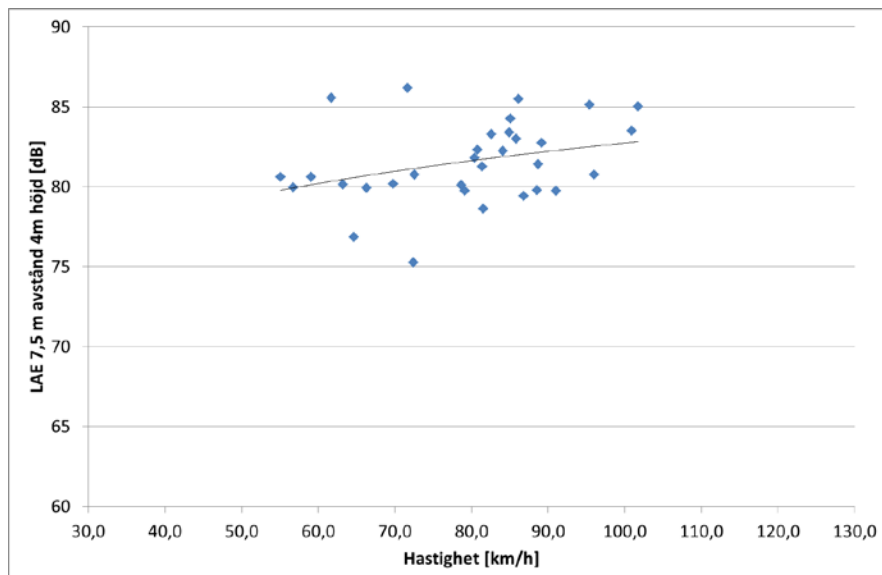
Mätningarna utfördes enligt tillämpliga delar av NT ACOU 109 (12) och NT ACOU 116 (13). 4 mikrofonpositioner vid 3 höjder användes; 0,5 m, 1,5 m och 4,0 m på 7,5 m avstånd från fordonsmitt för vägbanan närmast mikrofonerna, samt en mikrofon på 4,0 m höjd på 15-25 m avstånd från fordonsmitt. Ljudexponeringen för enskilda fordonspassager mättes för ett vinkelområde motsvarande 5 gånger mätavståndet, dvs integrationen gjordes för $\pm 37,5$ m från mätpositionen.

Mätdata som presenteras här är framförallt baserade på ljudexponeringsnivån mätt på 4m höjd, 7,5 m från fordonsmitt. Den höga mikrofonpositionen valdes då mätosäkerheten är lägre för en hög mikrofon jämfört med en låg mikrofonhöjd nära marken, se t.ex. (8). Standardavvikelsen var normalt också lägst för denna mikrofonposition. De uppmätta ljudexponeringsnivåerna normaliseras till 10 m avstånd för att kunna jämföras med varandra och användas för utvärderingen, t.ex. för mätningarna för de olika körbanorna där mätavståndet till fordonsmitt varierar.

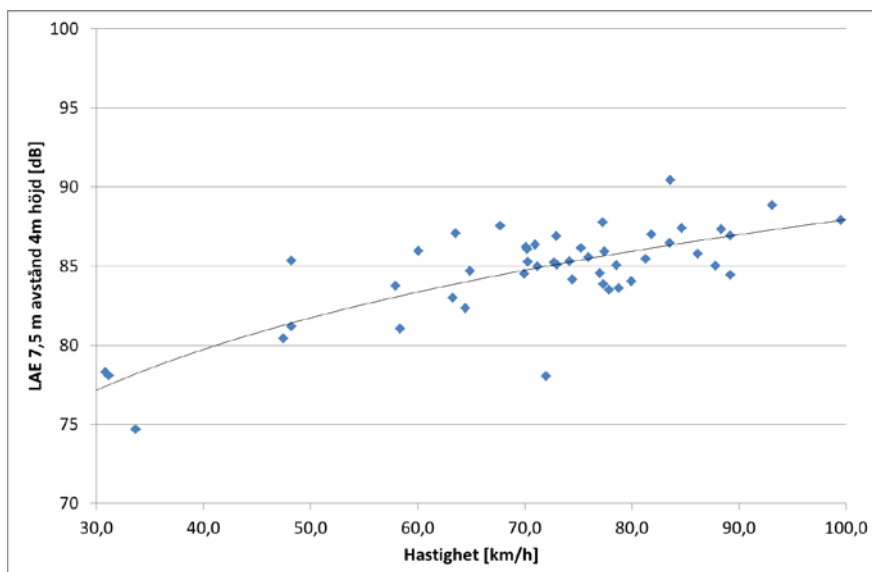
Figur 2 - Figur 4 visar samtliga mätresultaten från enskilda fordonspassager för kategori 1, 2 respektive 3 som funktion av hastighet. Resultaten presenteras som A-vägd ljudexponeringsnivå på 7,5 m avstånd och 4 m höjd.



Figur 2 Uppmätt A-vägd ljudexponeringsnivå 7,5 m från fordonsmitt för enskilda fordon i kategori 1.

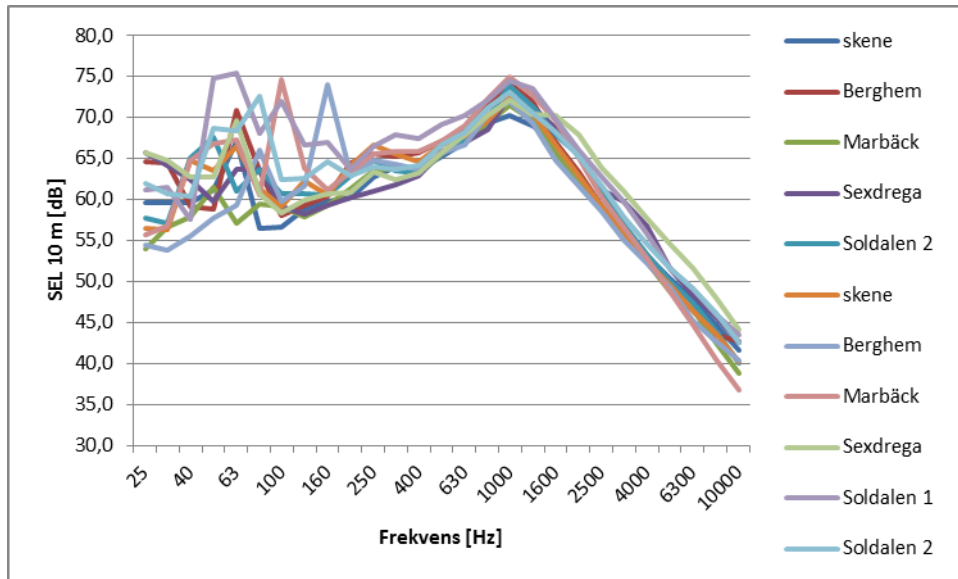


Figur 3 Uppmätt A-vägd ljudexponeringsnivå 7,5 m från fordonsmitt för enskilda fordon i kategori 2.

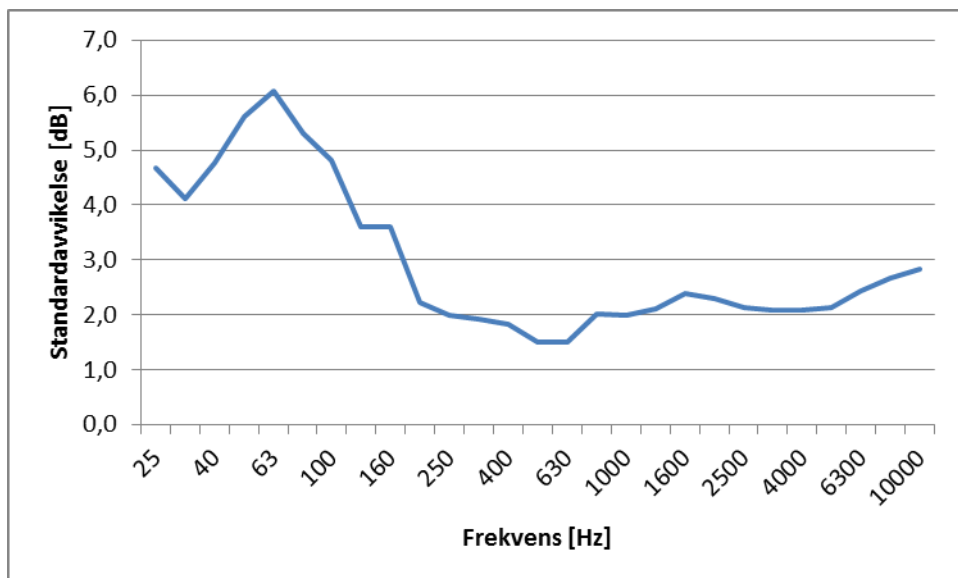


Figur 4 Uppmätt A-vägd ljudexponeringsnivå 7,5 m från fordonsmitt för enskilda fordon i kategori 3.

Spridning mellan ljudexponeringsnivå mellan olika mätplatser med nominellt lika vägbeläggning (ABS 0/16 mm) för fordonspassager vid 70 km/h visas i Figur 5. Resultatet är energimedelvärdet för samtliga passager av kategori 1 fordon inom ett 5 km/h hastighetsintervall (67,5 – 72,5 km/h) från respektive mätplats. Här räknas även de olika vägbanorna på respektive mätplats som olika mätningar. Spridningen mellan mätresultaten är störst under 160 Hz, där även framdrivningsljud från drivlinan bidrar till ljudemissionen. Standardavvikelsen för motsvarande mätningar visas i Figur 6. Standardavvikelsen för den A-vägda ljudexponeringsnivån är dock lägre än 1,5 dB, vilket stämmer relativt väl med redovisad mätosäkerhet för metoden, se Tabell 4.



Figur 5 Ljudexponeringsnivåer vid 70 km/h från mätplatserna normaliserade till 10 m avstånd



Figur 6 Standardavvikelse σ_R för mätningarna på kategori 1 fordon vid 70 km/h.

Tabell 4 Mätosäkerhet enligt NT ACOU 109

	σ_R dB	Mätosäkerhet dB
25 Hz	6	± 12
31,5–63 Hz	4	± 8
80–1000 Hz	3	± 6
1250–10 000 Hz	2	± 4
A-vägd	1,5	± 3

Mätosäkerheten anges här som en expanderad dubbelsidig osäkerhet med 95% konfidensintervall, dvs att det sanna värdet med 95% säkerhet ligger inom ± 2 standardavvikelser (σ_R).

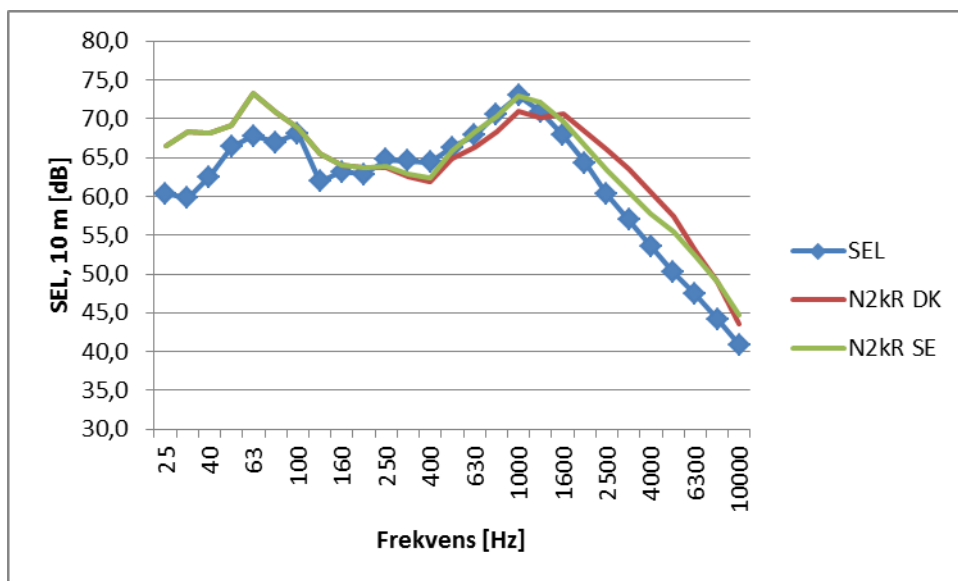
4.1.1 Kategori 1 (lätta fordon)

4.1.1.1 SEL

En jämförelse av spektrum mellan mätt och beräknad ljudexponeringsnivå redovisas i Figur 7 för hastigheten 70 km/h, vilket är referenshastigheten i Nord2000 Road. Figuren visar energimedelvärdet av den normaliserade ljudexponeringsnivån på 10 m avstånd från samtliga mätplatser och den beräknade enligt Nord2000 Road modellen (N2kR).

Beräkningarna har utförts både med grunddata (DK) samt med spektrumanpassningen för rullningsljud för svenska förhållanden (SE). Korrektionen ska även användas för norska och finska förhållanden. Beräkningarna är gjorda för ABS 0/16 beläggning och vid 20°C, vilket är referenstemperaturen för koefficienter och korrektioner enligt källmodellen för Nord2000 Road (8). 20°C stämmer väl med den faktiska medeltemperaturen under mätningarna.

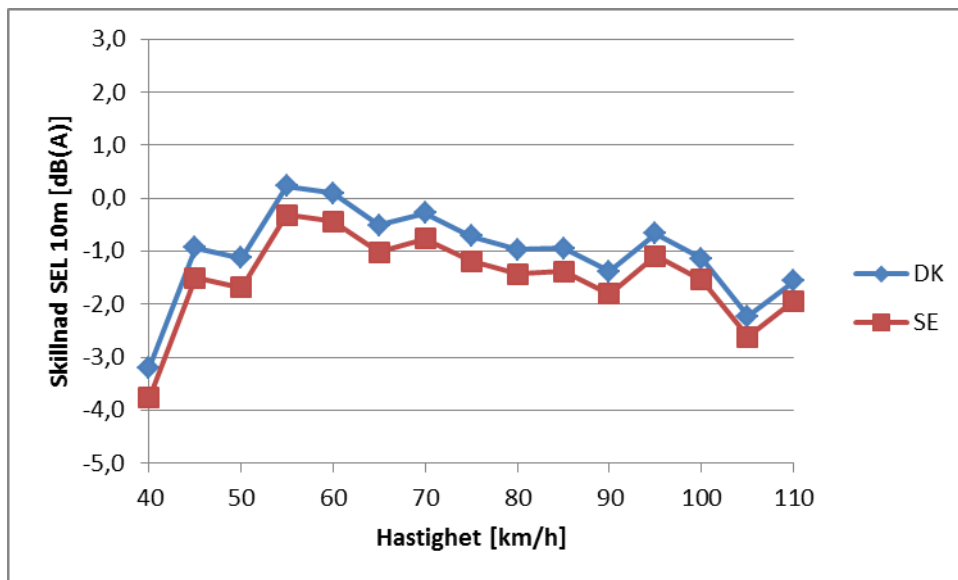
I Nord2000 Road beräknades ljudexponeringsnivåerna i en position på 7,5 m avstånd och på 4 m höjd, vilka sedan normaliserades till 10 m avstånd på samma sätt som mätningarna.



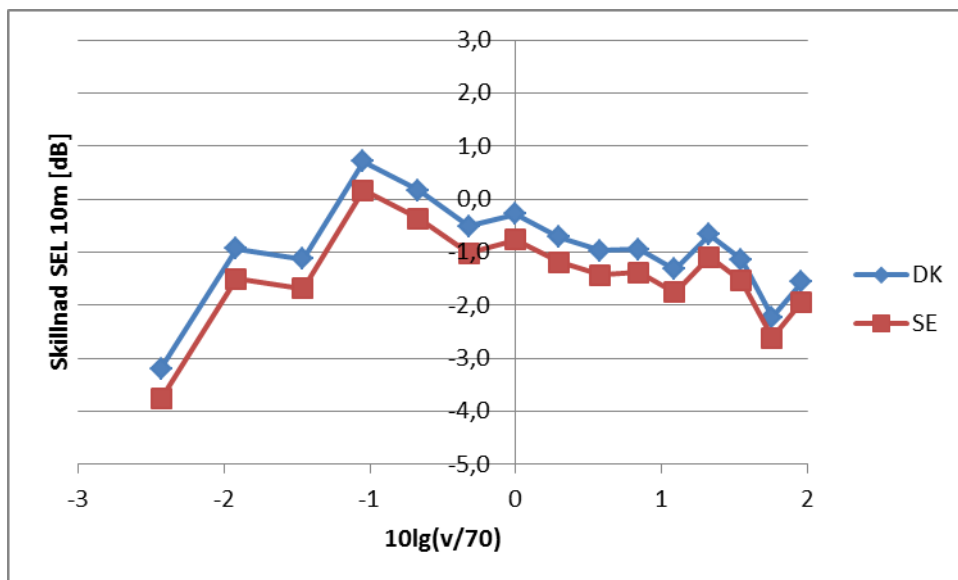
Figur 7 Spektrum för uppmätt ljudexponeringsnivå vid 70 km/h (SEL) jämfört med beräknad enligt Nord2000 Road (N2kR) med grunddata (DK) respektive svensk anpassning (SE).

Resultatet visar att beräkningsmodellen överskattar nivåerna vid låga frekvenser (<200 Hz) samt vid höga frekvenser (>2000 Hz), även med aktuell spektrumanpassning.

Figur 8 och Figur 9 visar skillnaden mellan uppmätt och beräknade A-vägda ljudexponeringsnivåer som funktion av hastigheten för kategori 1 fordon. Nivåerna är normaliserade till 10 m avstånd. Skillnaden mellan figurerna är att i Figur 9 används en logaritmisk skala för hastigheten på x-axeln för att enklare illustrera eventuella hastighetsberoenden.



Figur 8 Skillnad mellan uppmätt och beräknad A-vägd ljudexponeringsnivå som funktion av hastighet för kategori 1 fordon.



Figur 9 Skillnad mellan uppmätt och beräknad A-vägd ljudexponeringsnivå som funktion av hastighet (logaritmisk) för kategori 1 fordon. Referenshastigheten är 70 km/h.

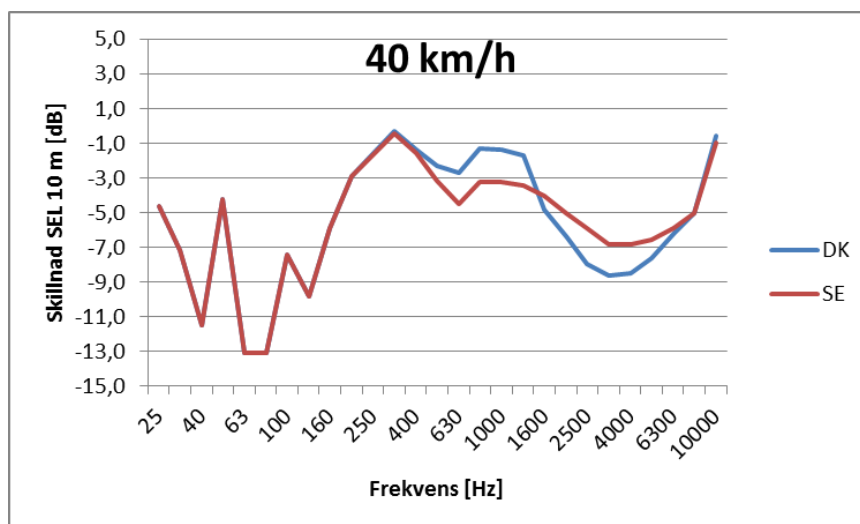
Vid hastigheter högre än ca 50 km/h dominerar rullningsljudet från däck/väg den totala A-vägda nivån. Vid hastigheter under ca 50 km/h kan även framdrivningsbullret från drivlinan bidra. Figuren tyder på att Nord2000 Road överskattar ljudnivåerna vid låga hastigheter, medan vid hastigheter runt 60-80 km/h ger modellen en överensstämmelse med mätningarna inom 1 dB. Även vid högre hastigheter överskattar modellen ljudexponeringsnivån på 10 m avstånd jämfört med dessa mätningarna.

I medeltal överskattar beräkningsmodellen den A-vägda ljudexponeringsnivån med 0,6 dB inom hastighetsintervallet 50 – 100 km/h, där rimligt antal fordonspassager finns i underlaget. Med korrektion för svenska förhållanden överskattar modellen A-vägda ljudexponeringsnivån med 1,1 dB inom samma hastighetsintervall.

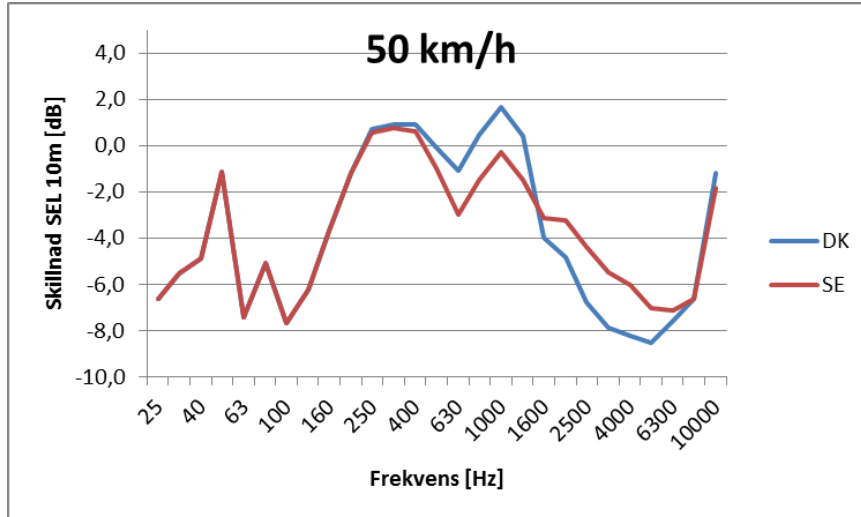
Sammanfattningsvis visar mätningarna på att Nord2000 Road behöver uppdateras och anpassas avseende framdrivningsljud samt spektrumanpassning för att ge bättre överensstämmelse med bulleremission i verklig trafik idag.

4.1.1.2 Spektrum

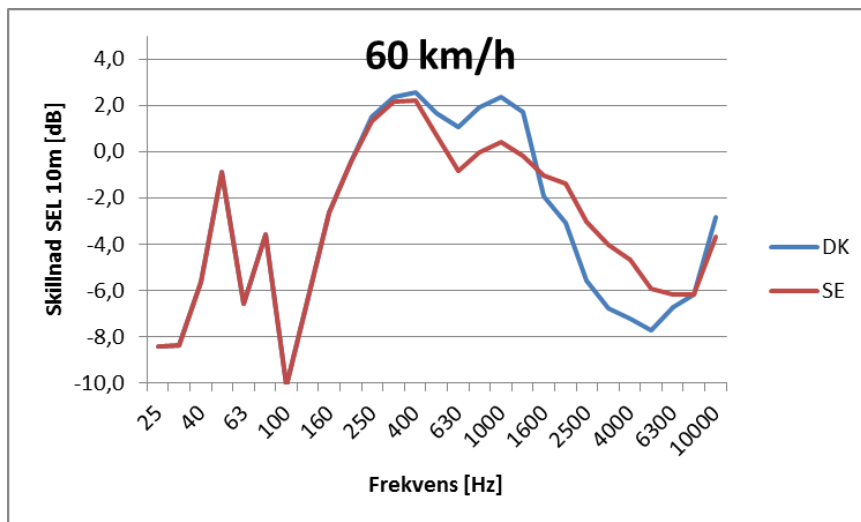
För att få en bättre förståelse för hur väl modellen fungerar är det värdefullt att förutom att studera A-vägda nivåer, även titta på hur skillnaderna i spektrum ser ut. I Figur 10 - Figur 17 redovisas respektive skillnader i spektrum mellan uppmätta ljudexponeringsnivåer normaliserat till 10 m avstånd och beräknade enligt Nord2000 Road för hastigheter mellan 40 och 110 km/h. Beräkningar har gjorts både med grunddata (DK) samt med aktuell korrektion till svenska förhållanden (SE). Mätningarna är energimedelvärdet från samtliga mätplatser för alla enskilda passager inom 5 km/h hastighetsintervaller.



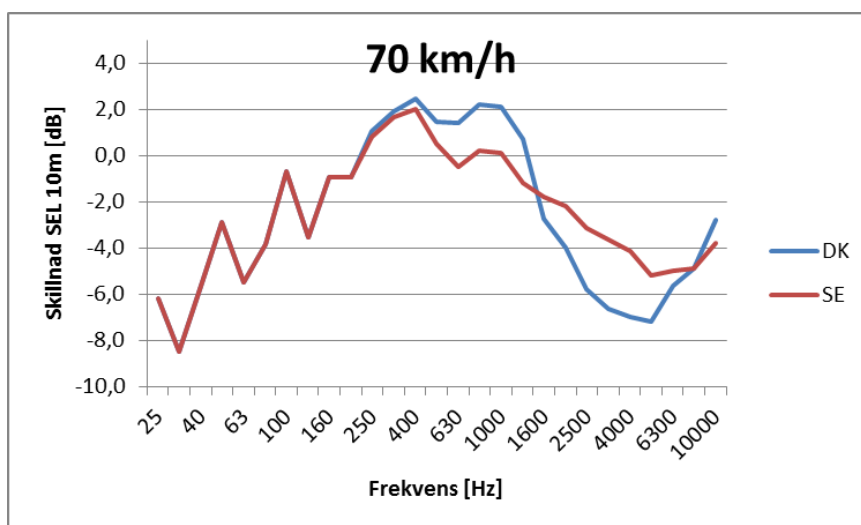
Figur 10 Skillnad mellan uppmätt och beräknad ljudexponeringsnivå med befintlig Nord2000Road vid 40 km/h, med (SE) och utan (DK) korrektion till svenska förhållanden.



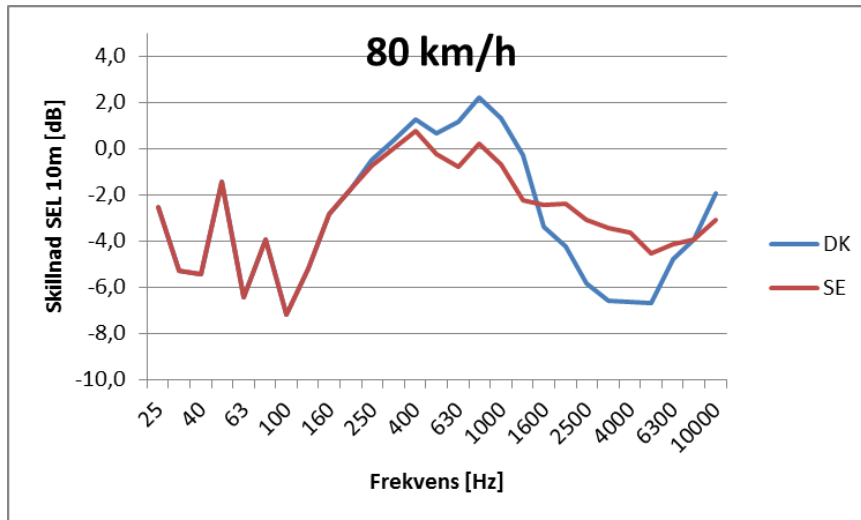
Figur 11 Skillnad mellan uppmätt och beräknad ljudexponeringsnivå med befintlig Nord2000Road vid 50 km/h, med (SE) och utan (DK) korrektion till svenska förhållanden.



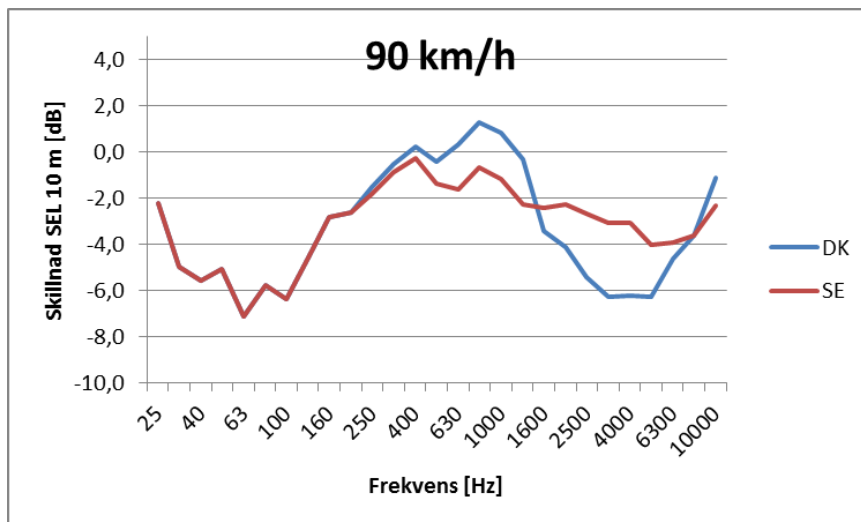
Figur 12 Skillnad mellan uppmätt och beräknad ljudexponeringsnivå med befintlig Nord2000Road vid 60 km/h, med (SE) och utan (DK) korrektion till svenska förhållanden.



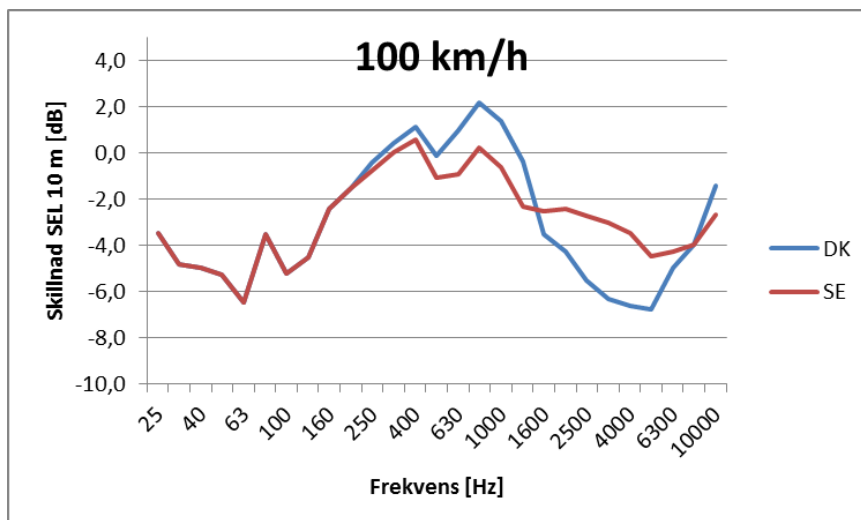
Figur 13 Skillnad mellan uppmätt och beräknad ljudexponeringsnivå med befintlig Nord2000Road vid 70 km/h, med (SE) och utan (DK) korrektion till svenska förhållanden.



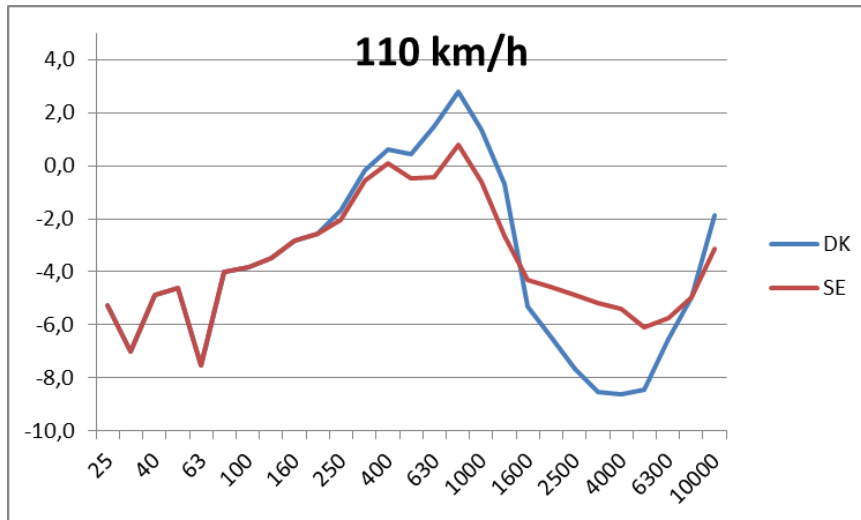
Figur 14 Skillnad mellan uppmätt och beräknad ljudexponeringsnivå med befintlig Nord2000Road vid 80 km/h, med (SE) och utan (DK) korrektion till svenska förhållanden.



Figur 15 Skillnad mellan uppmätt och beräknad ljudexponeringsnivå med befintlig Nord2000Road vid 90 km/h, med (SE) och utan (DK) korrektion till svenska förhållanden.



Figur 16 Skillnad mellan uppmätt och beräknad ljudexponeringsnivå med befintlig Nord2000Road vid 100 km/h, med (SE) och utan (DK) korrektion till svenska förhållanden.



Figur 17 Skillnad mellan uppmätt och beräknad ljudexponeringsnivå med befintlig Nord2000Road vid 110 km/h, med (SE) och utan (DK) korrektion till svenska förhållanden.

Jämförelser av spektrum visar att anpassningstermerna för dubbdäcksslitage av svenska, norska och finska vägbanor ger bättre överensstämmelse mellan mätning och beräkning jämfört med grunddata anpassade för danska vägbeläggningar. Men den nuvarande korrektionen kan uppdateras för att ge bättre överensstämmelse och förbättra precisionen i modellen. Nuvarande korrektion är en spektrumanpassning som görs på koefficienterna för rullningsljudet för samtliga fordonskategorier.

I samtliga hastigheter är den uppmätta ljudexponeringsnivån vid lägre frekvenser, under ca 250 Hz, lägre än motsvarande beräknade nivåer. I detta frekvensområde dominerar bullret av framdrivningsbullret framförallt motorn, även för lätta fordon i landsvägstrafik. Detta innebär att även källdata för framdrivningsbullret behöver uppdateras för att ge rimligare överensstämmelse i beräkningar med Nord2000 Road.

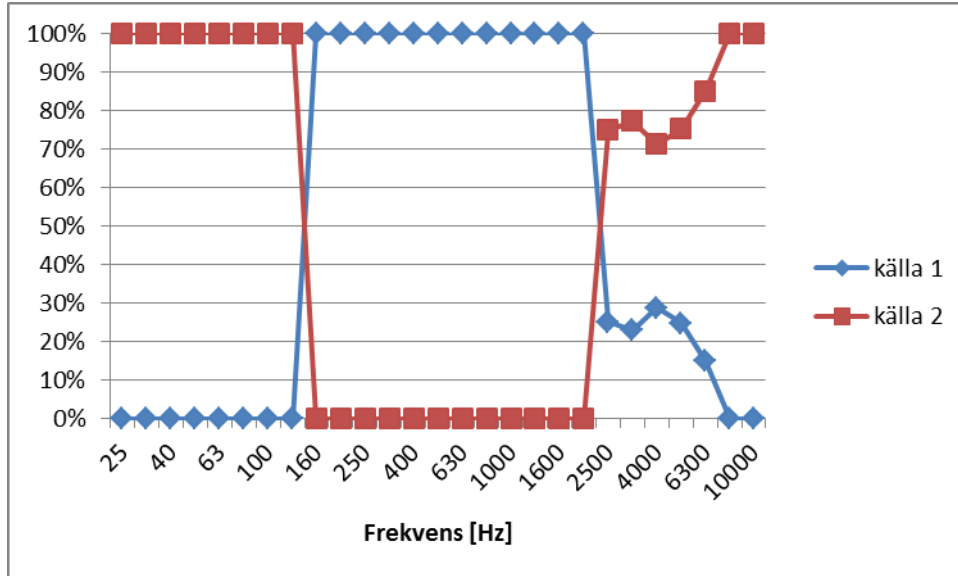
4.1.1.3 Ljudeffektnivåer

Källdata för Nord2000 Road och CNOSSOS-EU är uttryckta som ljudeffektnivåer, till skillnad från 1996 års modell. Hur ljudeffektnivån kan beräknas utifrån uppmätta ljudexponeringsnivåer redovisas i bilaga 3. För beräkningen behövs sambanden mellan ljudeffektnivå och ljudexponeringsnivå för den aktuella mätsituationen, så kallade överföringsfunktioner. Tabell 5 visar värdena av de överföringsfunktioner som använts i den aktuella mätsituationen för 7,5 m avstånd från fordonssmitt. Överföringsfunktionerna är hastighetsberoende och beräknas vid 50 km/h. I beräkningarna av överföringsfunktionerna har tagits hänsyn till en viss spridning i källhöjd för att minska interferenseffekter. Beräkningarna är gjorda för hård mark (flödesmotstånd 200MRayls).

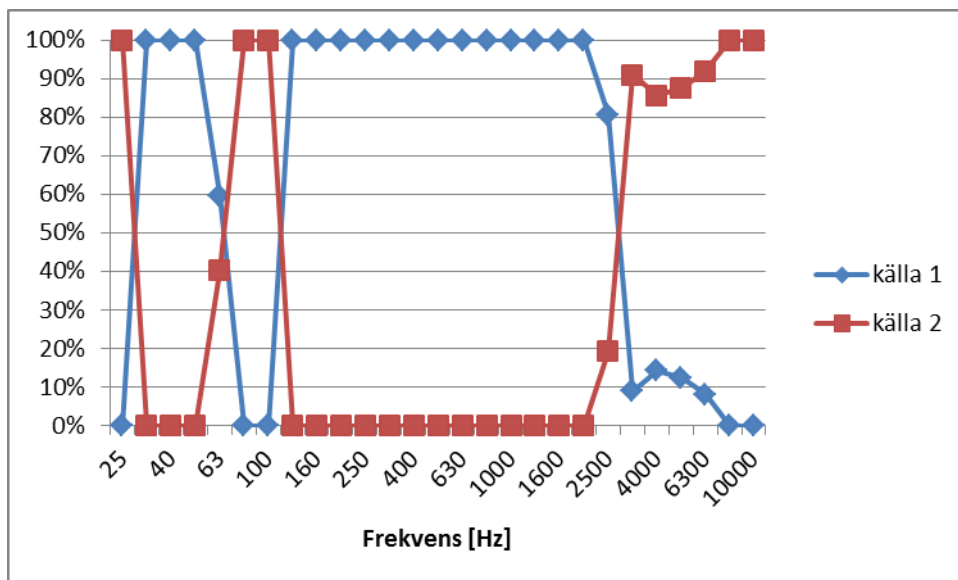
Ljudeffektnivån för de två enskilda punktkällorna i Nord2000 Road modellen kan beräknas om fördelning av ljudeffekt mellan källorna är känd. Genom att mäta med flera mikrofonhöjder kan de enskilda källorna separeras, se t.ex. (13). Figur 18 och Figur 19 visar 2 exempel på hur ljudeffekten fördelas mellan den låga och höga källan vid 42 km/h respektive 90 km/h baserat på förbipassagemätning på fordon. Den låga källan vid 1 cm källhöjd (källa 1) dominerar i det frekvensområde som är mest relevant för den A-vägda nivån, och där normalt ljud från däck/väg dominerar. Vid låga (< 200 Hz), respektive höga frekvenser (>2000 Hz) dominerar den dock högre källan på 30 cm höjd, vilken har större andel drivlineljud än rullningsljud i modellen.

Tabell 5 Överföringsfunktioner C [dB] mellan källposition och mikrofonposition på 7,5 m avstånd från fordonsmitt. Beräknad vid 50 km/h.

Källa / mik	0,01 / 0,5	0,01 / 1,5	0,01 / 4,0	0,3 / 0,5	0,3 / 1,5	0,3 / 4,0	0,75 / 0,5	0,75 / 1,5	0,75 / 4,0
25	20,1	20,2	20,8	20,1	20,2	20,9	20,1	20,2	20,9
31,5	20,1	20,2	20,8	20,1	20,2	20,9	20,1	20,2	21,0
40	20,1	20,2	20,8	20,1	20,2	20,9	20,1	20,3	21,1
50	20,1	20,2	20,8	20,1	20,2	20,9	20,1	20,3	21,2
63	20,1	20,2	20,9	20,1	20,2	20,9	20,1	20,3	21,4
80	20,1	20,2	20,9	20,1	20,2	21,0	20,1	20,4	21,8
100	20,1	20,2	20,9	20,1	20,2	21,1	20,1	20,5	22,3
125	20,1	20,2	20,9	20,1	20,3	21,2	20,2	20,6	23,1
160	20,1	20,2	20,9	20,1	20,3	21,4	20,2	20,9	24,3
200	20,1	20,2	20,9	20,1	20,4	21,8	20,2	21,3	25,7
250	20,1	20,2	20,9	20,1	20,5	22,3	20,3	21,9	26,1
315	20,1	20,2	20,9	20,2	20,6	23,2	20,5	22,8	25,6
400	20,1	20,2	20,9	20,2	20,9	24,4	20,6	24,2	25,0
500	20,1	20,2	20,9	20,3	21,3	25,7	21,0	25,3	24,8
630	20,1	20,2	20,9	20,4	22,0	26,1	21,4	25,4	24,1
800	20,1	20,3	20,9	20,5	23,0	25,6	22,2	24,8	23,9
1000	20,2	20,3	21,0	20,8	24,4	25,1	23,4	24,3	24,2
1250	20,2	20,3	21,0	21,1	25,5	24,8	24,9	24,0	23,8
1600	20,2	20,3	21,1	21,8	25,5	24,1	25,8	23,4	24,0
2000	20,3	20,4	21,1	22,7	24,9	24,0	25,6	23,4	23,9
2500	20,4	20,5	21,3	24,3	24,5	24,3	25,0	23,9	24,0
3150	20,5	20,6	21,5	26,2	24,1	24,0	24,5	23,1	24,1
4000	20,6	20,7	21,8	27,1	23,6	24,3	23,9	23,7	24,2
5000	20,9	21,0	22,3	26,7	23,7	24,3	23,6	23,7	24,4
6300	21,2	21,4	23,2	26,0	24,4	24,7	23,9	24,0	24,7
8000	21,7	22,0	24,5	25,1	24,0	25,1	24,4	24,3	25,1
10000	22,4	22,8	26,7	24,6	25,0	25,7	24,7	24,9	25,6



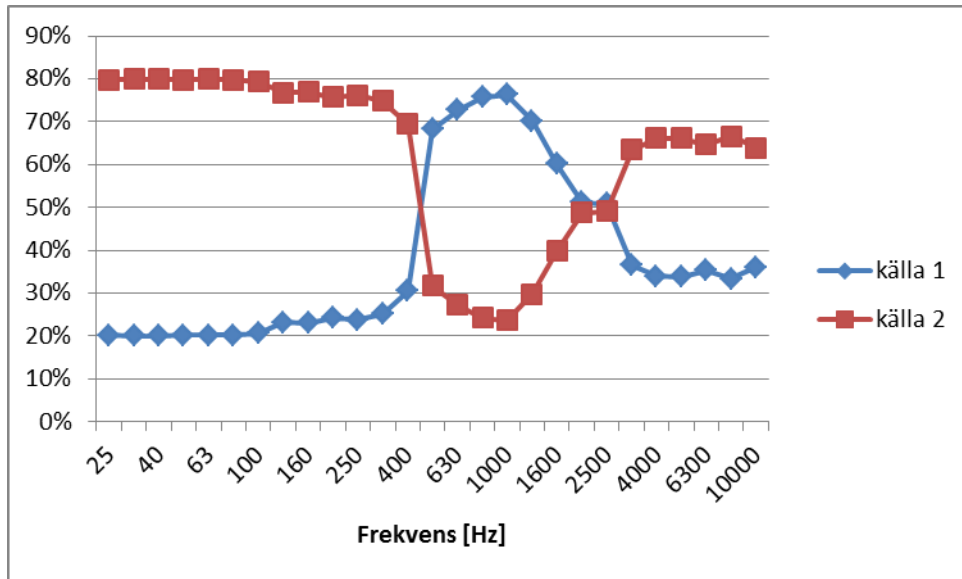
Figur 18 Exempel på uppmätt fördelning av ljudeffekt mellan källa 1 (0,01 m) och källa 2 (0,3 m) för kategori 1 fordon vid 42 km/h.



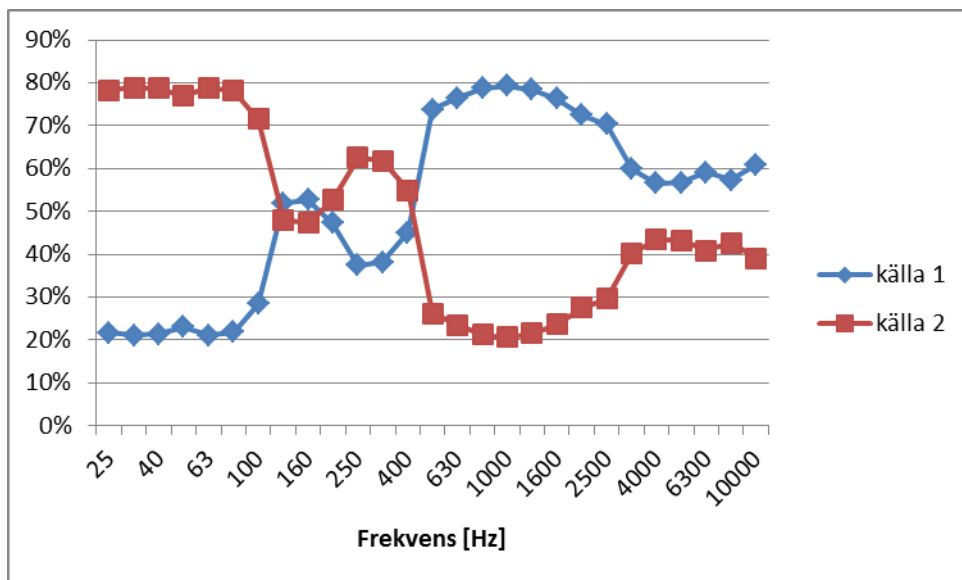
Figur 19 Exempel på uppmätt fördelning av ljudeffekt mellan källa 1 (0,01 m) och källa 2 (0,3 m) för kategori 1 fordon vid 90 km/h.

Notera att fördelningen kan se olika ut på olika fordon och olika hastigheter.

Figur 20 och Figur 21 visar motsvarande fördelning mellan källorna enligt beräkningsmodellen Nord2000 Road med grunddata korrigerade till svenska förhållanden (SE), beräknade vid 40 km/h respektive 90 km/h. Resultaten visar på samma beteende som mätningarna. Vid 40 km/h dominerar den låga källan vid 1 cm höjd i ett frekvensområde mellan 400 Hz och 2000 Hz, medan den högre källan på 30 cm dominerar vid lägre och högre frekvenser. Vid 90 km/h är den låga källan vid 1 cm dominerande i ett bredare frekvensområde från 400 Hz och uppåt. Vid låga frekvenser under 100 Hz dominerar i stället den höga källan vid 30 cm.

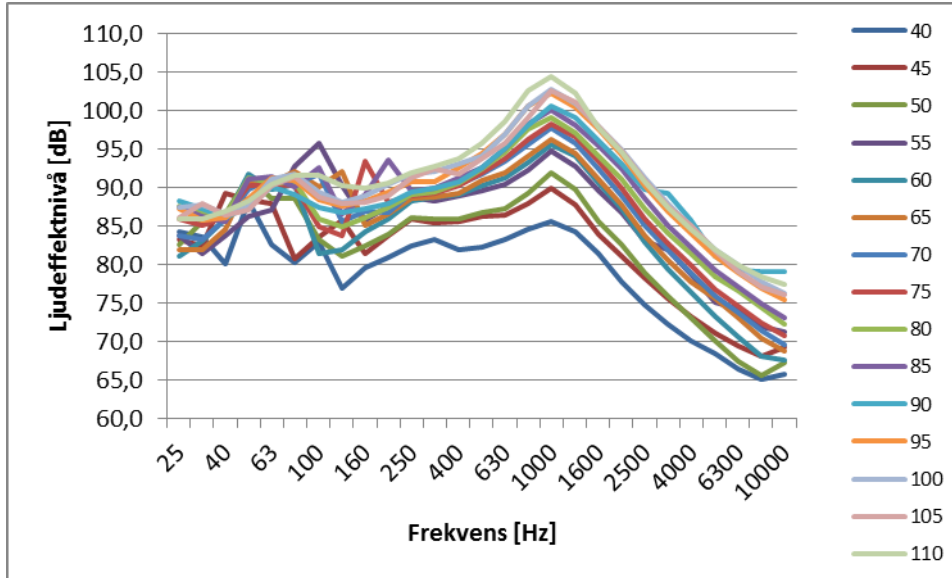


Figur 20 Fördelning av ljudeffekt mellan källa 1 (0,01 m) och källa 2 (0,3 m) vid 40 km/h enligt Nord2000 Road (SE).



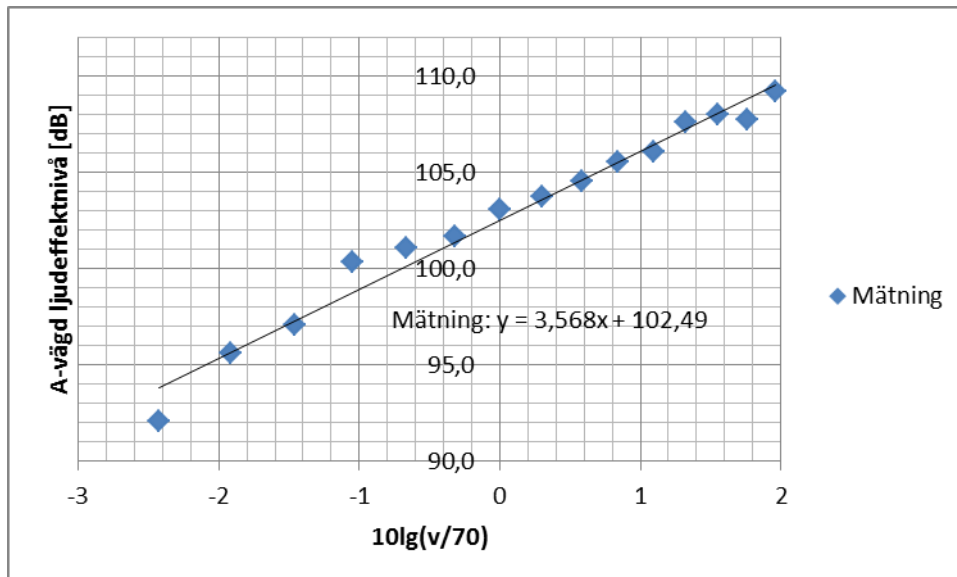
Figur 21 Fördelning av ljudeffekt mellan källa 1 (0,01 m) och källa 2 (0,3 m) vid 90 km/h enligt Nord2000 Road (SE).

De två källorna i modellen antas vara okorrelerade och den totala ljudeffektnivån beräknas som summan av de båda källorna. Spektrum av kategori 1 fordonens totala ljudeffektnivåer vid hastigheter mellan 40 till 110 km/h visas i Figur 22. Ljudeffektnivåerna är beräknade utifrån energimedelvärdet av de uppmätta normaliserade ljudexponeringsnivåerna på 10 m avstånd för samtliga mätplatser inom 5 km/h hastighetsintervaller. Ljudexponeringsnivåerna har därefter räknats om till avståndet 7,5 m och 4 m höjd, och ljudeffektnivåerna har slutligen beräknats med hjälp av överföringsfunktionerna redovisade i Tabell 5.

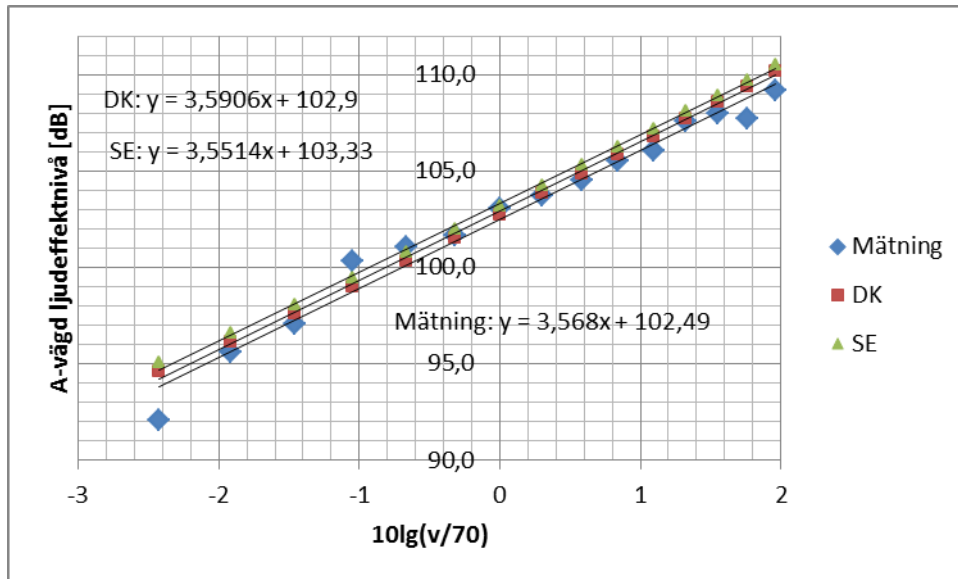


Figur 22 Beräknade ljudeffektnivåer som funktion av hastighet baserat på mätningar på 4 m höjd vid 7,5 m från fordonsmitt.

Modellen för rullningsljud baseras på ett logaritmiskt samband mellan ljudeffekt och hastighet. Figur 23 visar den A-vägd ljudeffektnivån som funktion av \log_{10} (hastigheten) relaterat till 70 km/h, tillsammans med en linjär regressionsanpassning till mätdata inom hastighetsintervallet 40-110 km/h. En osäkerhetsfaktor här är de få passager som ligger till grund för mätningarna vid 40 km/h respektive vid 110 km/h.

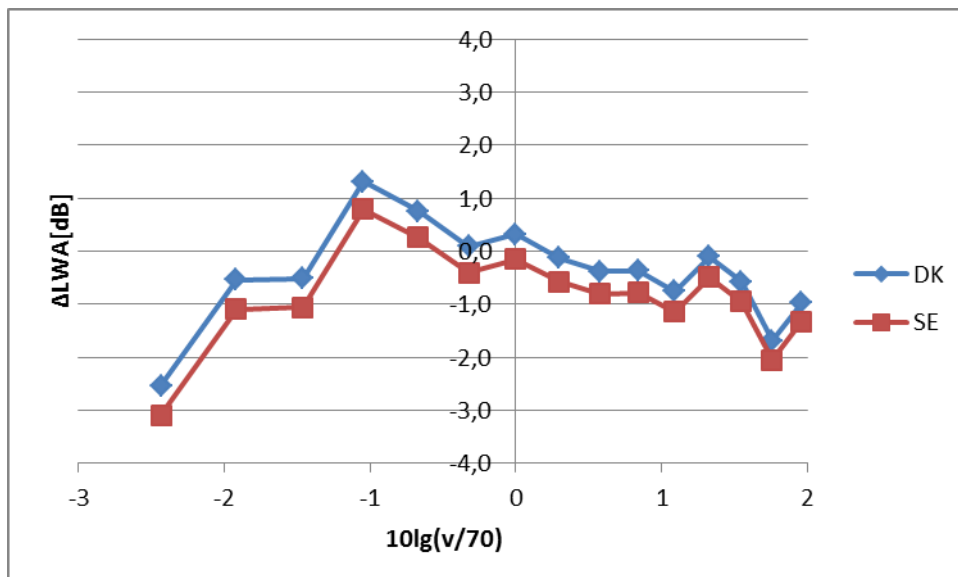


Figur 23 Hastighetsberoende hos den uppmätta ljudeffekten, kategori 1 fordon.

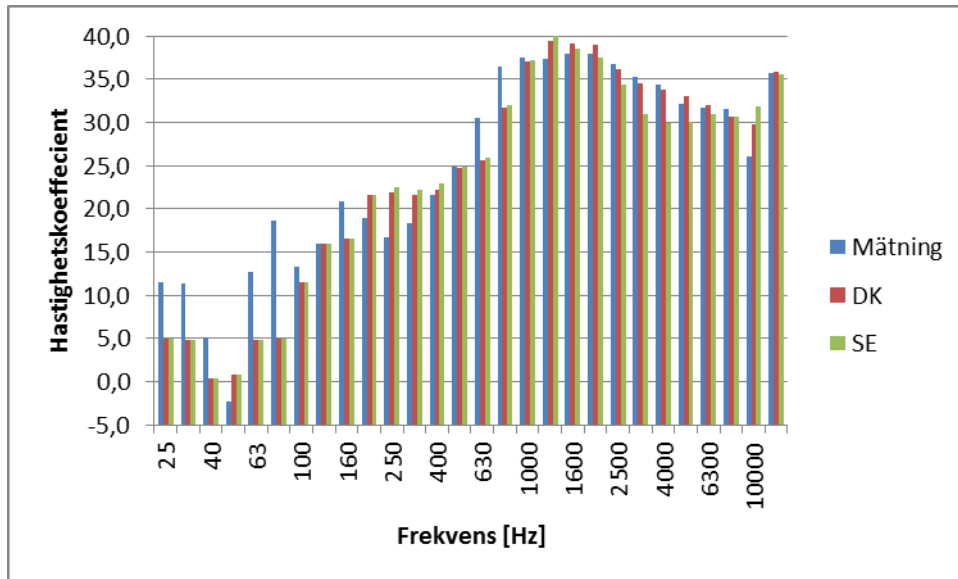


Figur 24 Ljudeffektens hastighetsberoende jämfört med Nord2000 Road med danska grunddata (DK) samt med svensk korrektion (SE). Beräknat för ABS 0/16 vid 20°C.

Hastighetskoefficienter för den A-vägd ljudeffektnivån kan läsas av som riktningskoefficienterna hos kurvanpassningarna i figuren, vilka är 35,7 för mätningarna och 35,5 respektive 35,9 för modellberäkningarna. Mätningar och beräkningar visar alltså på samma hastighetsberoende vilket verifierar Nord 2000 Road hastighetsberoende för lätta fordon.



Figur 25 Skillnad i A-vägd ljudeffektnivå mellan mätning och beräkning enligt Nord2000 Road (DK) respektive med svenska korrektioner (SE)



Figur 26 Hastighetskoefficienter för ljudeffekten i tersband jämfört med Nord2000 Road grunddata (DK) samt svenska anpassningar (SE). Beräknat för ABS 0/16 vid 20°C.

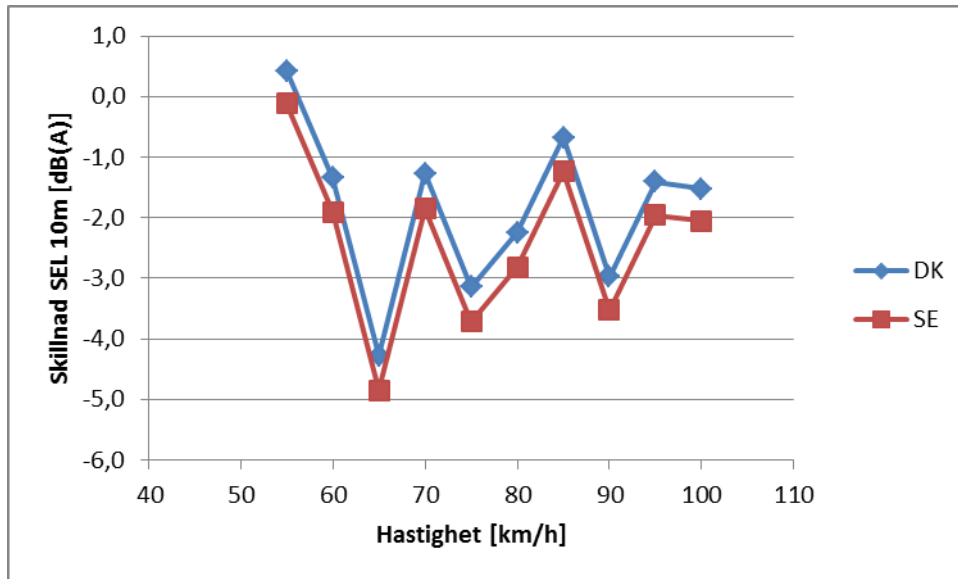
4.1.2 Kategori 2 (Medeltunga fordon)

4.1.2.1 SEL

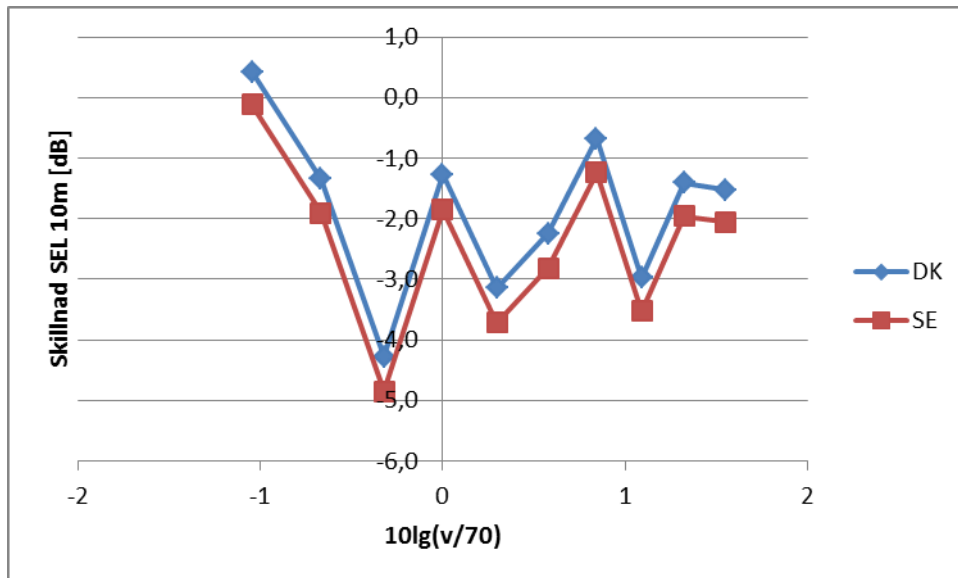
I det följande presenteras resultaten från mätningarna 2015. Endast ett begränsat antal fordonspassager erhöles för fordon ur kategori 2 på grund av valda mätplatser och underlaget ger därför inget tillförlitligt stöd för att förändra indata för kategori 2 till beräkningsmodellen Nord2000 Road. För denna kategori har drivlineljudet större betydelse över ett större hastighetsområde jämfört med kategori 1 fordon. Eftersom andelen dieseldrivna fordon inom denna kategori rimligtvis inte har förändrats i samma omfattning som för kategori 1 bedöms motorljudet inte vara påverkat i samma omfattning, även om motorerna har utvecklats. Även om mätunderlaget är begränsat kan resultaten användas tillsammans med övriga fordonskategorier för att ge en samlad bild av hur beräkningsmodellen behöver anpassas.

I beräkningsmodellen Nord2000 Road skiljer sig framdrivningsbullret åt för kategori 2 (2 axlar) och kategori 3 (≥ 3 axlar) både avseende hastighetsberoende och nivå.

Figur 27 och Figur 28 visar uppmätta A-vägda ljudexponeringsnivåer normaliserade till 10 m avstånd för kategori 2 vid olika hastigheter, både linjär och med logaritmisk hastighet. Resultaten är baserade på väggkantsmätningarna på 4 m höjd och 7,5 m avstånd från fordonsmitt. Resultaten är energimedelvärden av samtliga passager inom 5 km/h hastighetsintervaller. Dock är antalet passager begränsat och vissa hastighetsintervaller innehåller endast enstaka passager. Dessa används därför inte för att bestämma ljudeffektnivåer eller hastighetskoefficienter då osäkerheten bedöms vara för stor. Dock visar mätningarna generellt att beräkningsmodellen Nord2000 Road överskattar bullernivåerna, både med och utan spektrumanpassningstermen.

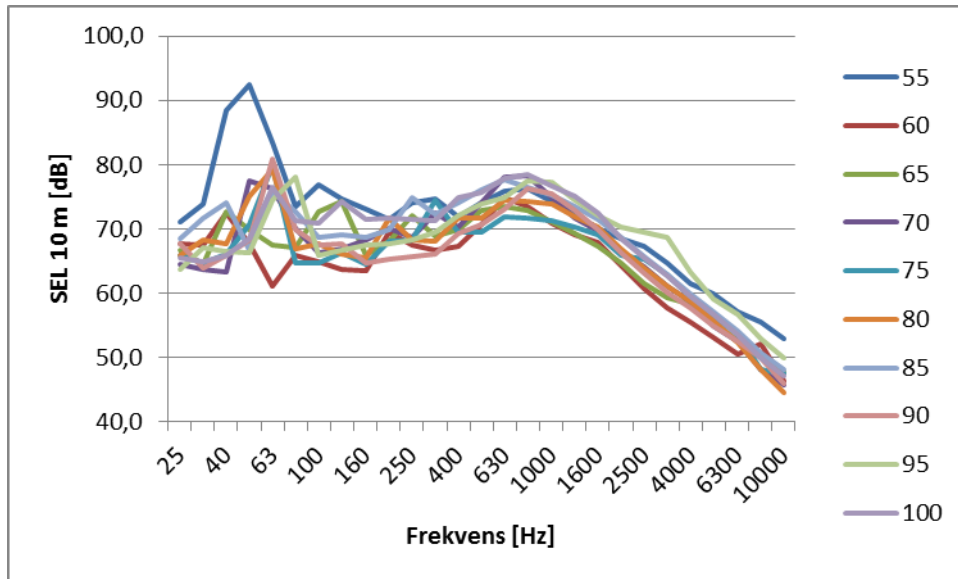


Figur 27 Skillnad mellan uppmätt och beräknad A-vägd ljudexponeringsnivå som funktion av hastighet för kategori 2 fordon.



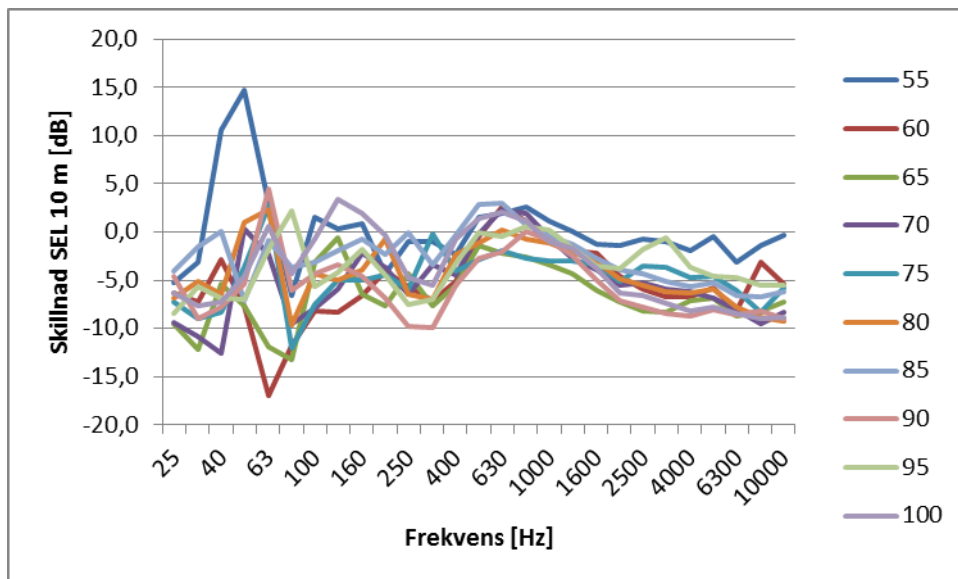
Figur 28 Skillnad mellan uppmätt och beräknad A-vägd ljudexponeringsnivå som funktion av hastighet (logaritmisk) för kategori 2 fordon. Referenshastigheten är 70 km/h.

I Figur 29 visas motsvarande spektrum av ljudexponeringsnivåerna för hastighetsintervallet 55 – 100 km/h. För lägre hastigheter saknas data på grund av för få passager.

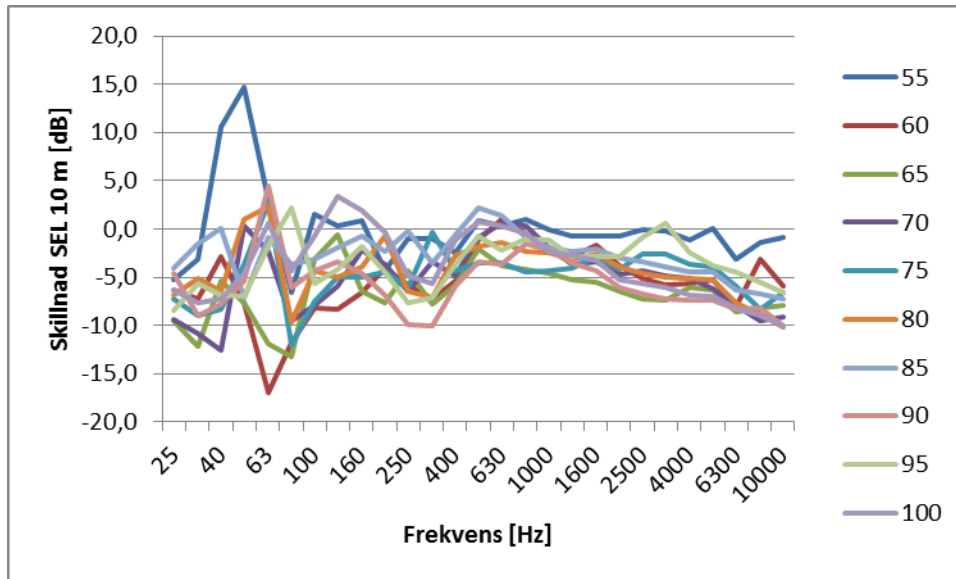


Figur 29 Spektrum av ljudexponeringsnivå normaliserad till 10 m för kategori 2 vid olika hastigheter

Figur 30 och Figur 31 visar i stället skillnaderna mellan de uppmätta och beräknade resultaten som funktion av frekvens, dels med grunddata i Nord2000 Road (DK) och dels med spektrumanpassning till svenska vägbanor (SE). Bilden är inte lika tydlig som för kategori 1 och spridningen är större. Men överensstämmelsen för frekvenser över ca 630 Hz blir något bättre om spektrumanpassningen används.



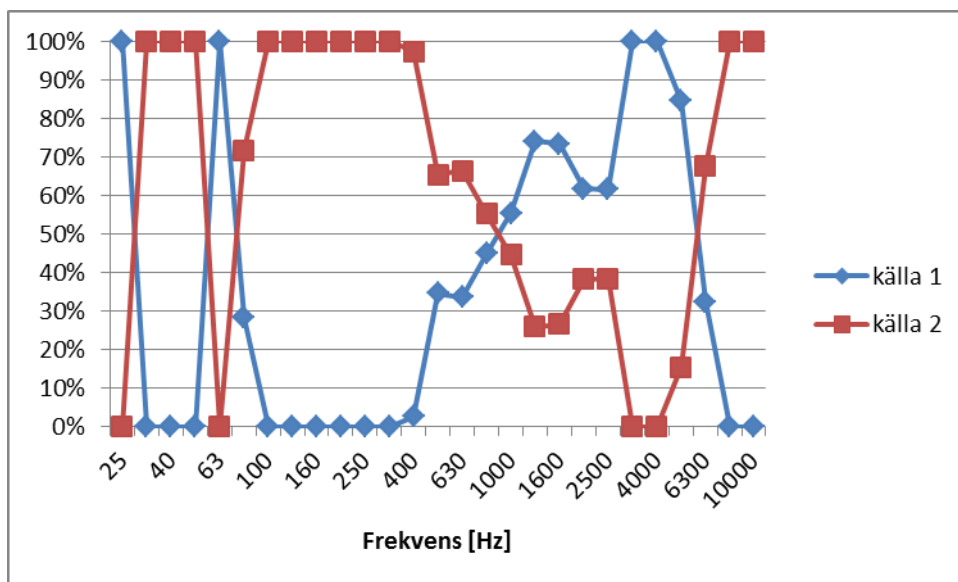
Figur 30 Skillnader mellan mätta och beräknade ljudexponeringsnivåer på 10 m avstånd. Beräkningar enligt Nord2000 Road med grunddata (DK).



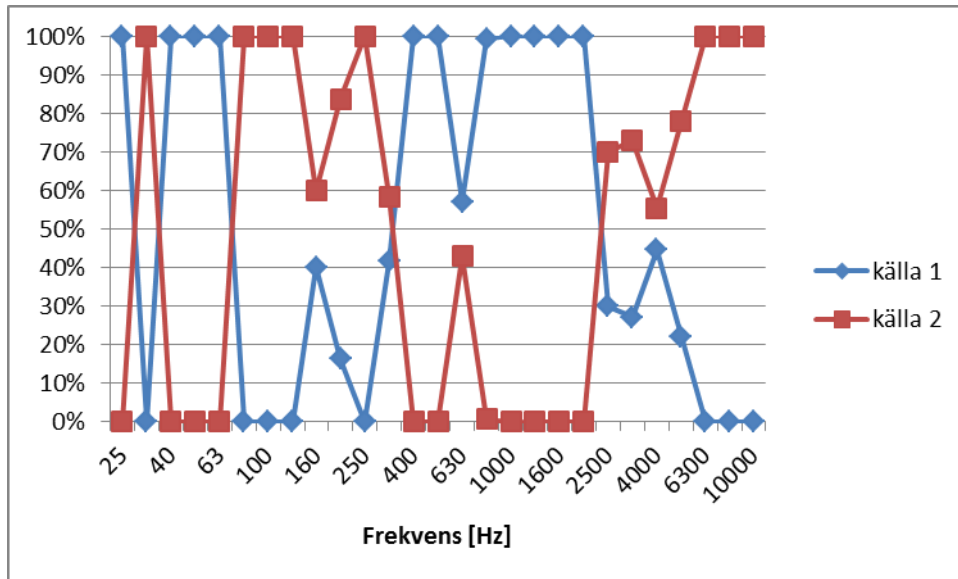
Figur 31 Skillnader mellan mätta och beräknade ljudexponeringsnivåer på 10 m avstånd. Beräkningar enligt Nord2000 Road med korrekationer till svenska förhållanden (SE).

4.1.2.2 Ljudeffektnivåer

Ljudeffektnivån har inte beräknats för kategori 2 fordon i denna analys på grund av för litet statistiskt underlag. För enskilda passager är det dock möjligt att separera de två olika källorna och studera hur fördelningen av ljudeffekt mellan de två källorna i modellen ser ut. Detta kan åtminstone ge en viss förståelse för beteendet.



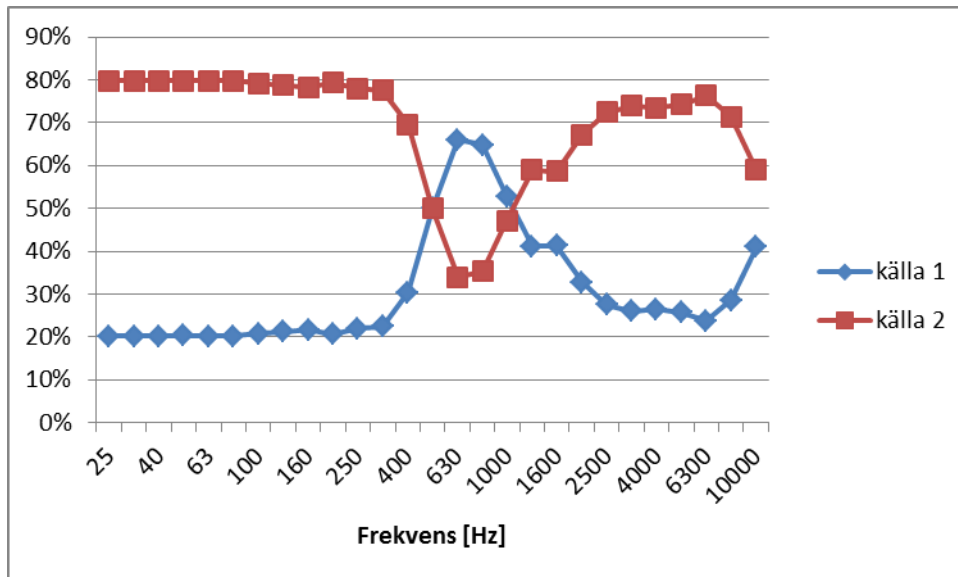
Figur 32 Exempel på uppmätt fördelning av ljudeffekt mellan källa 1 (0,01 m) och källa 2 (0,75 m) för kategori 2 fordon vid 55 km/h.



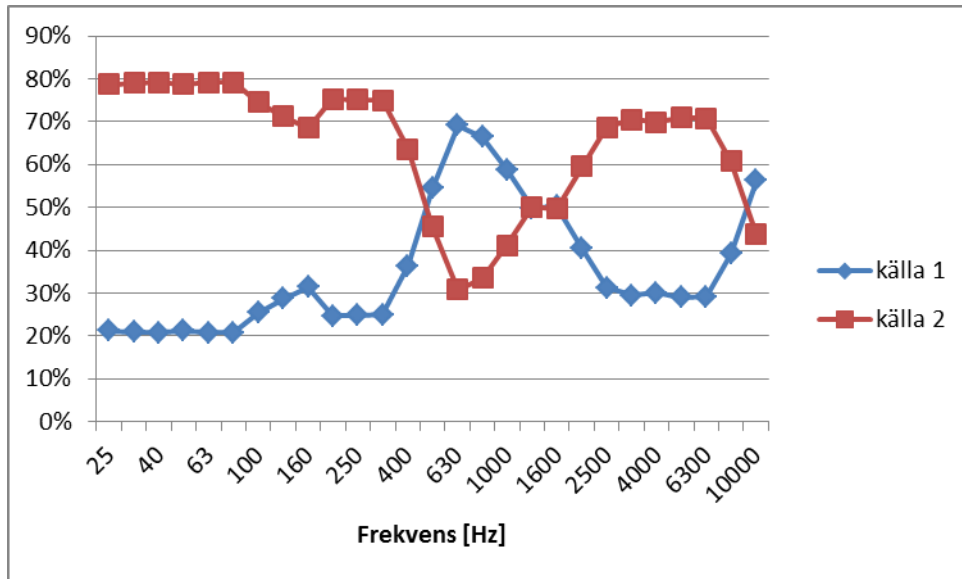
Figur 33 Exempel på uppmätt fördelning av ljudeffekt mellan källa 1 (0,01 m) och källa 2 (0,75 m) för kategori 2 fordon vid 91 km/h.

Resultaten i Figur 32 och Figur 33 visar att den högre källan spelar en större roll i ett bredare frekvensområde än motsvarande för kategori 1 fordon. Den lägre källan som i huvudsak representerar däck/väg ljud är inte lika dominerande vid låga hastigheter. Vid 90 km/h dominerar den låga källan i frekvensområdet 400 – 1600 Hz.

Motsvarande resultat för beräkningsmodellen Nord2000 Road visas i Figur 34 och Figur 35.



Figur 34 Fördelning av ljudeffekt mellan källa 1 (0,01 m) och källa 2 (0,75 m) vid 55 km/h enligt Nord2000 Road (SE) för kategori 2.

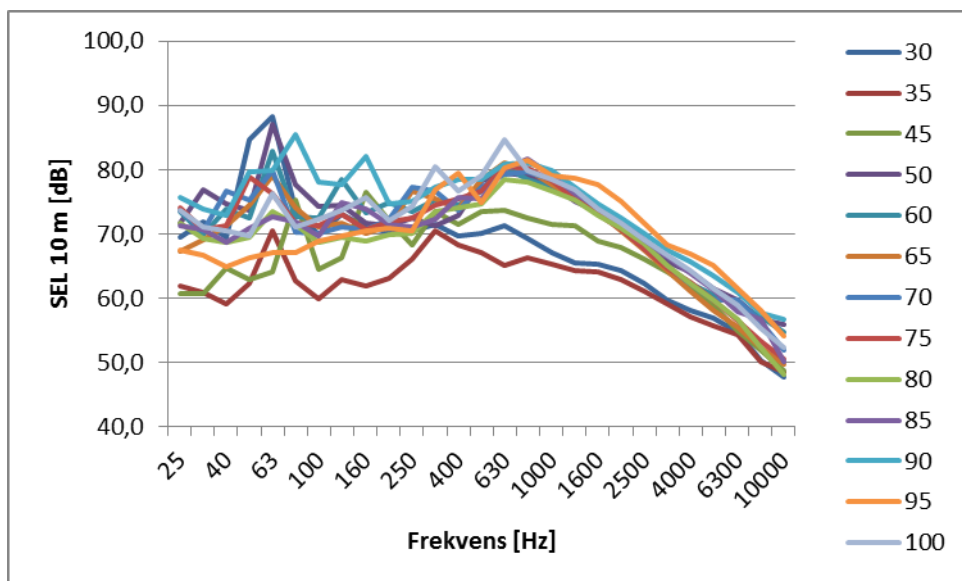


Figur 35 Fördelning av ljudeffekt mellan källa 1 (0,01 m) och källa 2 (0,75 m) vid 90 km/h enligt Nord2000 Road (SE) för kategori 2.

4.1.3 Kategori 3 (Tunga fordon)

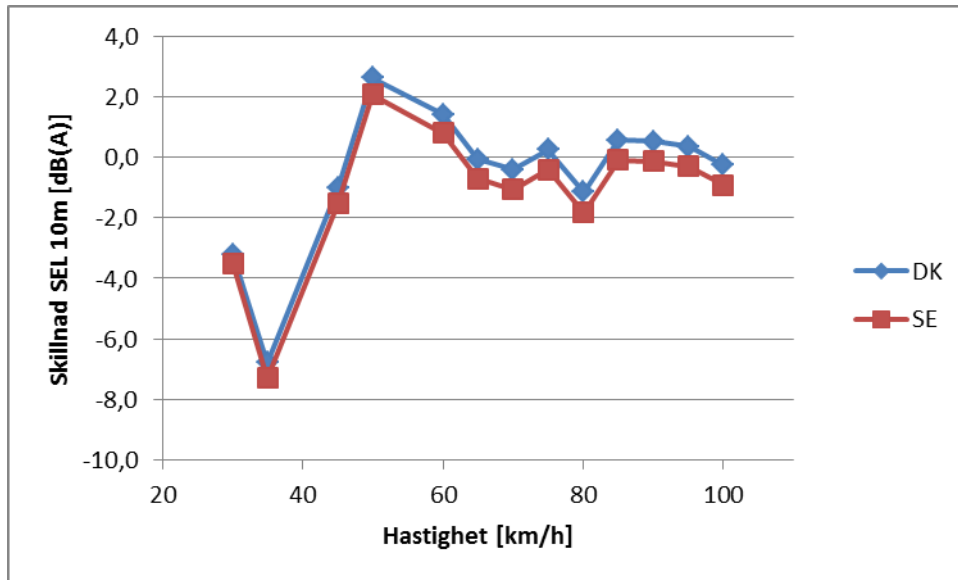
4.1.3.1 SEL

I Figur 36 visas spektrum av mätta ljudexponeringsnivåer vid hastighetskategorierna mellan 30 – 100 km/h. Värdena avser energimedelvärden för samtliga passager inom 5 km/h hastighetsintervaller. Antalet passager är begränsat inom varje hastighetsintervall och speciellt för de lägsta hastigheterna under 60 km/h är antalet passager få (≤ 3) inom hastighetsintervallet. Samma gäller för 95 och 100 km/h. För 40 km/h samt 55 km/h saknas data.

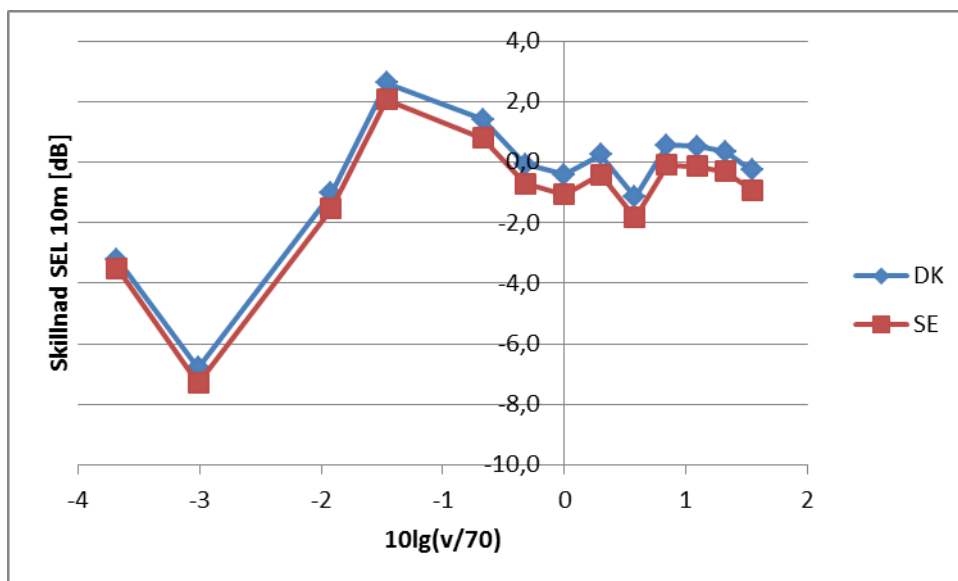


Figur 36 Spektrum av ljudexponeringsnivå normaliserad till 10 m för kategori 3 vid olika hastigheter.

Figur 37 och Figur 38 visar skillnaderna mellan uppmätt A-vägd ljudexponeringsnivå och beräknad enligt Nord2000 Road med grunddata (DK) och med svenska korrekationer (SE) med olika skalor för hastigheten på x-axeln. Notera att data saknas för hastigheterna 40 km/h samt 55 km/h på grund av för få passager i dessa hastighetsintervall.

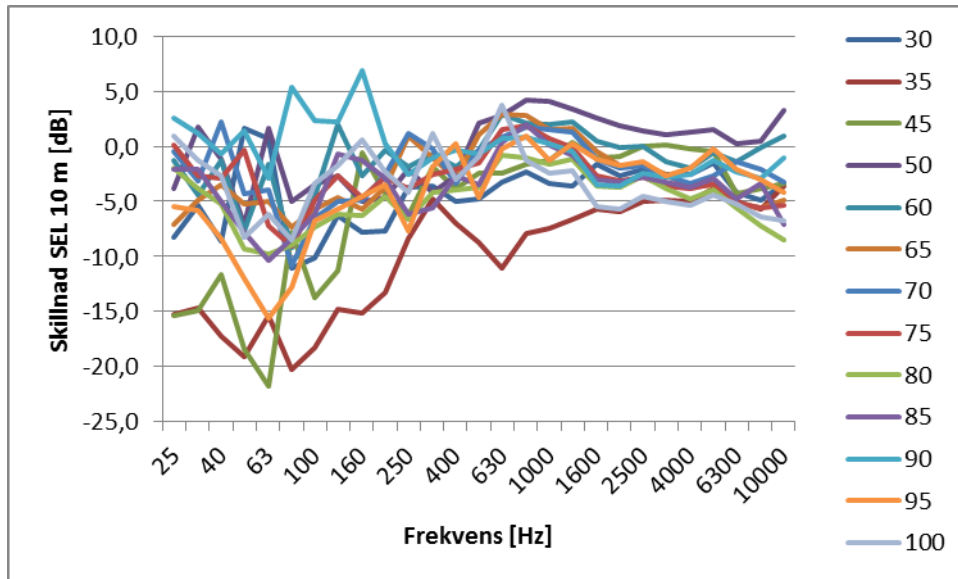


Figur 37 Skillnad mellan uppmätt och beräknad A-vägd ljudexponeringsnivå som funktion av hastighet för kategori 3 fordon.

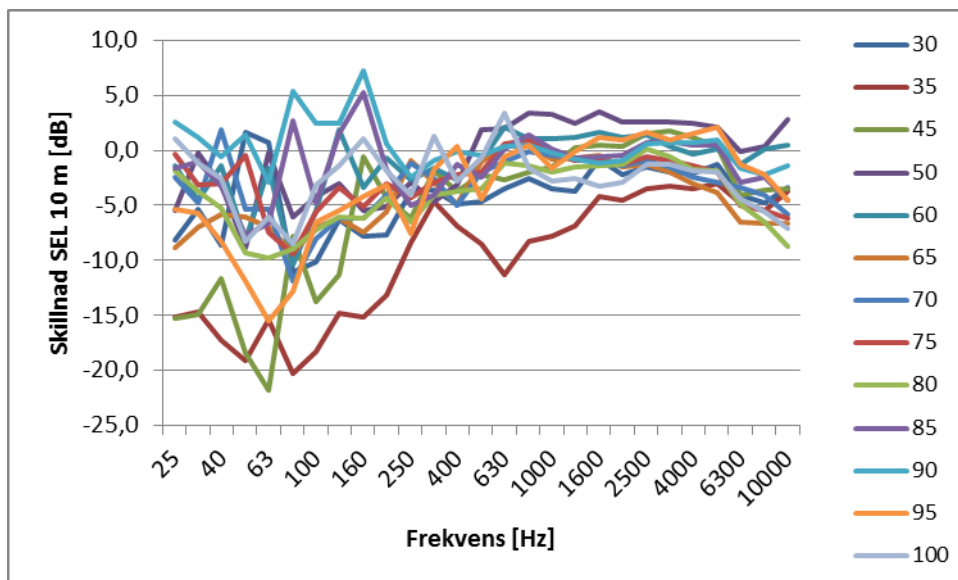


Figur 38 Skillnad mellan uppmätt och beräknad A-vägd ljudexponeringsnivå som funktion av hastighet (logaritmisk) för kategori 3 fordon. Referenshastigheten är 70 km/h.

Jämförelse av skillnaderna i spektrum är sammanställda i Figur 39 och Figur 40 för grunddata (DK) respektive med spektrumanpassning (SE). Med spektrumanpassningen förbättras överensstämmelsen mellan beräknat spektrum och uppmätt spektrum för höga frekvenser även om nivåerna fortfarande överskattas i de flesta fall av beräkningsmodellen.



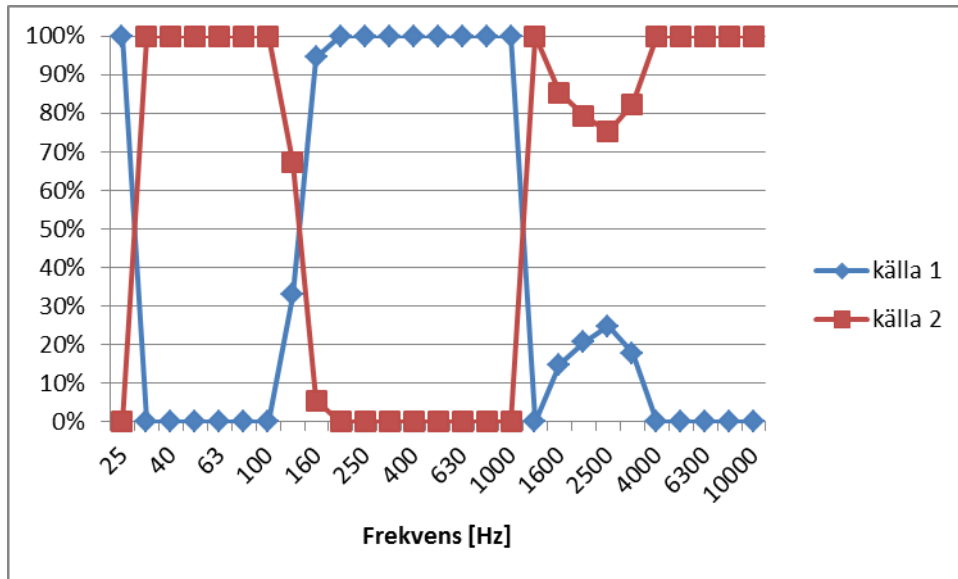
Figur 39 Skillnader mellan mätta och beräknade ljudexponeringsnivåer på 10 m avstånd. Beräkningar enligt Nord2000 Road med grunddata (DK), dvs utan korrektioner till svenska förhållanden.



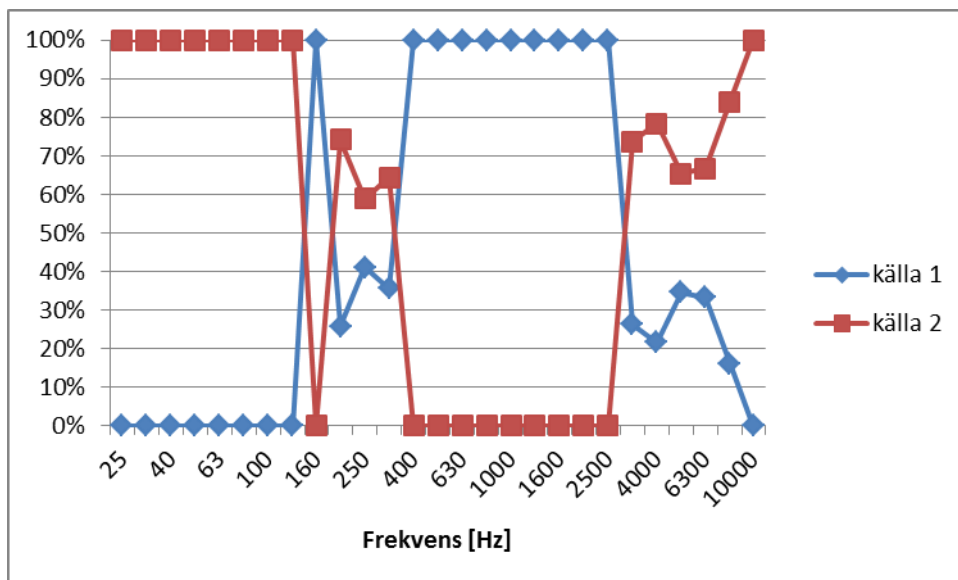
Figur 40 Skillnader mellan mätta och beräknade ljudexponeringsnivåer på 10 m avstånd. Beräkningar enligt Nord2000 Road med korrektioner till svenska förhållanden (SE).

4.1.3.2 Ljudeffektnivåer

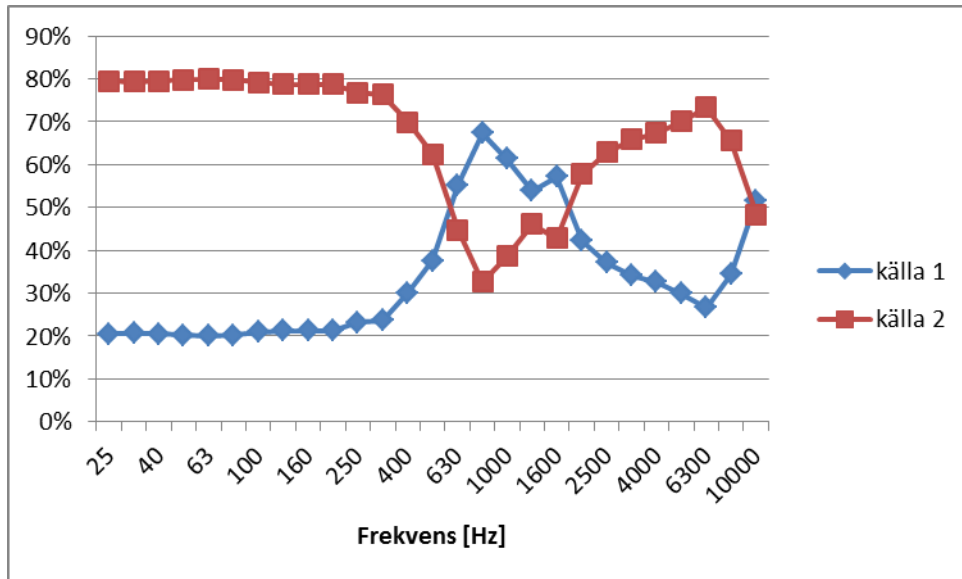
Som utgångspunkt kan mätningar på enskilda fordonspassager ge information om hur fördelningen av ljudeffekten mellan den höga och låga källan ser ut. Figur 34 och Figur 35 visar exempel på fördelningen baserat på mätningar på tunga fordon vid 58,4 respektive 93,1 km/h. Motsvarande fördelning enligt Nord2000 Road visas i Figur 43 respektive Figur 44.



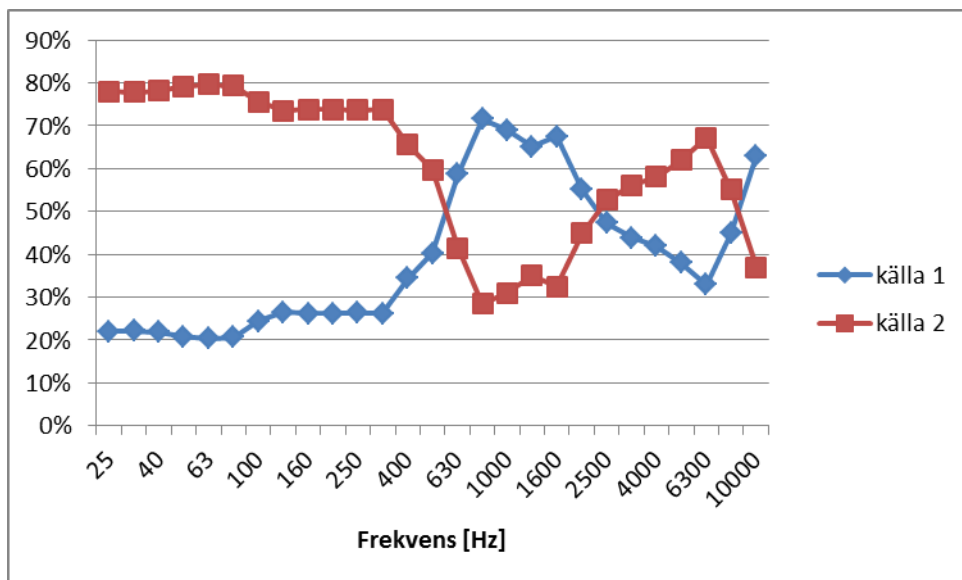
Figur 41 Exempel på uppmätt fördelning av ljudeffekt mellan källa 1 (0,01 m) och källa 2 (0,75 m) för kategori 3a fordon vid 58,4 km/h.



Figur 42 Exempel på uppmätt fördelning av ljudeffekt mellan källa 1 (0,01 m) och källa 2 (0,75 m) för kategori 3c fordon vid 93,1 km/h.

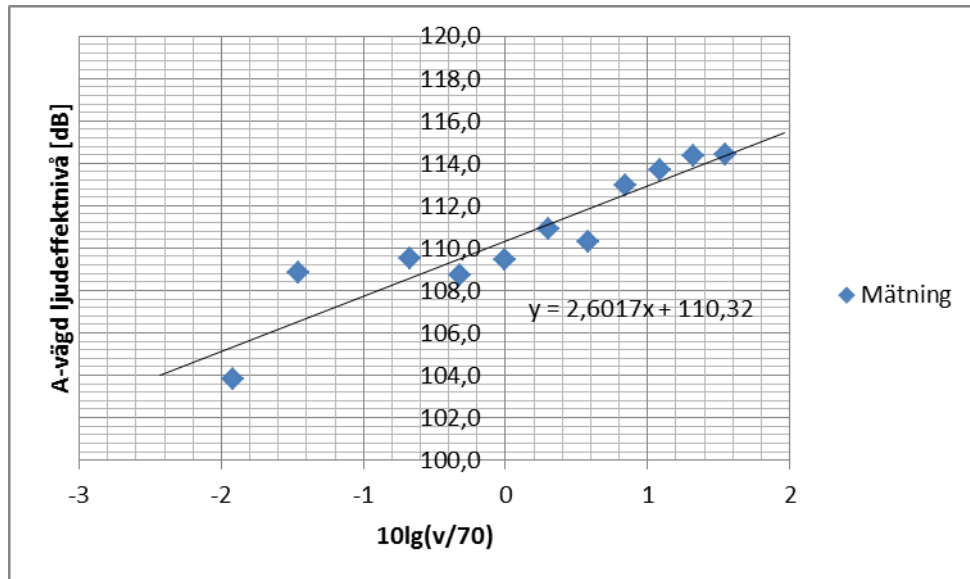


Figur 43 Fördelning av ljudeffekt mellan källa 1 (0,01 m) och källa 2 (0,75 m) vid 60 km/h enligt Nord2000 Road (SE) för kategori 3.

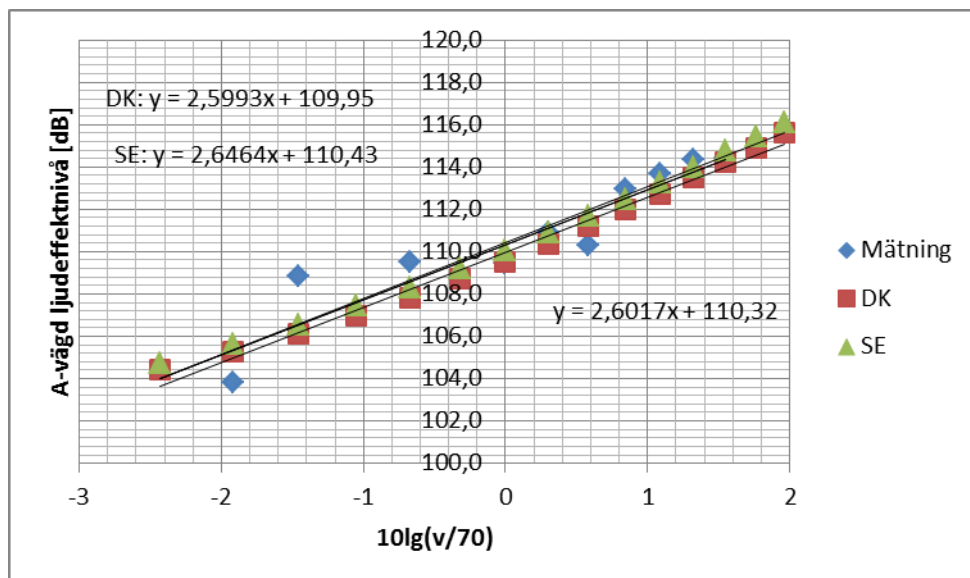


Figur 44 Fördelning av ljudeffekt mellan källa 1 (0,01 m) och källa 2 (0,75 m) vid 90 km/h enligt Nord2000 Road (SE) för kategori 3.

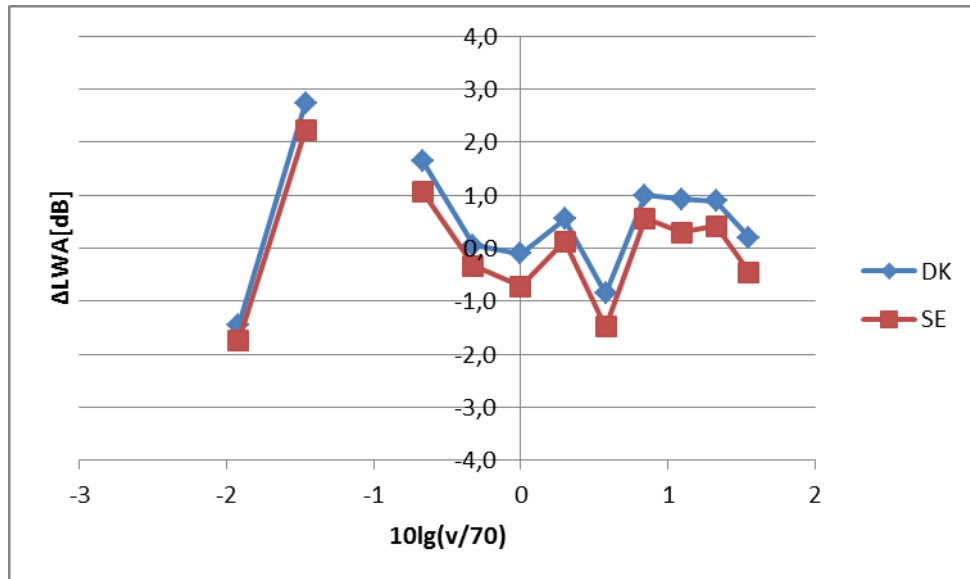
På samma sätt som för lätta fordon kan ljudeffekten för fordonen beräknas utifrån uppmätta ljudexponeringsnivåer och förberäknade överföringsfunktioner, se också bilaga 3. Resultaten visas i Figur 45 och Figur 46. Hastighetskoefficienten för den A-vägda ljudeffektnivån är 26,0 för kategori 3 fordon, vilket är lägre jämfört med lätta fordon. Modellen Nord 2000 Road ger hastighetskoefficienter 26,0 (DK) respektive 26,5 med spektrumanpassning (SE). Mätningarna bekräftar därför hastighetskoefficienterna i Nord2000 Road för tunga fordon.



Figur 45 Hastighetsberoende hos den uppmätta ljudeffektnivån, kategori 3 fordon.



Figur 46 Ljudeffektnivåns hastighetsberoende jämfört med Nord2000 Road med danska grunddata (DK) samt med svensk korrektion (SE) för kategori 3. Beräknat för ABS 0/16 vid 20°C.



Figur 47 Skillnad i A-vägd ljudeffektnivå mellan mätning och beräkning enligt Nord2000 Road (DK) respektive med svenska korrektioner (SE) för kategori 3 fordon.

4.2 Maximalnivåer

Maximalnivån är den högsta ljudnivån från ett passerande fordon med instrumentet inställt på tidsvägning F (fast), vilket motsvarar en integrationstid på 125 ms. Maximalnivån beror dels på fordonets ljudeffekt (som är hastighetsberoende) men också på fordonets hastighet förbi mätplatsen, fordonets längd och avståndet till mikrofonen. Dessutom spelar ljudkällans direktivitet in.

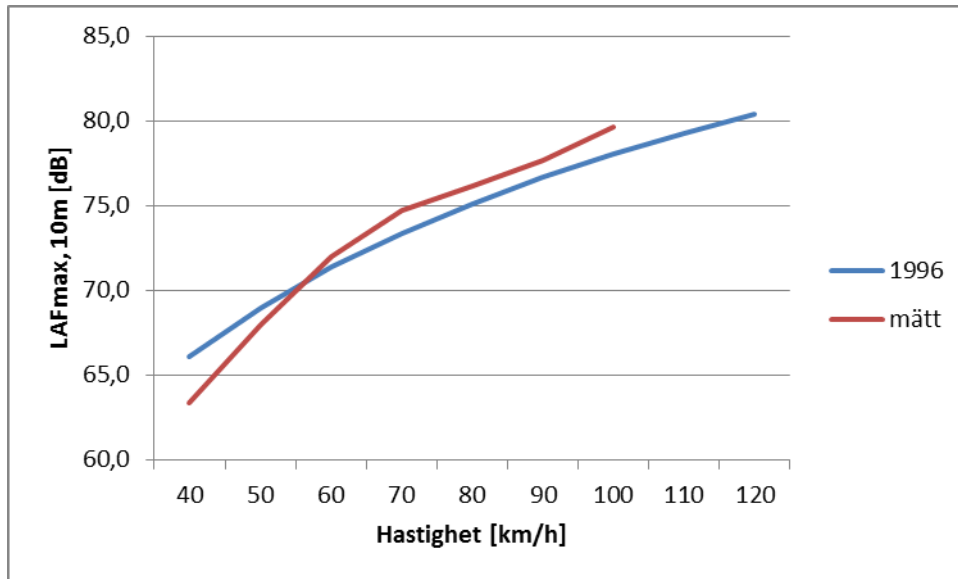
I 1996 års beräkningsmodell används L_{AFmax} på 10 m avstånd som utgångsvärden för beräkning av maximalnivåer på längre avstånd. I modellen delar man upp fordonen på lätta och tunga fordon. I kategorin tunga fordon i 1996-modellen ingår även 2-axlade medeltunga fordon.

I Nord2000 Road bestäms i stället maximalnivån utifrån ljudeffektnivån från källmodellen. Ljudeffekten hos källmodellen bestäms ur den uppmätta ljudexponeringsnivån. Därför är det intressant att studera relationen mellan ljudexponeringsnivån och maximalnivån vid olika hastigheter och avstånd.

CNOSSOS-EU modellen har inte någon metod för maximalnivåer.

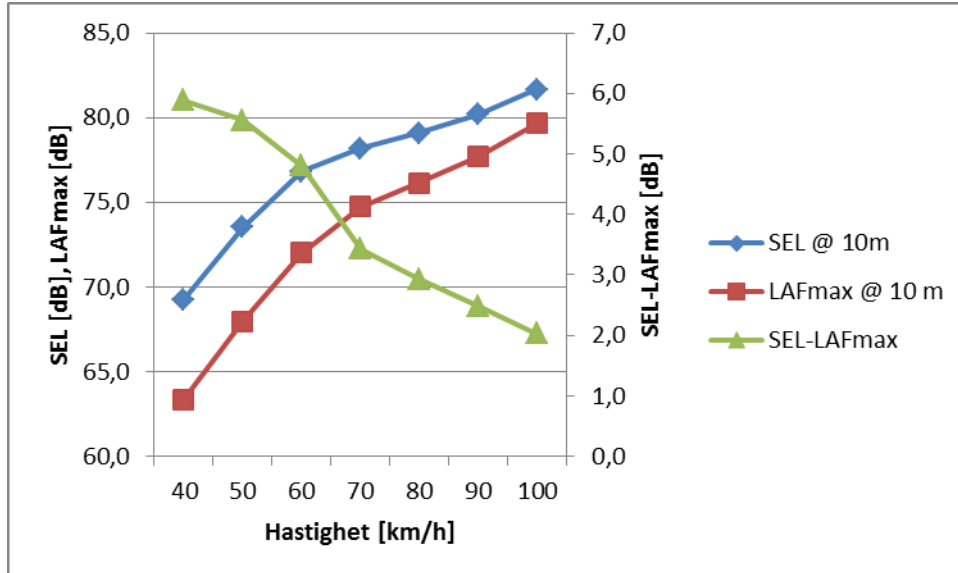
4.2.1 Kategori 1 lätta fordon

Utgångsvärdena för 1996 års modell visas i Figur 48 tillsammans med resultaten från mätningarna 2015 för lätta fordon.



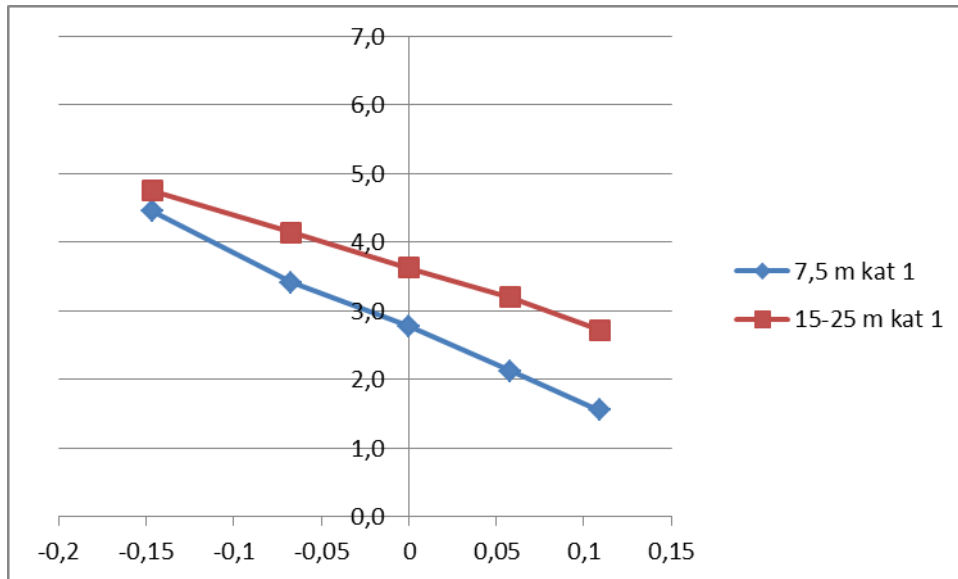
Figur 48 A-vägda maximalnivåer på 10 m avstånd från 1996-modellen respektive uppmätta värden för lätta fordon (kategori 1).

Figur 49 visar mätresultaten från 2015 års mätningar av maximalnivåer tillsammans med ljudexponeringsnivåer på 10 m avstånd för lätta fordon. Resultaten är medelvärden utvärderade från samtliga mätplatser. Figuren visar också skillnaden mellan ljudexponeringsnivån och maximalnivån. Eftersom ljudexponeringsnivån och maximalnivån visar olika hastighetsberoende kommer skillnaden mellan dem att bero av hastigheten.



Figur 49 Uppmätta ljudexponeringsnivåer respektive maximalnivåer på 10 m avstånd, samt skillnaden mellan dem som funktion av hastighet. Lätta fordon.

För att kunna studera maximalnivåns hastighets- och avståndsberoende närmare visar Figur 50 skillnaden mellan A-vägd ljudexponeringsnivå (SEL) och A-vägd maximalnivå (L_{AFmax}) för olika avstånd och som funktion av hastigheten i en logaritmisk skala med 70 km/h som referenshastighet ($\log_{10}(v/70)$).

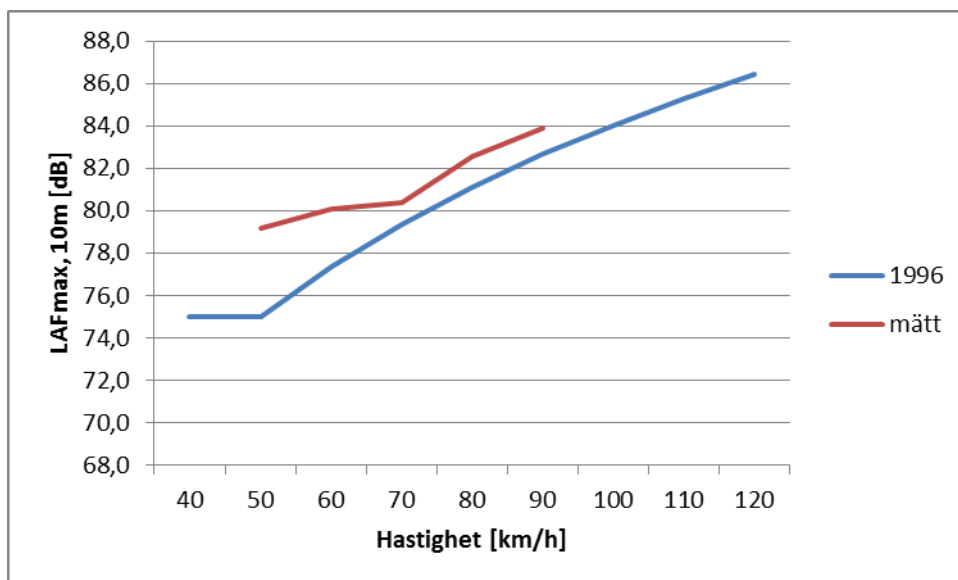


Figur 50 Uppmätta skillnader mellan ljudexponeringsnivå och maximalnivå på 7,5 m respektive 25 m avstånd för kategori 1 fordon.

Resultaten som redovisas är medelvärden i 5 km/h intervaller av skillnaderna mellan $SEL-L_{AFmax}$ för enskilda fordonspassager. Detta är beräknat för båda mätavstånden.

4.2.2 Kategori 3 fordon

Som utgångspunkt jämförs även här mätningarna med utgångsdata enligt 1996 års modell, se Figur 51. 1996-modellen skiljer endast mellan tunga och lätta fordon och därför inkluderar modellen även medeltunga lastbilar. Maximalnivån i 1996-års modell borde dock svara relativt väl mot kategori 3 eftersom denna kategori ger högst värden. Mätresultaten i detta fallet gäller kategori 3 med fler än 3 axlar.

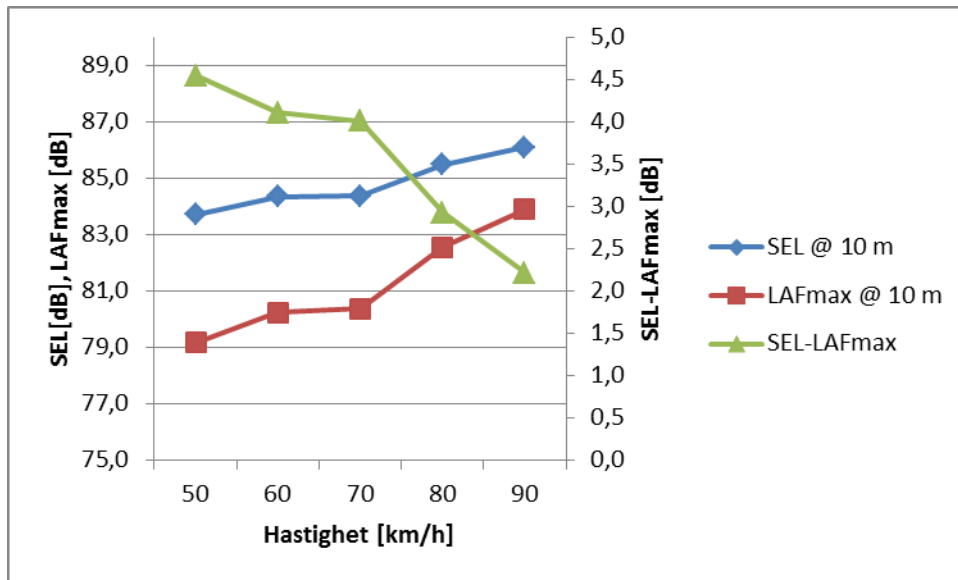


Figur 51 A-vägda maximalnivåer på 10 m avstånd från 1996-modellen respektive uppmätta värden för tunga fordon (kategori 3). 1996-modellen innehåller även medeltunga fordon.

Modellen underskattar maximalnivåerna något i detta fallet, vilket också kan bero på att modellen även inkluderar mindre fordon. I modellen är maximalnivån konstant under ca 50 km/h för tunga fordon. I mätningarna verkar det finnas en plåtå under ca 70 km/h, men

det är oklart vad som orsakar detta beteendet. Antalet fordonspassager är få vid lägre hastigheter då mätningarna gjordes framförallt på landsvägar med ABS 0/16 beläggning.

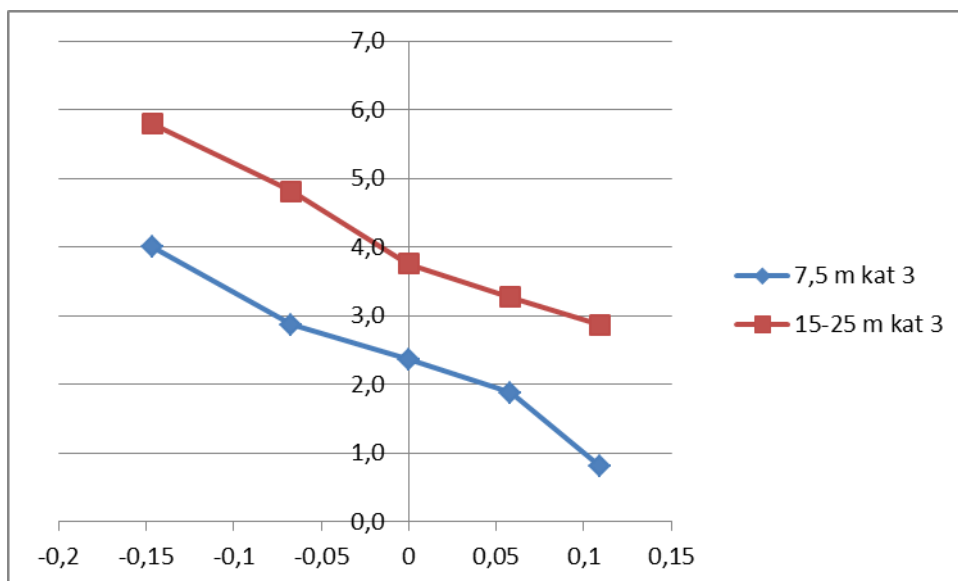
På samma sätt som för lätta fordon visar Figur 52 en sammanställning av medelvärden av mätresultaten för SEL på 10 m avstånd, maximalnivån samt skillnaden mellan SEL och L_{AFmax} för de tunga fordonen.



Figur 52 Uppmätta ljudexponeringsnivåer respektive maximalnivåer på 10 m avstånd, samt skillnaden mellan dem som funktion av hastighet. Tungta fordon.

För att kunna studera maximalnivån närmare presenteras också skillnaden $SEL - L_{AFmax}$ för enskilda fordonspassager som funktion av logaritmisk hastighet med 70 km/h referenshastighet i Figur 53. Resultaten är beräknade för tunga fordon i kategorier 3c och 3d, dvs fordon med fler än fyra axlar för att separera ut de längsta fordonen.

Uppmätta skillnader visar på ett annorlunda beteende för de längsta fordonen jämfört med de lätta kortaste fordonen. Detta tyder på att fordonets längd är en parameter att ta hänsyn till för att beräkna maximalnivåerna på ett mer korrekt sätt.



Figur 53 Uppmätta skillnader mellan ljudexponeringsnivå och maximalnivå på 7,5 m respektive 25 m avstånd för kategori 3 fordon.

4.3 Identifiering av rullningsljud och framdrivningsljud i verklig trafik

Vid typgodkännande av motorfordon enligt EU förordning 540/2014 mäts bulleremissionen på 7,5 m avstånd och 1,2 m höjd under accelerationsprov på en provbana med en standardiserad vägbeläggning (1). Från den 1 juli 2016 träder nya bullerkrav in samtidigt som mätmetoden har reviderats. Det tidigare fullgasaccelerationsprovet kompletteras med en mätning med mer representativa körförhållanden. Men mätmetoden överskattar normalt bullret från drivlinan jämfört med situationen i verklig trafik på vanliga vägbeläggningar. Dels på grund av körcykeln som används, men också på grund av att vägbeläggningen inte är representativ för vanliga vägar. Enligt EU förordningen 1222/2009 ska däck märkas med uppgifter om rullmotstånd, grepp på våt vägbanas samt bulleremission (14). För typgodkännande av däck enligt EU förordning nr 661/2009 (15) gäller att däck för tunga fordon ska uppfylla gränsvärden som är beroende av däckstyp. Däcken klassas beroende på belastning, vilken typ av fordon de används för och typ av däck.

Det kan vara intressant att göra uppföljning av hur skärpta emissionskrav påverkar bullernivåerna i samhället, både avseende fordon och däck. Det finns därför behov av att kunna genomföra mätningar i verklig trafik för att separera däck/vägbuller respektive buller från fordonens drivlina. För att kunna separera olika ljudkällor som exempelvis rullningsljud från framdrivningsljud i verklig trafik behöver vi utgå från en modell. Ljudgenereringen i ett fordon är komplex och påverkas av både körförhållanden och omgivning. Ljudkällorna är inte punktkällor utan är fördelade. Dessutom påverkar t.ex. reflexer under fordonet och vägytans akustiska egenskaper. Modellen är en förenkling av verkligheten och källdata är modellberoende. Källstyrkan för de ljudkällor som vi inkluderar i modellen kan vi bestämma t.ex. genom väggkantsmätningar när fordon passerar förbi mätplatsen. I exempelvis Nordtest metoderna NT ACOU 109 (12) och NT ACOU 116 (13) beskrivs metoder för detta. I kapitel 4 i denna rapport redovisas också exempel på mätningar där de olika källorna separerats.

I både Nord2000 Road och i CNOSSOS-EU modelleras fordonsbuller utifrån två källor som representerar rullningsljud respektive framdrivningsljud. Källorna modelleras som punktkällor på olika höjd i respektive modell. Källorna bidrar till den totala ljudbilden på olika sätt vid olika hastigheter och i olika frekvensområden och har olika beteenden. Rullningsljudet dominerar normalt vid höga hastigheter och högre frekvenser, medan framdrivningsbullret dominerar vid låga hastigheter, acceleration samt vid låga frekvenser. För att kunna separera bidraget från olika källor behöver överföringsfunktioner mellan mikrofonpositionerna och respektive källa etableras. Separeringen av källorna bygger på att det finns skillnader i överföringsfunktionerna mellan de olika källorna. Då CNOSSOS-EU använder sig av samma källposition (5 cm) för både rullningsljud och framdrivningsljud kommer dessa att ha samma överföringsfunktioner till mikrofonerna, varför separeringen av källorna troligtvis är enklare om Nord 2000 Road modellen används i stället.

4.4 Anpassning av källdata i Nord2000 Road

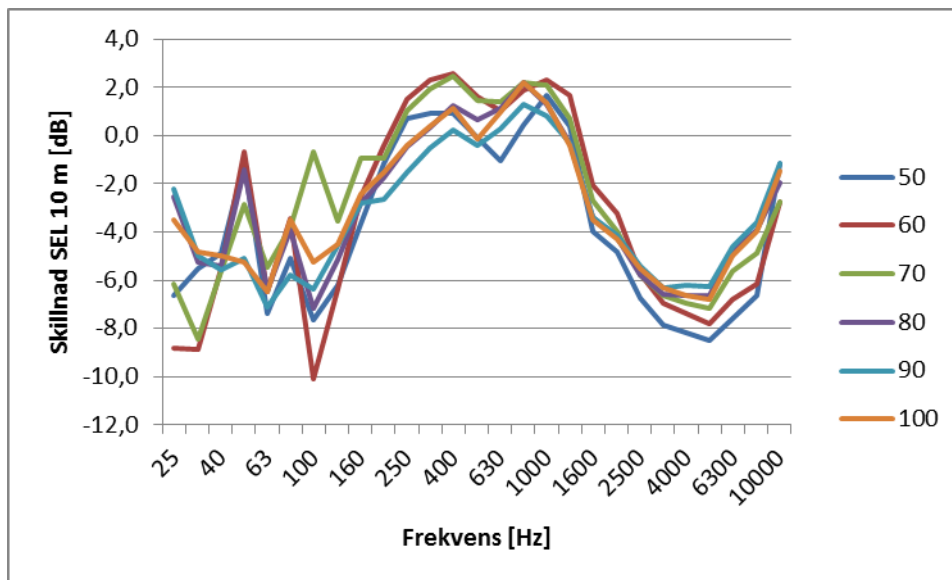
Sammanfattningsvis visar 2015 års mätningar dels att Nord2000 Road överskattar den A-vägda ljudexponeringsnivån på 10 m i medeltal ca 1 dB i hastighetsområdet där rullningsljud dominerar, och mer än så vid låga hastigheter där framdrivningsljudet också bidrar. Hastighetskoefficienterna för rullningsljud bekräftas av mätningarna men de visar samtidigt på att det finns avvikelser vid låga frekvenser, där framdrivningsljudet påverkar även i högre hastigheter. Mätningarna visar också att den korrektion som idag används

för svenska förhållanden ger en bättre skattning av spektrum jämfört med om den inte används, samtidigt som nivåerna verkar överskattas och att det fortfarande finns relativt stora avvikelser mellan mätning och beräkning i vissa frekvensband.

För att förbättra och anpassa beräkningsmodellen föreslås två korrigeringar av Nord2000 Road. Dels en uppdaterad spektrumanpassning som ger en mer korrekt uppskattning av rullningsljudet, dels en korrektion av koefficienterna för framdrivningsljudet för fordonskategorierna 1, 2 och 3. Samtidigt behöver man komma ihåg att existerande indata för Nord2000 Road bygger på ett betydligt större underlag jämfört med 2015 års mätningar på ABS 0/16 vägtyta i Sverige. Uppföljningar med mer data för andra vägtyper samt fler fordonspassager behövs, speciellt för medeltunga fordon.

4.4.1 Kategori 1

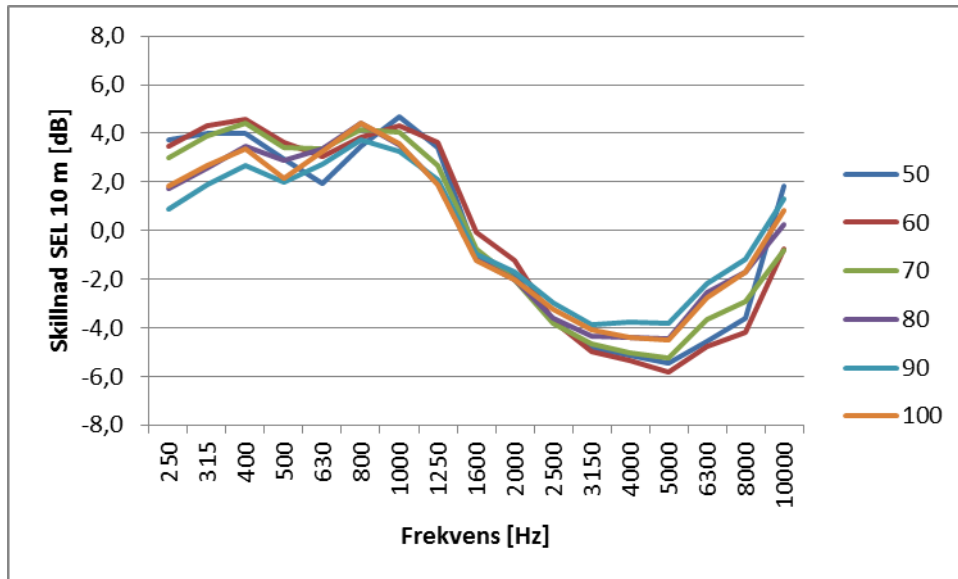
Som utgångspunkt används grunddata från Nord2000 Road (DK) för att jämföra med mätningar. För kategori 1 korrigeras för vägbeläggningen ABS 0/16 i förhållande till referensytan.



Figur 54 Skillnad mellan uppmätt ljudexponeringsnivå och beräknad med Nord2000 Road på 10 m avstånd och 4 m höjd. Kategori 1.

Figur 54 visar spektrum av skillnaden mellan uppmätt och beräknad ljudexponeringsnivå på 10 m avstånd vid 4 m höjd. I frekvensområdet 400 Hz-1600 Hz, som har störst påverkan på den A-vägda ljudnivån, underskattar beräkningsmodellen resultaten. Vid både lägre och högre frekvenser överskattar beräkningsmodellen nivån.

För att tydliggöra enbart spektrumskillnaderna visar Figur 55 spektrum i frekvensområdet 250 Hz – 10000 Hz när medelvärdet av ljudexponeringsnivån i intervallet har dragits bort för respektive hastighet. Figuren visar endast spektrumskillnader utan inverkan av eventuella skillnader i totalnivån.

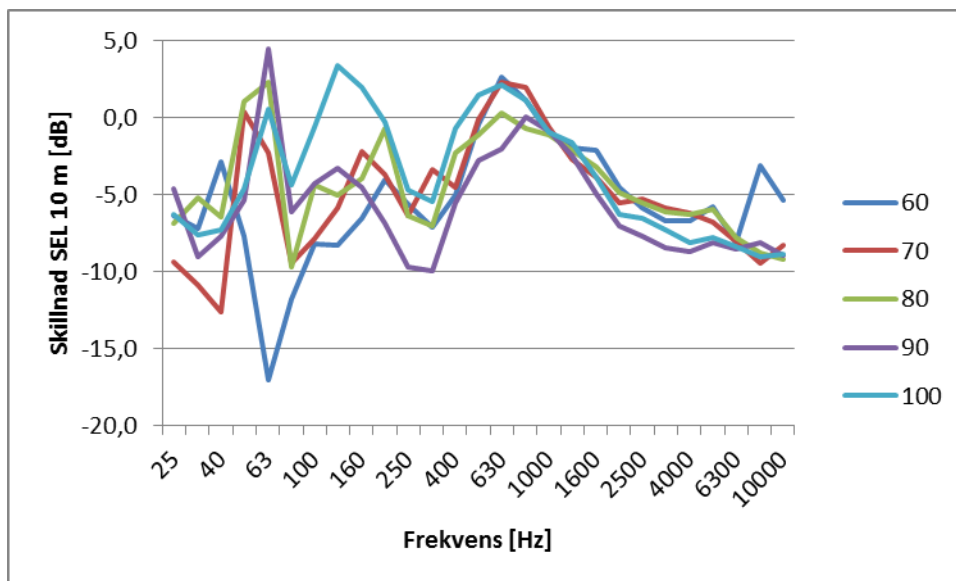


Figur 55 Skillnad mellan uppmätt ljudexponeringsnivå och beräknad med Nord2000 Road på 10 m avstånd och 4 m höjd. Kurvorna förskjutna så att medelvärdet är 0. Kategori 1. OBS frekvensområdet.

Resultaten visar på samma beteende för samtliga hastigheter. Beräkningsmodellen behöver korrigeras uppåt i frekvensområdet under ca 1600 Hz, och korrigeras neråt för frekvenser över ca 1600 Hz. För frekvenser under 250 Hz dominerar ljudemissionen av framdrivningsbullret och generellt verkar modellen överskatta det bidraget. Värt att notera är att det finns ett frekvensberoende hos hastighetskoefficienten, då avvikelserna är lägre för högre hastigheter än för lägre hastigheter. För att kunna dra några slutsatser om detta krävs dock mer underlag. Även framdrivningsbullret påverkar resultaten. För att förbättra överensstämmelsen vid lägre frekvenser samt vid låga hastigheter finns därför också behov av att justera koefficienterna för framdrivningsbuller i källmodellen.

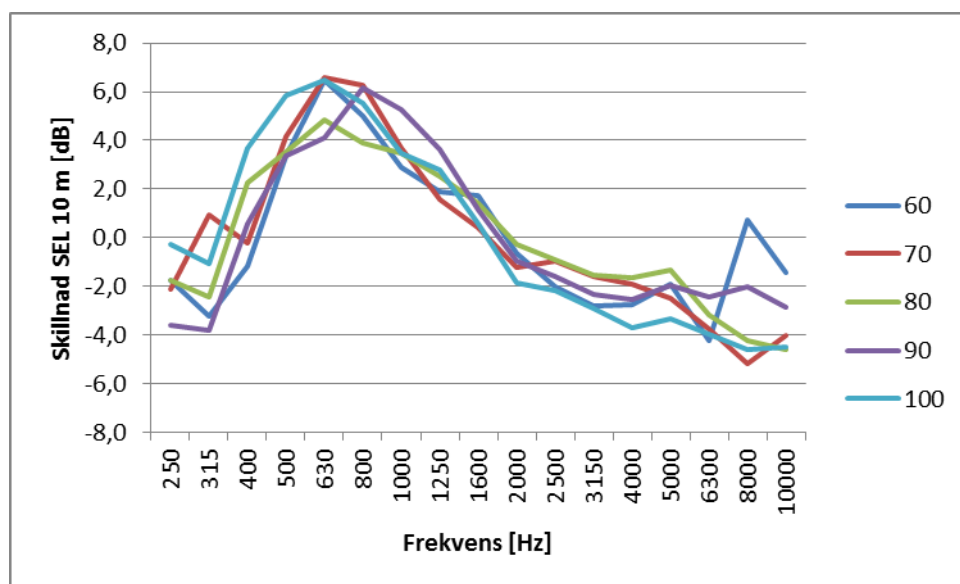
4.4.2 Kategori 2 och 3

Resultaten för kategori 2 och 3 redovisas på samma sätt som för lätta fordon. Antalet passager var begränsat, speciellt för kategori 2. Figuren visar spektrum av skillnaden mellan uppmätt och beräknad ljudexponeringsnivå på 10 m avstånd och 4 m höjd för medeltunga fordon (kategori 2). Spridningen är större för denna kategori jämfört med lätta fordon beroende på få fordon i mätningarna. Trots det visar resultaten för de olika hastigheterna liknande beteende för frekvenser över 250 Hz.



Figur 56 Skillnad mellan uppmätt ljudexponeringsnivå och beräknad med Nord2000 Road på 10 m avstånd och 4 m höjd. Kategori 2.

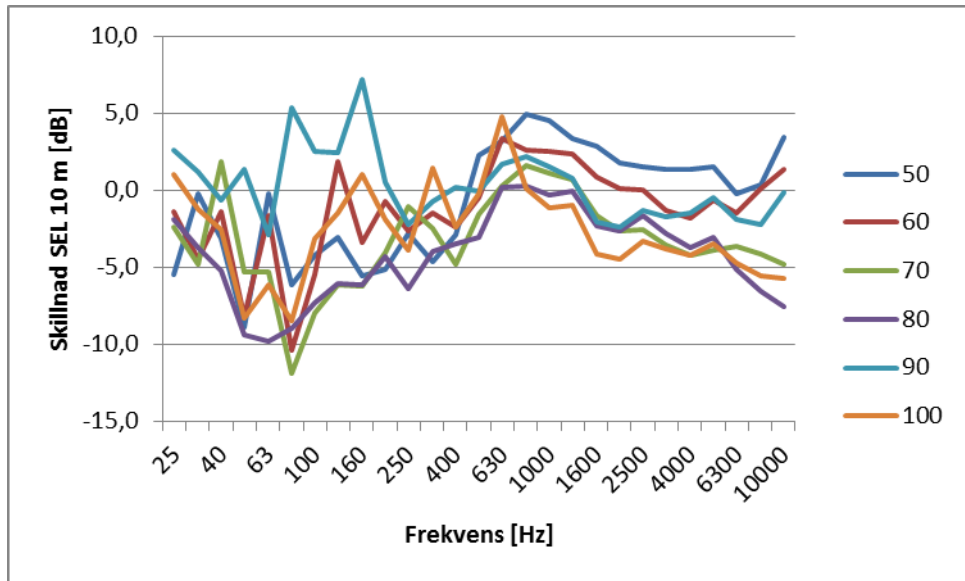
Figur 57 visar spektrum i frekvensområdet 250 Hz – 10000 Hz minskade med medelvärdet av amplituderna i varje hastighetsintervall så att de är skiftade till samma medelnivå. Resultaten visar tydligt att modellen underskattar nivån i frekvensområdet 400 Hz – 1600 Hz. Högre och lägre frekvenser överskattar modellen.



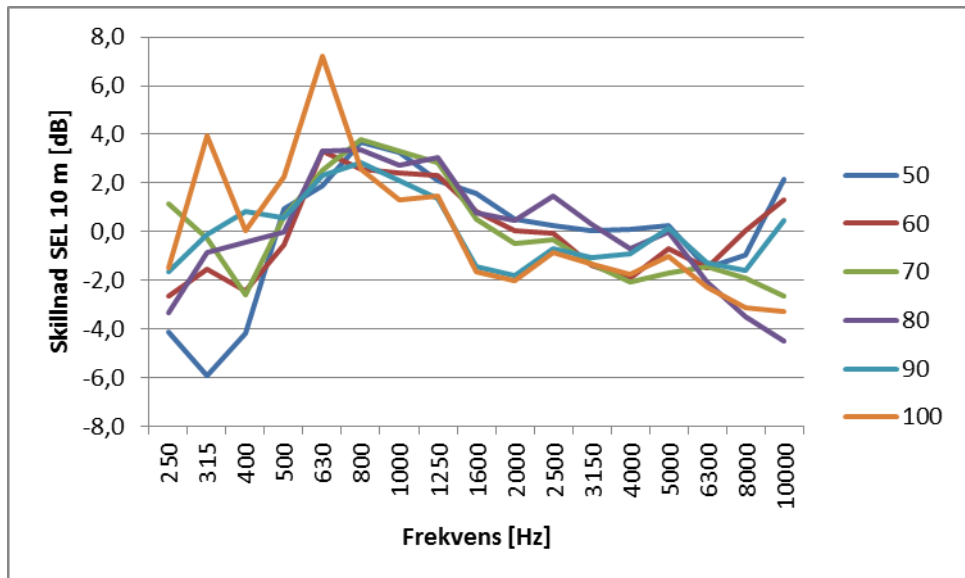
Figur 57 Skillnad mellan uppmätt ljudexponeringsnivå och beräknad med Nord2000 Road på 10 m avstånd och 4 m höjd. Kurvorna förskjutna så att medelvärdet är 0. Kategori 2. OBS frekvensområdet.

Även för kategori 2 fordon verkar modellen överskatta framdrivningsljudet från drivlina vid låga frekvenser och låga hastigheter.

Figur 58 och Figur 59 visar samma sak som tidigare men för tunga fordon i kategori 3. Även för de tunga fordonen överskattar modellen nivån i intervallet 400 Hz – 1600 Hz och underskattar nivån något för högre och lägre frekvenser. Även om det inte är lika tydligt som för lätta fordon. För de lätta fordonen dominerar rullningsljudet från däck/vägbane kontakten medan för medeltunga och tunga fordon bidrar även andra källor och framdrivningsljudet även vid högre hastigheter. Tungta fordon har också andra typer av däck jämfört med lätta fordon och kan ha olika beteenden.



Figur 58 Skillnad mellan uppmätt ljudexponeringsnivå och beräknad med Nord2000 Road på 10 m avstånd och 4 m höjd. Kategori 3.



Figur 59 Skillnad mellan uppmätt ljudexponeringsnivå och beräknad med Nord2000 Road på 10 m avstånd och 4 m höjd. Kurvorna förskjutna så att medelvärdet är 0. Kategori 3. OBS frekvensorådet.

4.4.3 Uppdaterad modell Nord2000 Road (SE:2015)

För att korrigera för de skillnader i spektrum som finns mellan de nyare mätningarna från 2015 och Nord2000 Road föreslås att regionala korrektioner för rullningsljud enligt Tabell 6 ersätter den befintliga och adderas till koefficienten a_R för samtliga fordonkategorier.

Tabell 6 Förslag för korrektioner att addera till koefficienten a_R för Svenska förhållanden

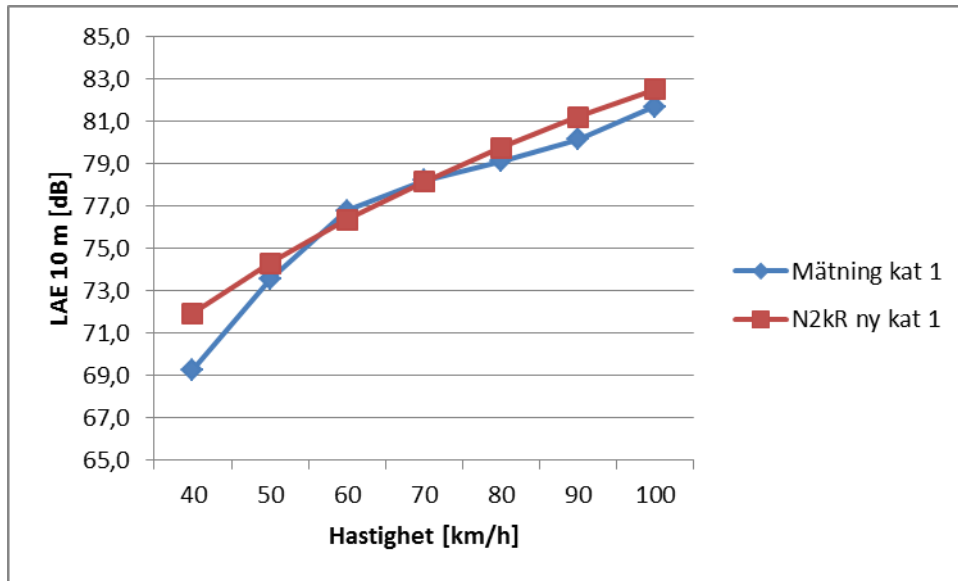
250	315	400	500	630	800	1k	1,25k	1,6k	2k	2,5k	3,15k	4k	5k	6,3k	8k	10k
1	1	1	1	1	1	1	1	-1	-2	-3	-4	-5	-4	-3	-2	1

För att få bra överensstämmelse skulle även koefficienterna för framdrivningsbullret, a_p , behöva justeras med -3 dB för alla frekvenser. Ett sätt att åstadkomma detta är om en regional korrektion för framdrivningsbullret införs i modellen, på liknande sätt som för rullningsljudet ovan, enligt Tabell 7.

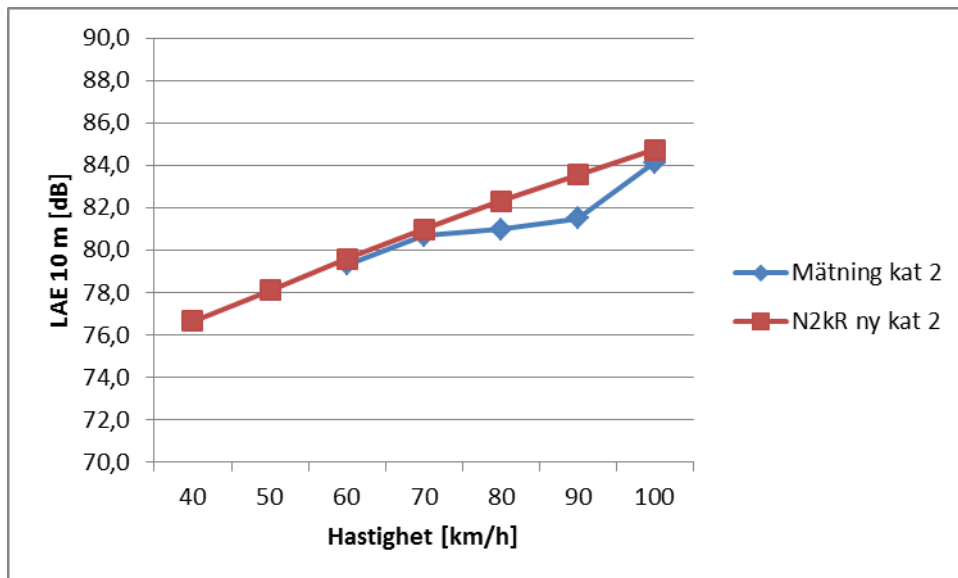
Tabell 7 Förslag för korrekationer att addera till koefficienten a_p för Svenska förhållanden

25	31,5	40	50	63	80	100	125	160	200	250	315	400	500
-3	-3	-3	-3	-3	-3	-3	-3	-3	-3	-3	-3	-3	-3
500	630	800	1k	1,25k	1,6k	2k	2,5k	3,15k	4k	5k	6,3k	8k	10k
-3	-3	-3	-3	-3	-3	-3	-3	-3	-3	-3	-3	-3	-3

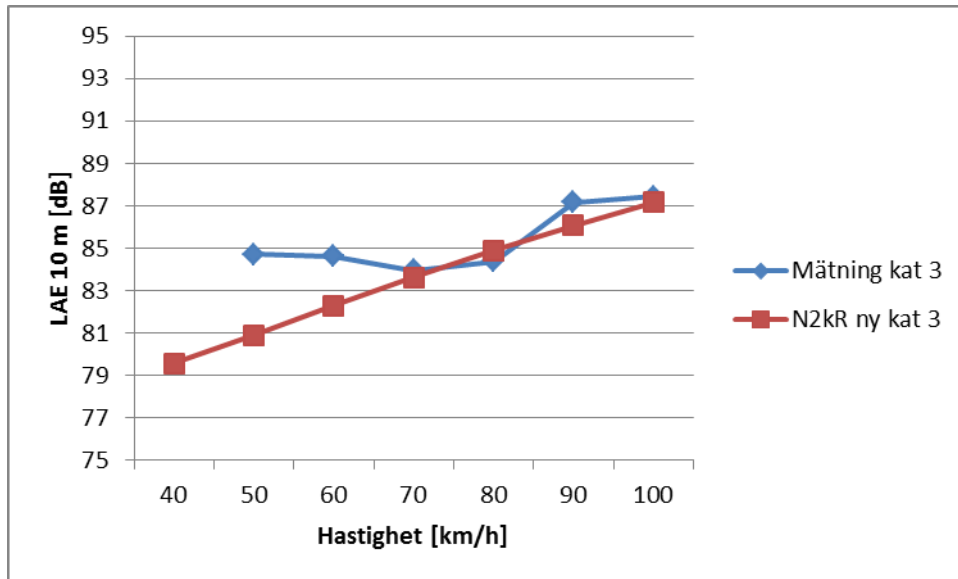
En jämförelse av beräknad och uppmätt A-vägd ljudexponeringsnivå på 10 m avstånd med nya korrektionerna visas i Figur 60 för lätta, Figur 61 för medeltunga samt i Figur 62 för tunga fordon.



Figur 60 Beräknad och uppmätt A-vägd ljudexponeringsnivå på 10 m avstånd och 4 m höjd med nya korrekationer i Nord2000 Road. Kategori 1 fordon.



Figur 61 Beräknad och uppmätt A-vägd ljudexponeringsnivå på 10 m avstånd och 4 m höjd med nya korrekationer i Nord2000 Road. Kategori 2 fordon.



Figur 62 Beräknad och uppmätt A-vägd ljudexponeringsnivå på 10 m avstånd och 4 m höjd med nya korrekationer i Nord2000 Road. Kategori 3 fordon

Vid lägre hastigheter under 70 km/h ger 2015 års mätningar högre A-vägda ljudexponeringsnivåer för tunga fordon jämfört med modellberäkningarna. Mätningarna utfördes till stor del på landsvägar vilket gör att det är få fordonspassager vid låga hastigheter, vilket påverkar tillförlitligheten i mätningarna vid dessa hastigheter. Skillnaderna i spektrum, se Figur 58, vid de lägsta hastigheterna visar att modellen överskattar nivån vid de lägsta frekvenserna (<250 Hz) vilka domineras av ljud från drivlinan, medan mätningarna ger högre nivåer för frekvensområdet runt 1 kHz som bestämmer den A-vägda ljudnivån, och som domineras av däck/väg ljud. Mer underlag behövs för att kunna dra några ytterligare slutsatser eller föreslå förändrade korrekationer.

5 Preliminär anpassning av CNOSSOS-EU källdata

5.1 Jämförelse mellan Nord2000 Road och CNOSSOS-EU.

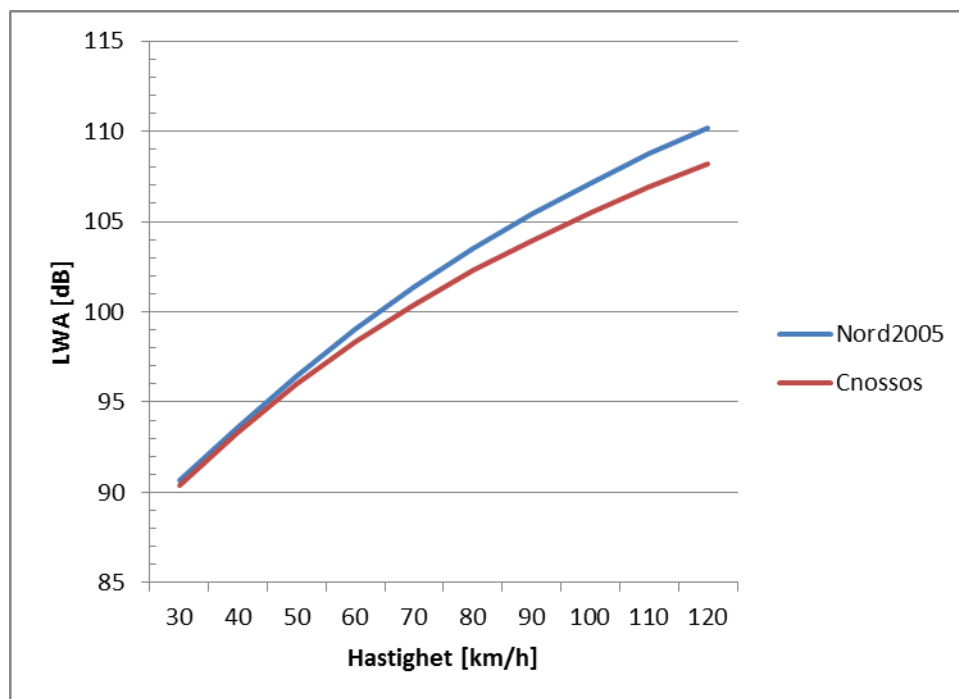
Nord2000 Road bygger på ett större mätunderlag än de mätningar som redovisats här från 2015. Det är då naturligt att använda modellen Nord2000 Road som utgångspunkt och försöka anpassa CNOSSOS-EU modellen efter den. Därefter kan eventuellt ytterligare korrekationer till svenska förhållanden göras.

Modellerna skiljer sig åt i flera avseenden, både avseende källmodellen och utbredningsmodellen. Därför jämförs både ljudeffekten och beräknade ljudexponeringsnivåer på korta avstånd för modellerna. Då både källmodell och utbredningsmodell skiljer sig åt krävs mer studier för anpassning av modellen för beräkning på längre avstånd. CNOSSOS-EU modellen beskrivs i (10) och (11).

CNOSSOS-EU använder i stort sett samma huvudkategorier för fordonsindelning som Nord2000 Road, dvs lätta motorfordon (kategori 1), medeltunga fordon med 2 axlar (kategori 2), samt tunga fordon med 3 eller fler axlar (kategori 3). CNOSSOS-EU har också en kategori 5 som kan användas för fordonstyper med annorlunda ljudemission jämfört med övriga kategorier, t.ex. el- eller hybridfordon.

5.2 Källstyrka (ljudeffekt)

Ljudeffekt som funktion av hastighet enligt grunddata för båda modellerna visas i Figur 63. Jämförelsen är gjord för referensvägytan, vilken är medelvärde av DAC (ABT) och SMA (ABS) med 11 mm maximal stenstorlek. Båda modellerna har samma referensbeläggning. Resultaten visar att ljudeffekten i CNOSSOS-EU generellt är lägre jämfört med Nord2000 Road. Dessutom är hastighetsberoendet något annorlunda.



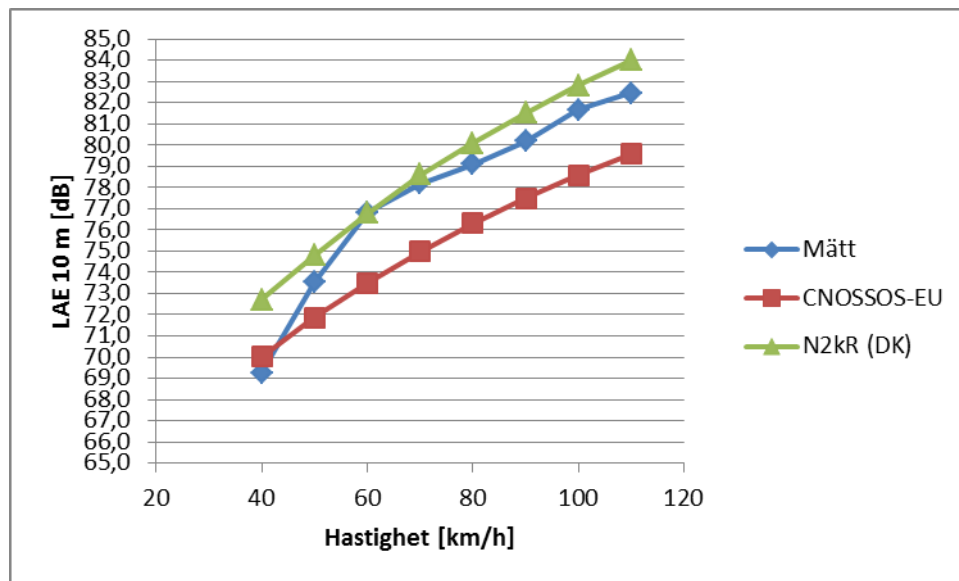
Figur 63 A-vägd ljudeffektnivå som funktion av hastigheten för Nord2000 Road (Nord2005 i figuren) samt för CNOSSOS-EU modellen (Cnossos i figuren). Kategori 1 fordon.

Liknande resultat har även rapporterats vid anpassning av CNOSSOS-EU till den tyska beräkningsmodellen RLS-16 (16).

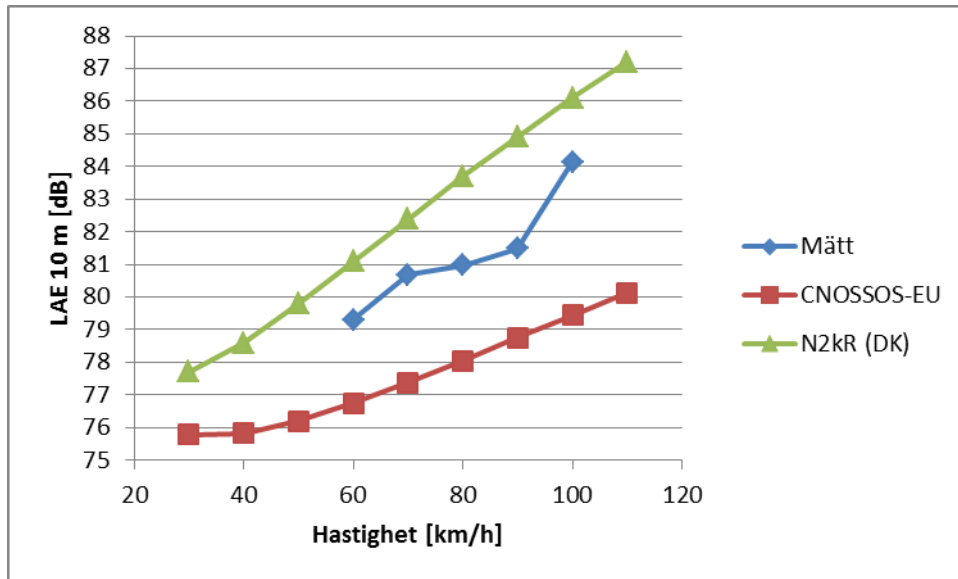
I CNOSSOS-EU kan korrektioner för vägytan göras och varje medlemsstat har möjlighet att ange egna korrektioner för de vägytor som är aktuella i det enskilda landet. Till skillnad för Nord2000 Road kan korrektionen vara hastighetsberoende, vilket verkar vara nödvändigt för att få tillförlitliga resultat.

5.3 SEL på 10 m avstånd

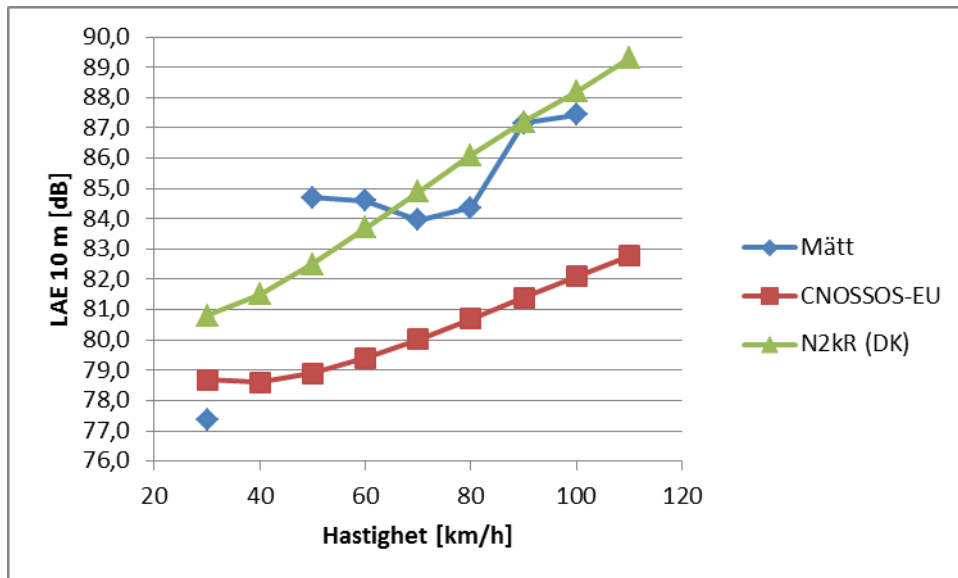
Jämförelse av A-vägd ljudexponeringsnivå på 10 m avstånd från enskilda fordonspassager visas i Figur 64 för lätta fordon, Figur 65 för medeltunga fordon och Figur 66 för tunga fordon. Även jämförelse med mätdata från 2015 års mätningar finns med i figurerna. Resultaten visar att CNOSSOS-EU generellt ger betydligt lägre nivåer jämfört med Nord2000 Road, och dessutom underskattar nivåerna jämfört med mätningarna. Skillnaderna beror både av att grunddata för fordonskategorierna skiljer sig mellan de olika modellerna och att utbredningsmodellerna skiljer sig åt. Här antas att t.ex. att markreflexen i CNOSSOS-EU modellen adderas okorrelerat (+3dB), medan Nord2000 Road ger korrelerad addition av markreflex (+6dB vid låga frekvenser). Indata till CNOSSOS-EU behöver därför anpassas för att kunna tillämpas för svenska förhållanden.



Figur 64 A-vägd ljudexponeringsnivå [dB] på 10 m avstånd som funktion av hastighet [km/h] för lätta fordon.



Figur 65 A-vägd ljudexponeringsnivå [dB] på 10 m avstånd som funktion av hastighet [km/h] för medeltunga fordon (kategori 2).



Figur 66 A-vägd ljudexponeringsnivå [dB] på 10 m avstånd som funktion av hastighet [km/h] för tunga fordon (kategori 3).

5.4 Anpassning av CNOSSOS-EU till Nord2000 Road

I (10) anges att korrektioner till nationella förutsättningar för olika vägytor kan göras men ger ingen metod för att ta fram korrektionerna. De data som presenteras i denna rapport kan därför komma att förändras när metodiken blir mer klarlagd. Som utgångspunkt används grunddata i Nord2000 Road för anpassningen eftersom de är baserade på den mest omfattande och tillförlitligaste databasen. Korrektioner för Svenska spektrumanpassningar behandlas senare.

CNOSSOS-EU korrigerar rullningsljudet för olika nationella vägbanor och förutsättningar enligt ekvation (6).

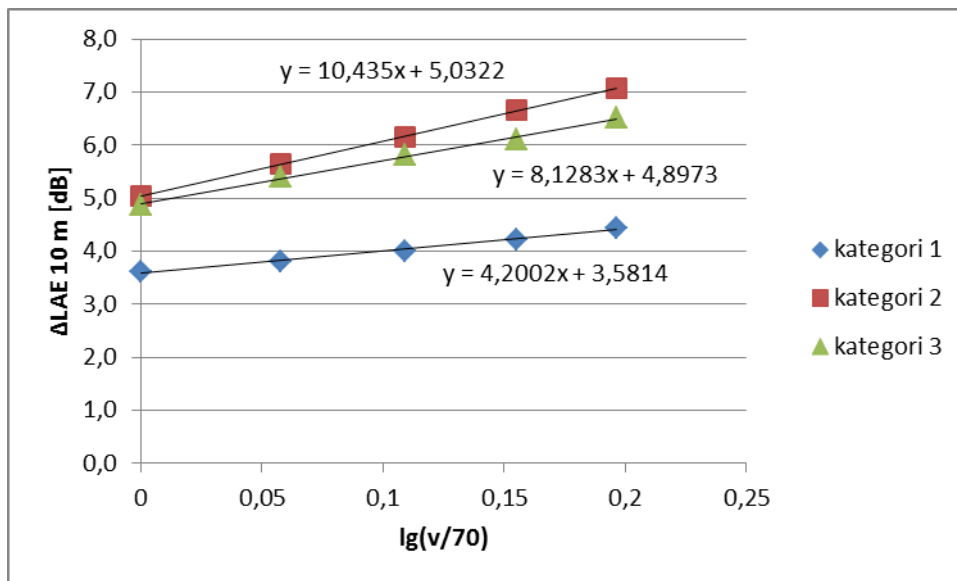
$$\Delta L_{WR} = \alpha + \beta \cdot \lg\left(\frac{v}{v_{ref}}\right) \quad (6)$$

där koefficienterna α och β här bestäms så att skillnaden minimeras mellan ljudexponeringsnivåerna på 10 m avstånd beräknat med CNOSSOS-EU respektive Nord2000 Road. I Nord2000 Road korrigeras endast kategori 1 för vägbeläggningen där en konstant adderas till koefficienterna för rullningsljudet a_R för alla frekvenser. Korrektionen är därför frekvensoberoende. I CNOSSOS-EU finns en möjlighet att introducera en hastighets och frekvensberoende korrektion för varje fordonskategori. Korrektionen ska ta hänsyn till vägbeläggningens inverkan både på källstyrka och på utbredning.

5.4.1 Anpassning till befintlig Nord2000 Road (DK)

Inledningsvis anpassas CNOSSOS-EU modellen för A-vägda nivåer för en ABS 0/16 vägyta, utan hänsyn till skillnader i spektrum. Detta innebär att α och β antas vara samma för samtliga frekvensband.

α och β bestäms genom regressionsanalys av skillnaden mellan beräknad A-vägd ljudexponeringsnivå från Nord2000 Road (DK) och CNOSSOS-EU på 10 m avstånd. Resultatet visas i Figur 67. Analysen görs för hastighetsintervallet 70-110 km/h för att säkerställa att den A-vägda ljudexponeringen domineras av rullningsljudet utan att påverkas av framdrivningsljudet i modellerna. Analysen görs för varje fordonskategori separat.



Figur 67 Skillnad i A-vägd ljudexponeringsnivå på 10 m avstånd mellan Nord2000 Road och CNOSSOS-EU.

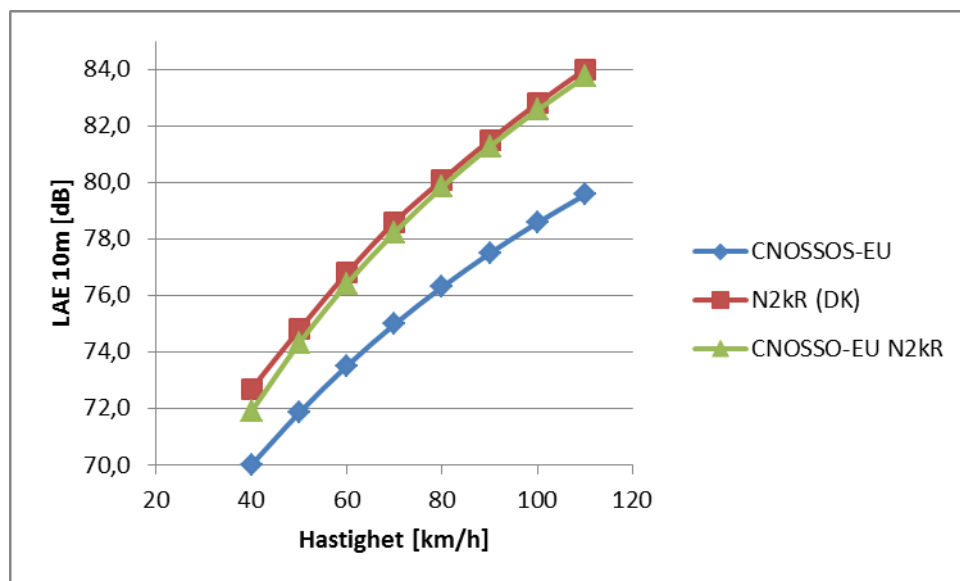
Anpassningen ger då koefficienterna enligt Tabell 8

Tabell 8 korrektioner för rullningsljud enligt CNOSSOS-EU till vägbeläggning av typ ABS 0/16.

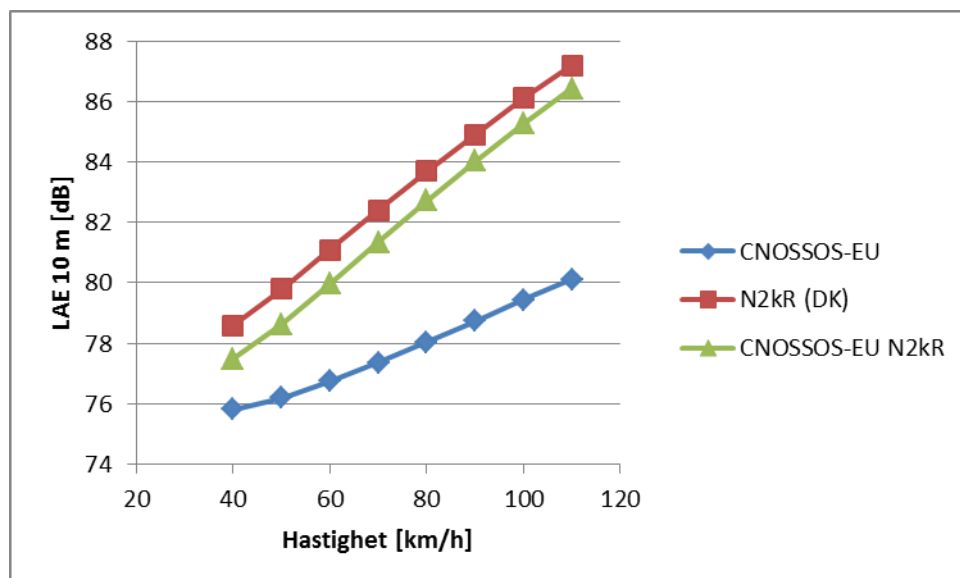
Fordonskategori, m	$\alpha_{i,m}$ 63	$\alpha_{i,m}$ 125	$\alpha_{i,m}$ 250	$\alpha_{i,m}$ 500	$\alpha_{i,m}$ 1000	$\alpha_{i,m}$ 2000	$\alpha_{i,m}$ 4000	$\alpha_{i,m}$ 8000	β_m
1	3,6	3,6	3,6	3,6	3,6	3,6	3,6	3,6	4,2
2	5,0	5,0	5,0	5,0	5,0	5,0	5,0	5,0	10,4
3	4,9	4,9	4,9	4,9	4,9	4,9	4,9	4,9	8,1

Observera att korrektionerna som anges i Tabell 8 utgår från de grunddata för koefficienterna A och B i CNOSSOS-EU enligt (10). Om andra koefficienter för rullnings respektive framdrivningsljud tillämpas påverkas även de redovisade korrektionerna för vägbeläggningen. Korrektionerna är anpassade för att ge bra överensstämmelse för ljudexponering på korta avstånd. I denna rapport görs inga jämförelser för längre avstånd, vilket kan vara relevant för bullerkartläggningar t.ex.

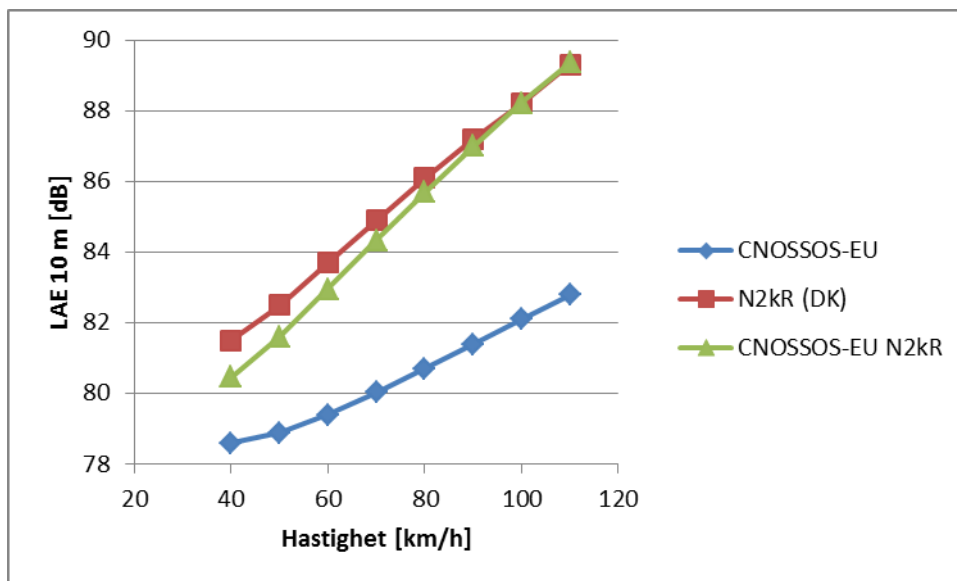
Genom att använda korrektionerna tillsammans med grunddata i CNOSSOS-EU modellen erhålls resultaten i Figur 68 för kategori 1 (lätta fordon), Figur 69 för kategori 2 (medeltunga fordon) och Figur 70 för kategori 3 (tung fordon).



Figur 68 A-vägd ljudexponeringsnivå [dB] på 10 m avstånd, ABS 0/16, som funktion av hastighet [km/h] för lätta fordon enligt CNOSSOS-EU med och utan anpassning till N2kR.



Figur 69 A-vägd ljudexponeringsnivå [dB] på 10 m avstånd, ABS 0/16, som funktion av hastighet [km/h] för medeltunga fordon enligt CNOSSOS-EU med och utan anpassning till N2kR.

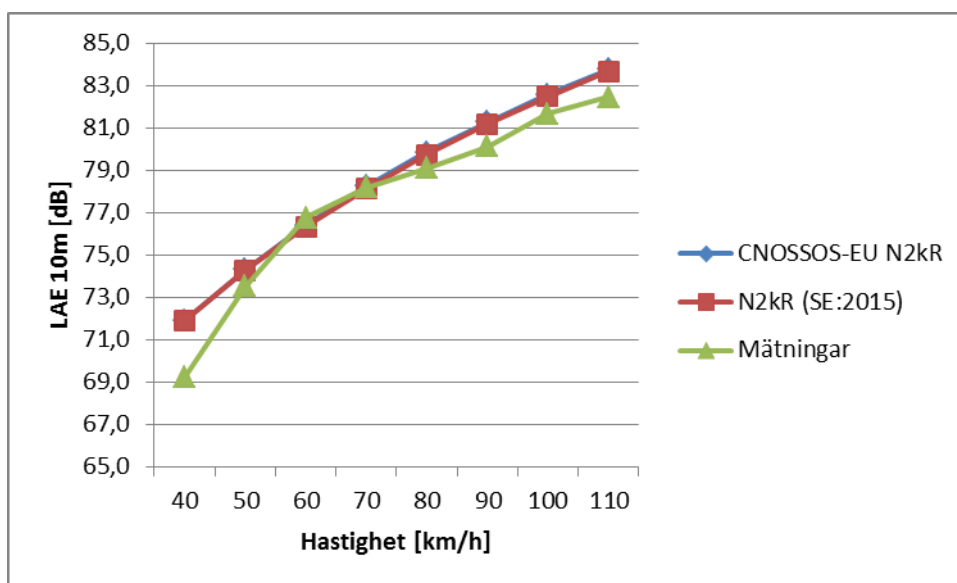


Figur 70 A-vägd ljudexponeringsnivå [dB] på 10 m avstånd, ABS 0/16, som funktion av hastighet [km/h] för tunga fordon enligt CNOSSOS-EU med och utan anpassning till N2kR.

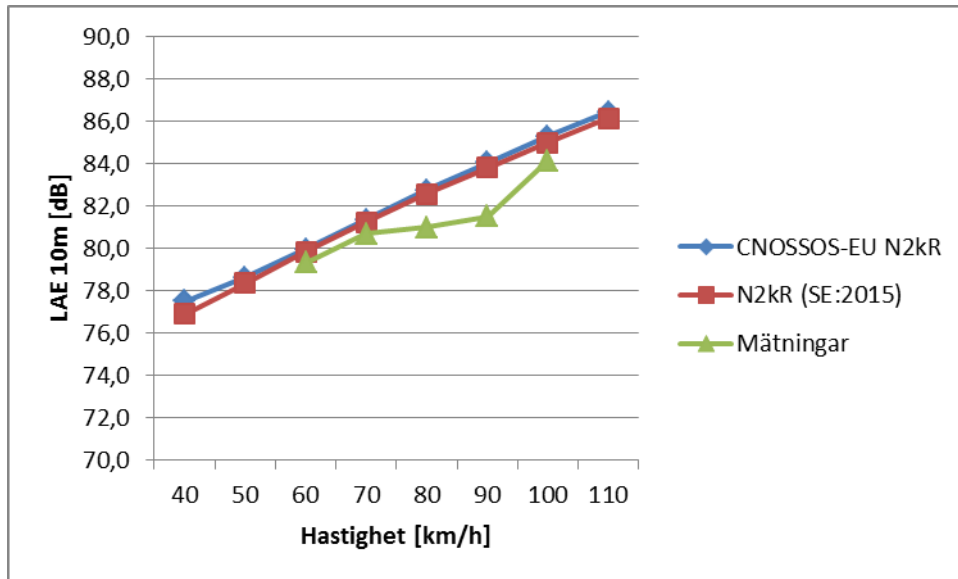
För kategori 2 och kategori 3 fordon är bidraget från framdrivningsljudet till den totala ljudeffekten större än för kategori 1 fordon, vilket förklarar en del av de kvarstående skillnaderna.

5.4.2 jämförelse med uppdaterad Nord2000 Road (SE:2015)

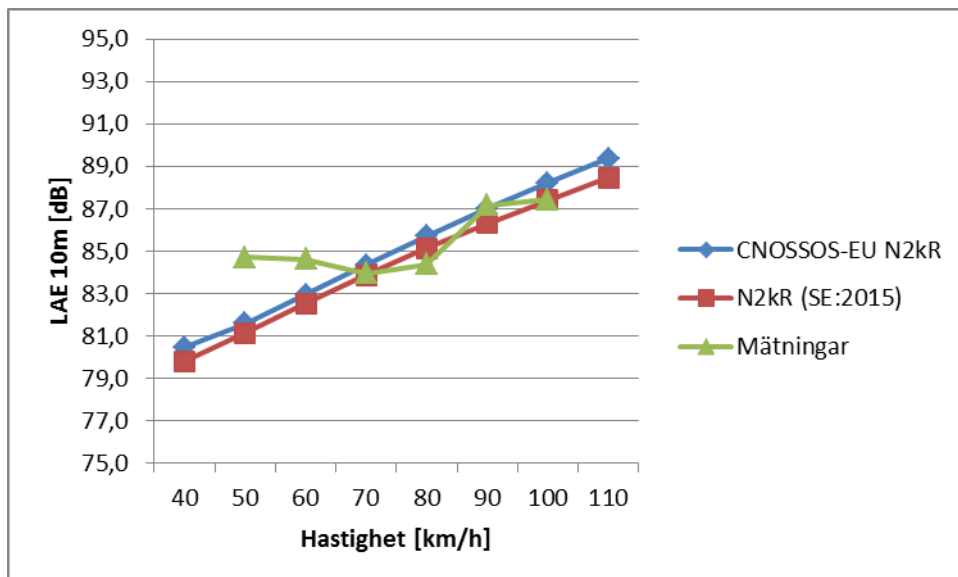
I figurer Figur 71 - Figur 73 visas A-vägd ljudexponeringsnivå på 10 m avstånd för modellberäkningar jämfört med mätningar för CNOSSOS-EU med anpassning enligt Tabell 8 (CNOSSOS-EU N2kR) och för Nord2000 Road med nya anpassningar enligt Tabell 6 och Tabell 7 (N2kR (SE:2015)). Överensstämmelsen mellan beräkningsmodellerna med anpassningarna är god för avståndet 10 m. Ingen jämförelse har gjorts för längre avstånd i denna rapport.



Figur 71 A-vägd ljudexponeringsnivå [dB] på 10 m avstånd, ABS 0/16, som funktion av hastighet [km/h] för kategori 1 (lätta) fordon. Modeller med uppdaterade korrekationer.



Figur 72 A-vägd ljudexponeringsnivå [dB] på 10 m avstånd, ABS 0/16, som funktion av hastighet [km/h] för kategori 2 (medeltunga) fordon. Modeller med uppdaterade korrekationer.



Figur 73 A-vägd ljudexponeringsnivå [dB] på 10 m avstånd, ABS 0/16, som funktion av hastighet [km/h] för kategori 3 (tung) fordon. Modeller med uppdaterade korrekationer.

5.5 Maximalnivåer

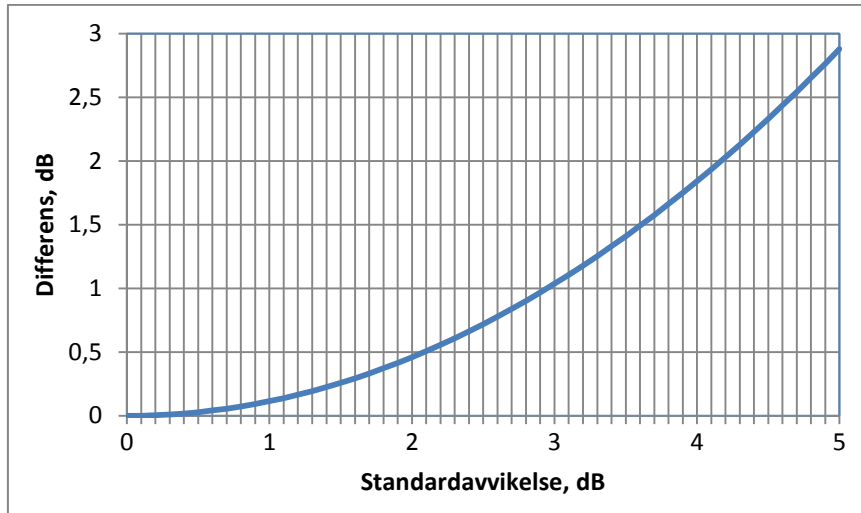
CNOSSOS-EU innehåller inga maximalnivåberäkningar men det är fullt möjligt att med rimlig noggrannhet bestämma dessa utifrån ljudeffektnivåer på motsvarande sätt som görs i Nord2000 Road. T.ex. kan man för korta avstånd beräkna ljudexponeringsnivån från ljudeffektnivån och sedan beräkna maxnivån enligt beräkningarna i bilaga 3. På längre avstånd förenklas beräkningarna i det avseendet att man inte behöver ta hänsyn till fordonens längd.

Eftersom ljudeffektnivåerna är en form av energimedelvärde blir beräknade maximalnivåer en typ av medelvärde. Beroende på maximalnivåns definition kan det därför vara nödvändigt att korrigerade beräknade värdena med statistiska metoder.

För en normalfördelning med standardavvikelsen s ges sambandet mellan energimedelvärde L_{em} och aritmetiskt medelvärde \bar{L} av

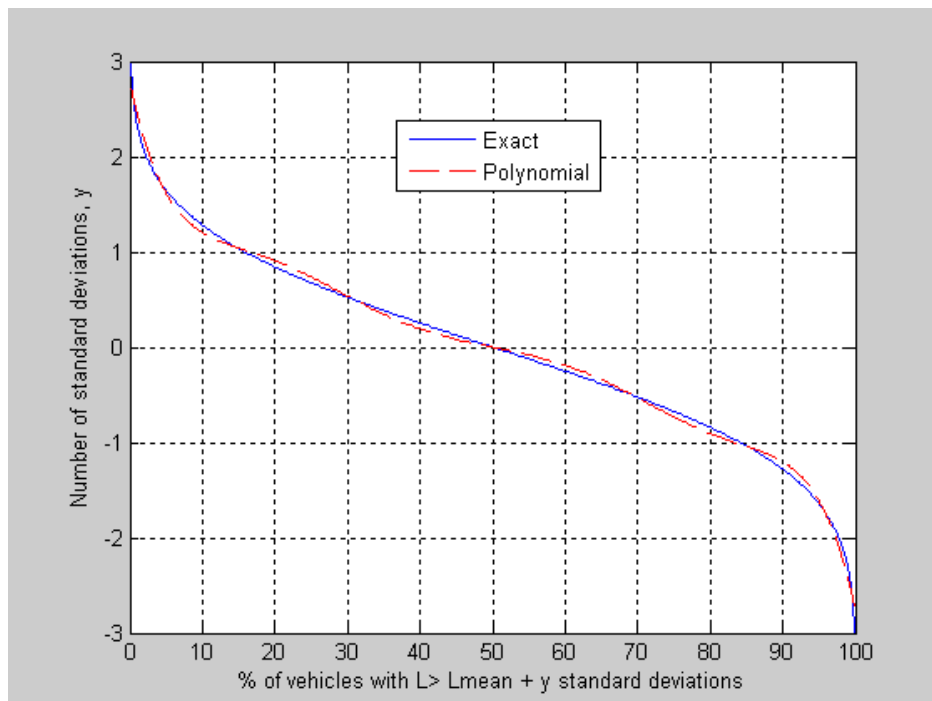
$$L_{em} - \bar{L} = 0,05 \ln(10) \cdot s^2 \quad (7)$$

Ekvation (7) illustreras i Figur 74.



Figur 74 Differens mellan energimedelvärde och aritmetisk medelvärde för en normalfördelad variabel

I Sverige gäller att en viss L_{AFmax} inte får överskridas mer än ett visst antal gånger under en viss tidsperiod, t.ex. 5 ggr under en natt eller timme. För att kunna beräkna denna nivå måste den statistiska fördelningen av trafiken under natten vara känd. Med en normalfördelning kan då L_{AFmax} bestämmas från Figur 75.



Figur 75 Funktionen $y = P(x)$. Percentil av enstaka händelser med en maximal ljudtrycksnivå, som överskrider med ett visst antal standardavvikelser det aritmetiska medelvärdet hos en normalfördelning av maximalnivåer.

Figur 75 kan approximeras av polynomet $P(x)$ som ges i Tabell 9.

Tabell 9 Polynom P(x)

koefficient	
-0,00000000001130	x7
0,00000000395695	x6
-0,00000055493824	x5
0,00003978754303	x4
-0,00154675475318	x3
0,03207776088465	x2
-0,35743879311349	x
2,76935096017743	

Den n :e högsta nivån hos N fordon som passerar under en specificerad tidsperiod ges av ekvation (8).

$$L_{AF\max,n} = \overline{L_{AF\max}} + P\left(\frac{100 \cdot n}{N}\right) \cdot s \quad (8)$$

Percentiler och fördelning av maximalnivån ges av ekvation (9).

$$L_{\max,p} = \overline{L_{\max}} + y \cdot s \quad (9)$$

där

$L_{\max,p}$ är maximalnivån överskriden av p % av händelserna,

$\overline{L_{\max}}$ är det aritmetiska medelvärdet av L_{\max} för alla händelser,

s standardavvikelsen för maximalnivåerna,

y är antalet standardavvikelser som ges av Figur 75 eller polynom P(x) i Tabell 9.

6 Inverkan av körmönster, acceleration, retardation och gradienter

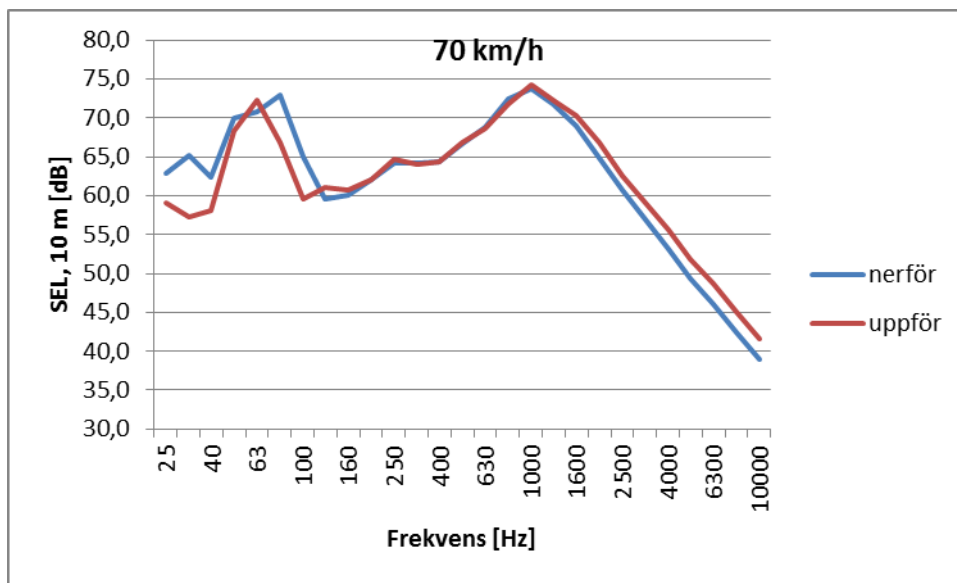
För att undersöka inverkan av gradienter och acceleration närmare utfördes mätningar av fordonspassager i en backe med 3,8 % stigning utanför Ulricehamn. Mer detaljerad beskrivning av mätplats och mätningarna redovisas i bilaga 1.

6.1 Ljudemission från enskilda fordon

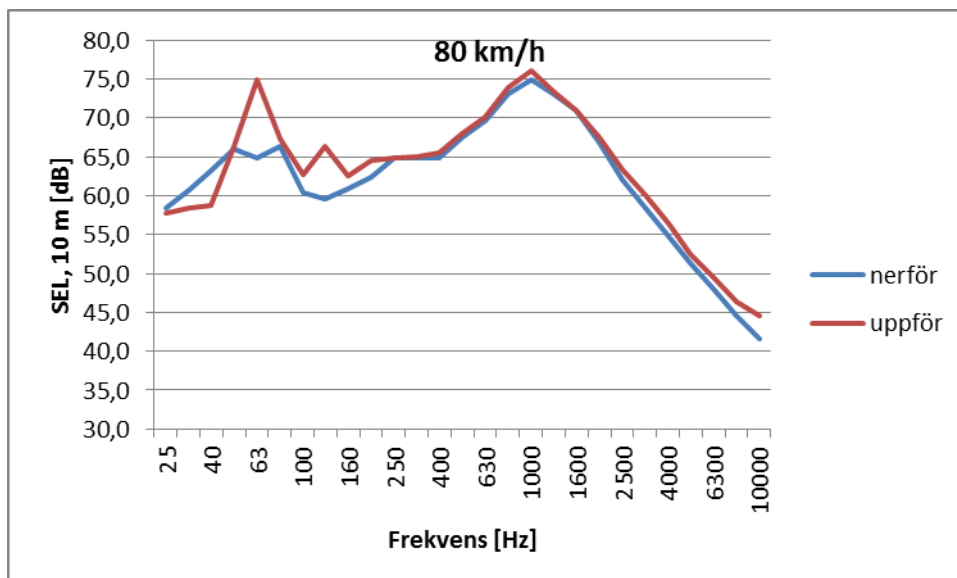
6.1.1 Lätta fordon (kategori 1)

Figur 76 visar spektrum av ljudexponeringsnivån för enskilda fordonspassager vid 70 km/h och Figur 77 visar samma sak vid 80 km/h för fordon som kör med konstant hastighet uppför eller nerför backen.

Resultaten visar att det finns skillnader i ljudexponeringsnivån vid enstaka frekvensband vid låga frekvenser under 200 Hz från fordonen som kör uppför eller nerför backen. I detta frekvensområde har drivlineljudet betydelse. Detta kan t.ex. bero på skillnader i varvtal på motorerna, olika växlar eller skillnader i konstruktion mellan de enskilda fordonen. Den totala A-vägda ljudexponeringsnivån bestäms emellertid till största delen av rullningsljudet, som inte märkbart påverkas av stigningen. Skillnaderna ligger inom den normala spridningen mellan olika fordon. Slutsatsen vi kan dra är att vi inte behöver ta hänsyn till att korrigera ljudemissionen för personbilar i backe för att beräkna den totala nivån, åtminstone inte vid lutningar under ca 4%. Den ökade/minskade belastningen på motorn vid konstant hastighet i backe ska motsvara den belastning som motorn utsätts för vid motsvarande konstant acceleration eller retardation.



Figur 76 Uppmätt ljudexponeringsnivå på 10 m avstånd 4 m höjd vid 3,8% gradient. Kategori 1 fordon vid 70 km/h.

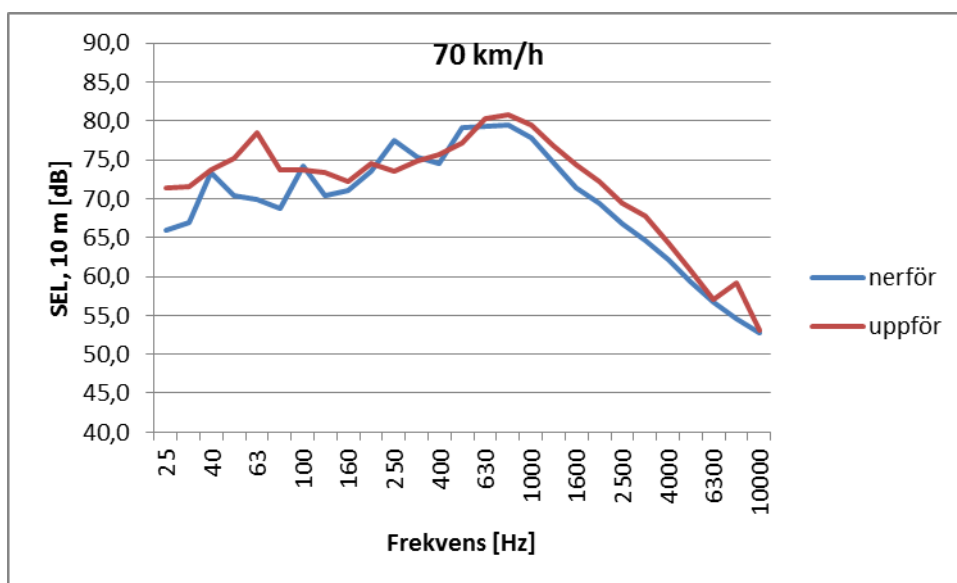


Figur 77 Uppmätt ljudexponeringsnivå på 10 m avstånd 4 m höjd vid 3,8% gradient. Kategori 1 fordon vid 80 km/h.

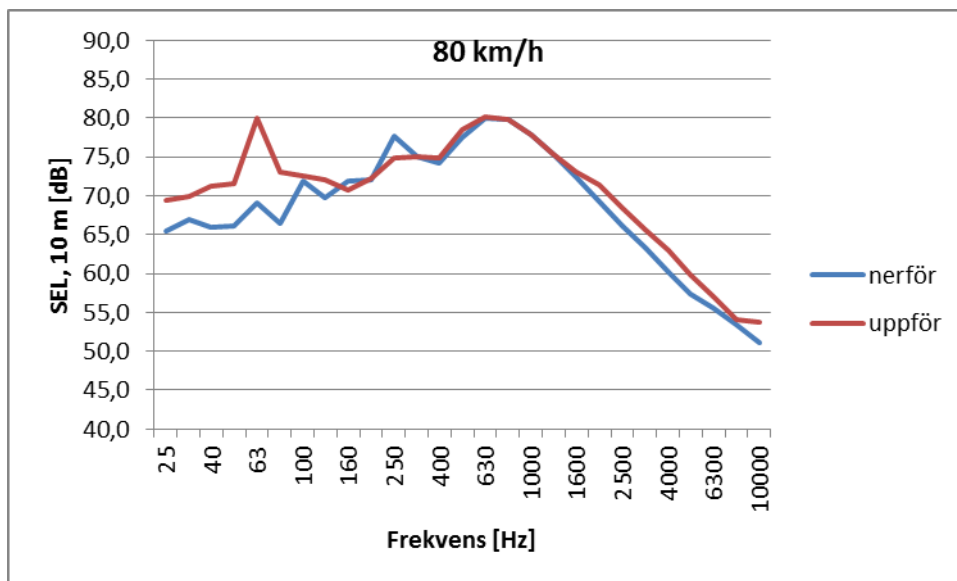
6.1.2 Tunga fordon (kategori 3)

Figur 78 och Figur 79 visar motsvarande resultat för tunga lastbilar i kategori 3 som för personbilar tidigare. Spektrum av ljudexponeringsnivån på 10 m avstånd för enskilda passager vid 70 respektive 80 km/h.

Resultaten visar att generellt ökar det lågfrekventa ljudet (< 200 Hz) för lastbilen som kör uppför backen jämfört med nerför backen. Kurvorna visar också variationer vid enstaka frekvensband, vilket kan bero på variationer i drivlinan som varvtal och motorns tändfrekvens, samt ljudgenerering i växellåda t.ex. Generellt verkar även det högfrekventa ljudet påverkas av belastningen på motor och växellåda, då högre ljudexponering mäts upp för lastbilarna som kör uppför backen.



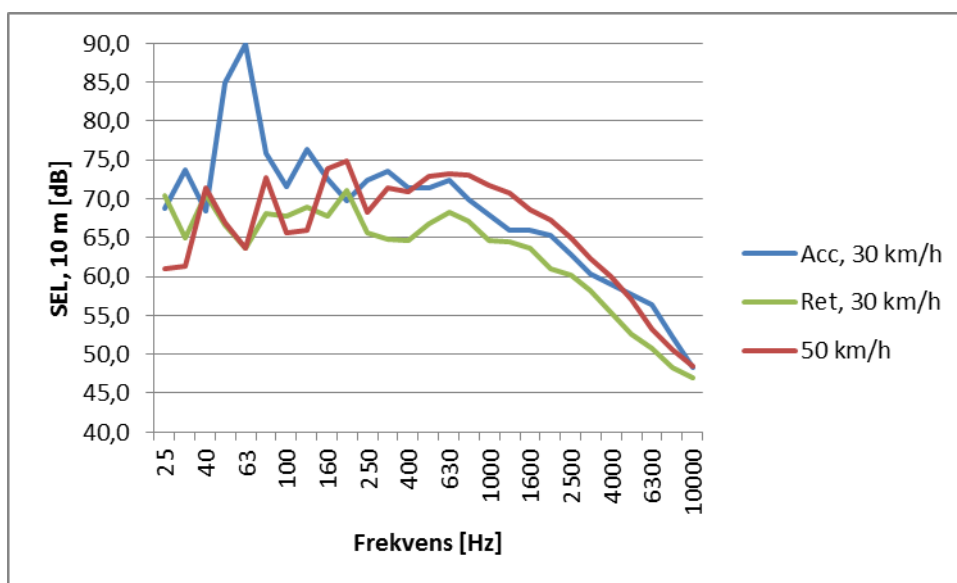
Figur 78 Uppmätt ljudexponeringsnivå på 10 m avstånd 4 m höjd vid 3,8% gradient. Kategori 3 fordon vid 70 km/h.



Figur 79 Uppmätt ljudexponeringsnivå på 10 m avstånd 4 m höjd vid 3,8% gradient. Kategori 3 fordon vid 80 km/h.

Förutom mätningarna i backe fanns en busshållplats strax intill en av mätplatserna. Figur 80 visar resultaten för 3 st 3-axliga fordon i kategori 3 där en buss retarderade för att stanna vid hållplatsen, en buss startade och accelererade förbi mätplatsen och en 3-axlig lastbil som passerade förbi i konstant hastighet ca 50 km/h. Medelhastigheten inom mätsträckan för bussarna som stannade vid hållplatsen var ca 30 km/h. Spektrum av ljudexponeringsnivån på 10 m visas.

De A-vägda ljudexponeringsnivåerna var 78,4 för den accelererande bussen, 74,5 för den retarderande bussen samt 80,2 för lastbilen i konstant hastighet. Den accelererande bussen har tydligt mer lågfrekvent ljud, medan den retarderande bussen och lastbilen i konstant hastighet visar tämligen lika lågfrekvent framdrivningsljud. Vid högre frekvenser bidrar även rullningsljudet från däck/väg kontakten till ljudemissionen



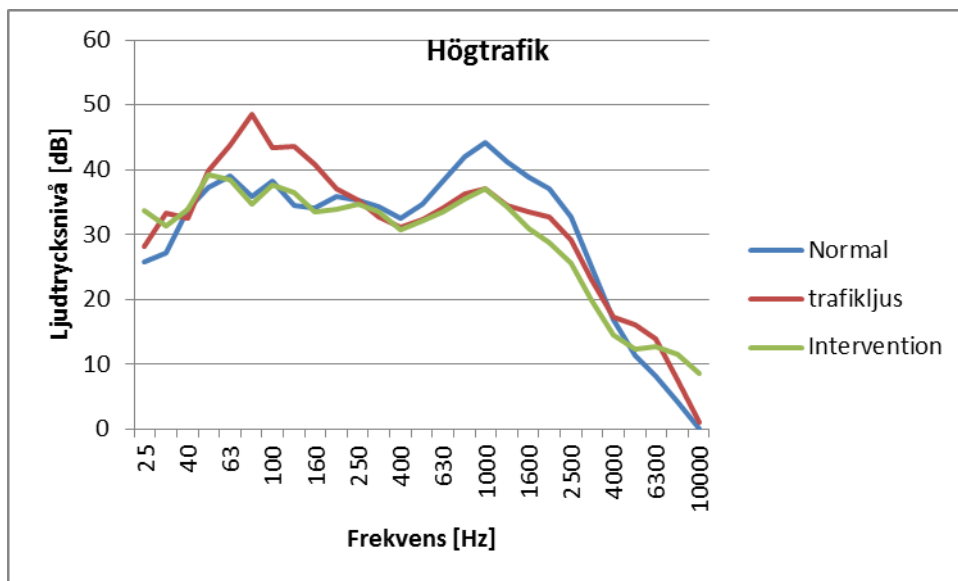
Figur 80 Uppmätt ljudexponeringsnivå på 10 m avstånd 4 m höjd vid busshållplats. Kategori 3 fordon som accelererar, retarderar respektive förbipassage i konstant hastighet.

6.2 Blandad trafik

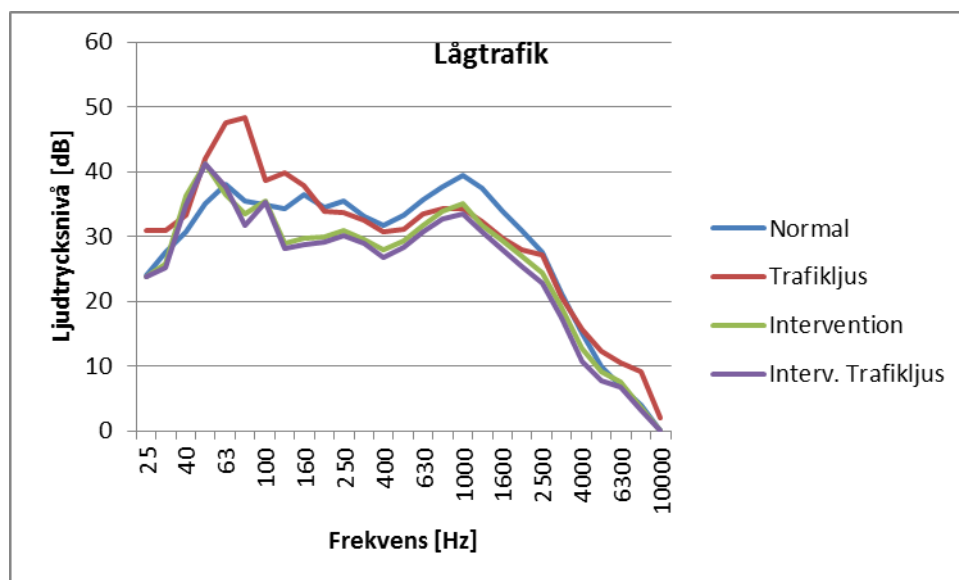
Mätningarna på enskilda fordon visar att ljudemissionen från tunga fordon påverkas mer av acceleration och gradienter än lätta fordon. Samtidigt har trafikens hastighet stor betydelse för den totala ekvivalenta ljudtrycksnivån. Detta innebär också att totala ljudbilden påverkas av trafiksammansättningen och trafikflödet. I urbana miljöer dominerar personbilar och medeltunga fordon som bussar och distributionslastbilar medan tunga fleraxliga lastbilar är vanligare i landsvägstrafik utanför städernas centraldelar.

Tidigare mätningar på ljud i korsningar och rondeller har också gjorts, se t.ex. (17). Slutsatserna från rapporten var att de undersökta rondellerna var tystare än korsningarna tack vare att trafikflödet är jämnare och hastigheterna lägre genom rondellen. Nära rondellens mitt var ljudnivåerna lägst eftersom hastigheten var lägre där och ljudnivån ökade med avståndet när bilarna accelererar upp till högre hastigheter längre ut från rondellen. Samtidigt påverkades den totala ljudnivån av fordon i andra riktningen som retarderade och sänkte hastigheten.

Vid en intervention för att utvärdera effekterna av olika åtgärder för att förbättra trafiksituationen längs en genomfartsled genom Norrby i centrala delarna av Borås genomfördes bullermätningar på ett torg i närheten av leden. Flera åtgärder genomfördes för att sänka hastigheten hos fordonen, t.ex. skyltning, avsmalnande väg och mötande trafik. I Figur 81 och Figur 82 visas resultaten från ett urval av ljudmätningarna på torget dels under en episod med högtrafik samt en episod med lågtrafik före och under interventionen.



Figur 81 Uppmätt ljudtrycksnivå vid genomfartsled i Norrby, Borås, vid högtrafik. "Normal" - trafik med konstant hastighet (grön ljussignal), "Trafikljus" - omslag från röd till grön trafiksignal, "Intervention" - sänkt konstant hastighet.



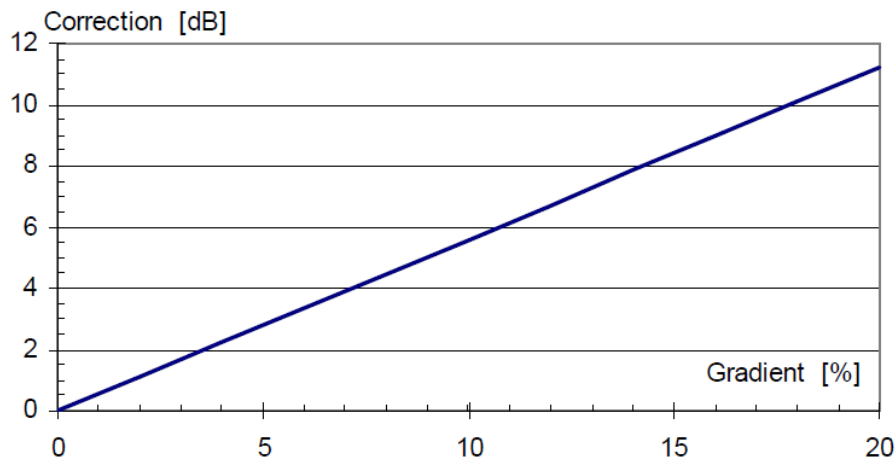
Figur 82 Uppmätt ljudtrycksnivå vid genomfartsled i Norrby, Borås, vid lågtrafik. "Normal" - trafik med konstant hastighet (grön ljussignal), "Trafikljus" - omslag från röd till grön trafiksignal, "Intervention" - sänkt konstant hastighet, "Interv. Trafikljus" - sänkt hastighet och omslag från röd till grön trafiksignal.

Kurvorna visar spektrum av ljudtrycksnivån på torget dels vid normal ostörd trafik med jämnt flöde förbi mätplatsen, dels när trafikljus slog om från rött till grönt och trafiken accelererade, samt vid interventionen med sänkta hastigheter, men jämnt flöde. Skyltad hastighet är 50 km/h. I lågtrafikmätningen förekom också en situation när trafikljus slog om under interventionen. Resultaten visar att den totala A-vägda ljudtrycksnivån på mätplatsen bestäms till stor del av fordonens hastighet. Hastigheten är högst i normalsituationen. När trafikljuset slår om från rött till grönt och bilar accelererar från stillastående ökar den lågfrekventa ljudnivån (< 200 Hz) markant, medan den A-vägda nivån inte påverkas alls lika mycket. Inverkan från trafikljuset på den A-vägda ljudnivån är i denna mätning liknande den av interventionen med sänkt hastighet.

6.3 Tillämpning

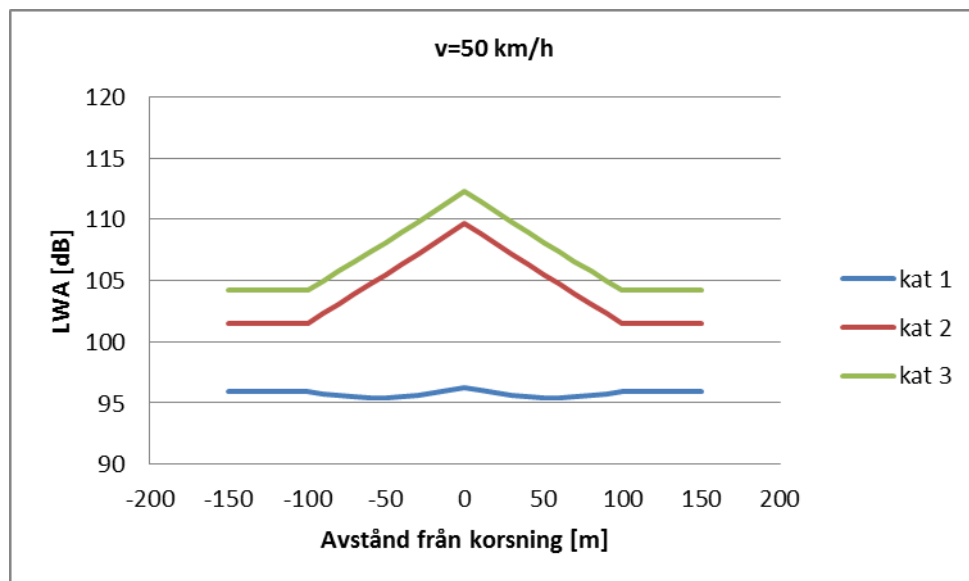
Mätningarna ovan visar att för personbilar påverkas inte bulleremissionen nämnvärt av en backe, åtminstone inte med lutningar under ca 4%. Detta borde därmed också gälla vid motsvarande accelerationer i urbana miljöer. Dock är accelerationer ofta högre än så i samband med start och stopp vid exempelvis rödljus och korsningar. I rondeller är körstilen jämnare och accelerationerna därmed mindre och påverkan på framdrivningsljudet borde därför kunna försummas för personbilar. Vid låga hastigheter < 30 km/h och vid korsningar kan accelerationen ha betydelse för bulleremissionen även för personbilar. Exemplet ovan visar också att för tunga fordon är det rimligt att korrigera framdrivningsbullret, framförallt vid låga frekvenser för acceleration eller lutningar. Både den generella nivån samt enskilda frekvenskomponenter påverkas.

I CNOSSOS-EU modellen ges möjlighet att korrigera för acceleration och retardation samt gradienter (10). Även i Nord2000 Road anges korrektioner som kan användas för kategori 2 och 3 fordon vid väggradienter, se Figur 83. I användarmanualen till Nord 2000 Road (7) anges också att framdrivningsbullret ska korrigeras med + 3dB i stadstrafik och start/stopp förhållanden, vilket verkar vara motiverat att använda.



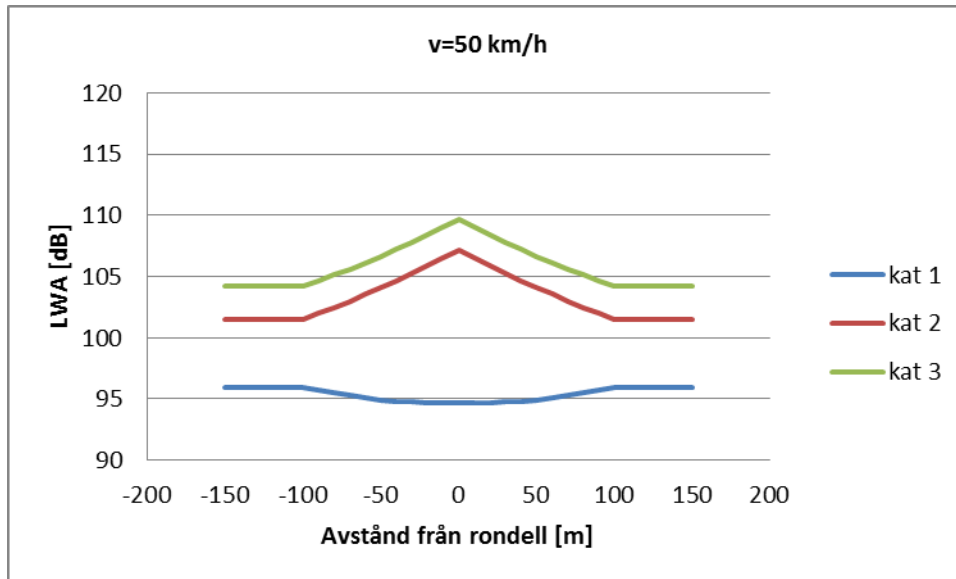
Figur 83 korrektion att addera till a_p för kategori 2 och kategori 3 fordon enligt Nord2000 Road.

Figur 84 visar ljudeffektnivån (källstyrkan) från enskilda fordon i CNOSSOS-EU som funktion av avståndet från en korsning för fordonskategorierna 1-3 räknat vid en hastighet på 50 km/h. Korrektionerna i CNOSSOS-EU är oberoende av frekvens, men är avståndsberoende. Ljudeffekten ökar närmare korsningen eller rondellen då inverkan av acceleration ökar. Korrektioner ges både till rullningsljudet och framdrivningsljudet, där rullningsljudet minskar nära korsningen och framdrivningsljudet ökar. Detta ska simulera minskat däck/väg ljud då hastigheten blir lägre, samtidigt som drivlineljudet ökar när motorn belastas under acceleration.



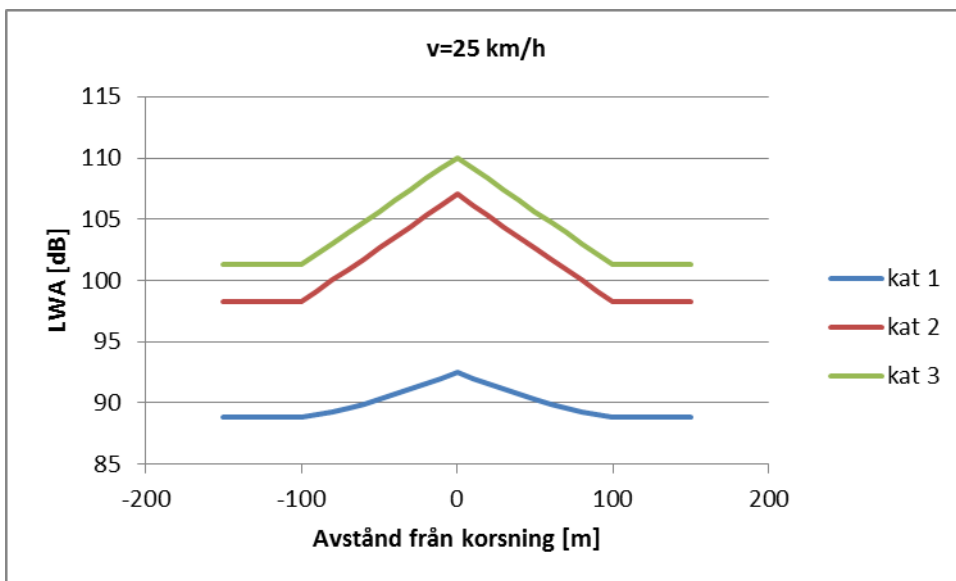
Figur 84 A-vägd ljudeffektnivå enligt CNOSSOS-EU för kategori 1, 2 respektive 3 vid korsning vid 50 km/h.

Figur 85 visar motsvarande korrektioner av källstyrkan (ljudeffektnivån) i CNOSSOS-EU för en rondell. Även här ges korrektioner både till framdrivningsljudet och till rullningsljudet och är oberoende av frekvens men är avståndsberoende. Resultaten är beräknade för hastigheten 50 km/h.

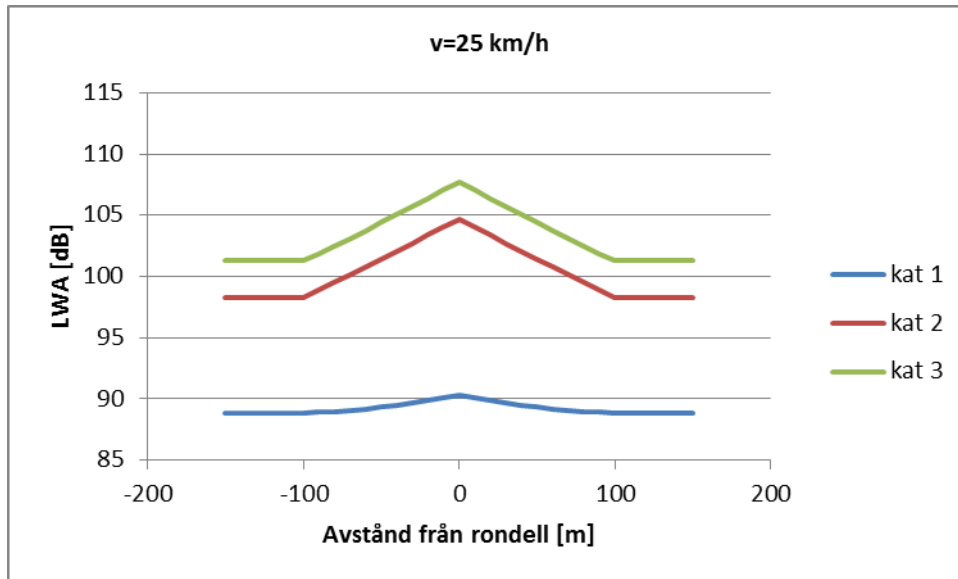


Figur 85 A-vägd ljudeffektnivå enligt CNOSSOS-EU för kategori 1, 2 respektive 3 vid rondell vid 50 km/h.

Motsvarande resultat beräknade vid 25 km/h ges i Figur 86 och Figur 87.



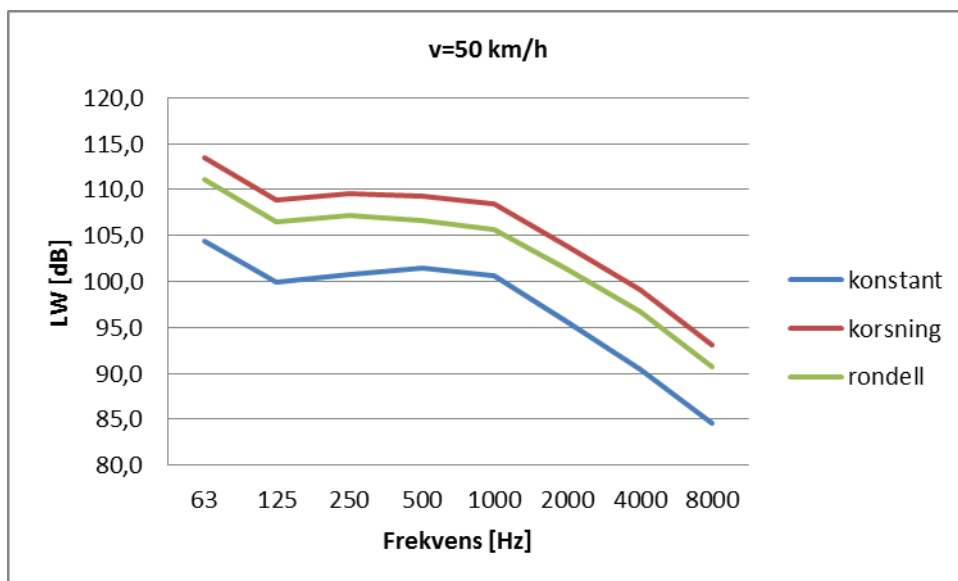
Figur 86 A-vägd ljudeffektnivå enligt CNOSSOS-EU för kategori 1, 2 respektive 3 vid korsning vid 25 km/h



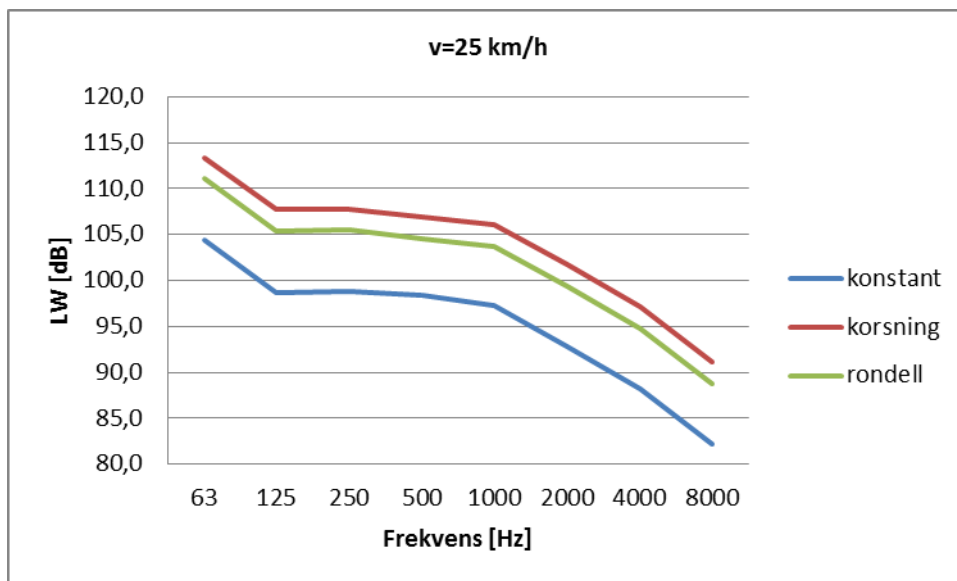
Figur 87 A-vägd ljudeffektnivå enligt CNOSSOS-EU för kategori 1, 2 respektive 3 vid rondell vid 25 km/h.

Enligt modellen blir förändringen av ljudeffektnivån på grund av korsningen eller rondellen större vid lägre hastigheter för lätta kategori 1 fordon, medan hastighetsberoendet är mindre för kategori 2 och kategori 3 fordon. Den A-vägda ljudeffektnivån ökar t.ex. med 3,6 dB vid 25 km/h jämfört med 0,3 dB vid 50 km/h för kategori 1 fordon i en korsning. Rondeller ger ca 1 dB lägre ljudeffektnivå för kategori 1 fordon jämfört med konstant hastighet i 50 km/h, medan de ger en ökning med ca 1 dB jämfört med konstant hastighet i 25 km/h.

En jämförelse visar att enligt CNOSSOS-EU modellen ger rondeller något lägre ljudemission jämfört med en korsning. Den totala dygnsekvivalentnivån i närheten påverkas av flera faktorer som trafikammansättningen och trafikmängden över dygnet. Resultaten från modellen är i linje med tidigare erfarenhet (17).



Figur 88 Spektrum enligt CNOSSOS-EU vid 50 km/h för kategori 3 fordon vid konstant hastighet, 0 m från korsning, respektive 0 m från rondell



Figur 89 Spektrum enligt CNOSSOS-EU vid 25 km/h för kategori 3 fordon vid konstant hastighet, 0 m från korsning, respektive 0 m från rondell

Figur 88 och Figur 89 visar jämförelser av spektrum i oktavband för kategori 3 fordon vid konstant hastighet, korsning respektive rondell beräknade med CNOSSOS-EU modellen.

7 Diskussion och slutsatser

Under 2015 genomfördes mätningar av bulleremission från fordon under normal trafik på svenska vägar. Mätningarna gjordes på vägbeläggningar av typen ABS 0/16, vilket är den vanligaste beläggningstypen på svenska vägar med hög trafikbelastning. Även om de utvalda mätplatserna hade samma nominella vägbeläggning finns en spridning i bulleremission i mätningarna med en standardavvikelse på 1,5 dB (vilket ger en mätosäkerhet på ± 3 dB med 95% konfidensintervall, dvs ± 2 standardavvikelser för normalfördelade mätresultat). Skillnaderna beror dels av skillnader i beläggningarna på de olika mätplatserna men också till viss del i skillnader mellan olika fordon och däck. Spridningen i mätresultaten stämmer dock överrens med vad som är förväntat med mätmetoden.

Nord2000 Road överskattar bulleremissionen jämfört med de nya mätningarna. Dock bekräftar mätningarna de befintliga hastighetsberoendena för Nord 2000 Road, både för lätta och tunga fordon. Eftersom befintliga indata till Nord 2000 Road baseras på en större mängd mätningar utförda i framförallt Danmark föreslås inte några förändringar av grunddata till modellen, men en justering av spektrumanpassningstermerna för svenska beläggningar, som bl.a. ska ta hänsyn till inverkan av dubbdäcksanvändningen på vägytan, förslås.

Följande värden föreslås ersätta befintliga korrektioner för spektrumanpassning och ska därför adderas till a_R enligt Nord 2000 Road.

Korrektioner att addera till a_R

250	315	400	500	630	800	1k	1,25k	1,6k	2k	2,5k	3,15k	4k	5k	6,3k	8k	10k
1	1	1	1	1	1	1	1	-1	-2	-3	-4	-5	-4	-3	-2	1

Befintliga spektrumanpassningskoefficienter redovisas i Tabell 1 samt i (8).

Mätningarna visar samtidigt att även framdrivningsbullret överskattas i Nord 2000 Road både för lätta, medeltunga och tunga fordon. För lätta fordon har den svenska fordonsflottan förändrats avsevärt de senaste decennierna, då bränsleförbrukningen minskat och andelen dieselmotorer ökat markant. För tunga fordon har nya emissionskrav införts vilket kan påverka motorljud t.ex. Mätningarna och analyserna som har gjorts i detta projekt kan emellertid inte förklara orsaken fullständigt, utan mer forskning behövs. Mätningarna från 2015 visar att framdrivningsbullret i Nord 2000 Road kan sänkas med 3 dB för att ge bättre överensstämmelse. Ett sätt att hantera detta är att införa en regional korrektion för fordonsflottan i Sverige, på liknande sätt som vi har en korrektion för rullningsljudet. En korrektion på -3 dB föreslås som ska adderas till koefficienten a_p för samtliga fordonskategorier.

Korrektioner att addera till a_p

25	31,5	40	50	63	80	100	125	160	200	250	315	400	500
-3	-3	-3	-3	-3	-3	-3	-3	-3	-3	-3	-3	-3	-3
500	630	800	1k	1,25k	1,6k	2k	2,5k	3,15k	4k	5k	6,3k	8k	10k
-3	-3	-3	-3	-3	-3	-3	-3	-3	-3	-3	-3	-3	-3

Spektrumanpassningstermer för övriga vägytor än ABS 0/16 (skelettasfalt, stenrik asfaltsbetong med 16 mm maximal stenstorlek), vilket är den vanligaste vägbeläggningen för högtrafikerade landsvägar i Sverige, kräver mer omfattande mätdata, men vissa data för en svensk dränserande vägbana presenteras i bilaga 5.

För motorcyklar kan indata baseras på mätdata från tidigare Harmonoise- och Imagineprojekten, även om de är framtagna för sydeuropeiska förhållanden. Vissa

mätdata från mätserien 2015 presenteras i bilaga 2, men ytterligare mätningar behövs då spridningen i resultaten är stora. Även för fordon med alternativa drivlinor som t.ex. el- eller hybridfordon saknas idag tillräckligt underlag för att bestämma tillförlitliga indata till beräkningsmodellerna för svenska förhållanden. CNOSSOS-EU modellen har en särskild kategori reserverad för dessa typer av fordon.

CNOSSOS-EU underskattar tydligt bullernivåerna för svenska förhållanden och har också ett annat hastighetsberoende, varför en hastighetsberoende korrektion till rullningsljudet beroende på fordonskategori föreslås enligt:

Fordonskategori, m	$a_{i,m}$ 63	$a_{i,m}$ 125	$a_{i,m}$ 250	$a_{i,m}$ 500	$a_{i,m}$ 1000	$a_{i,m}$ 2000	$a_{i,m}$ 4000	$a_{i,m}$ 8000	β_m
1	3,6	3,6	3,6	3,6	3,6	3,6	3,6	3,6	4,2
2	5,0	5,0	5,0	5,0	5,0	5,0	5,0	5,0	10,4
3	4,9	4,9	4,9	4,9	4,9	4,9	4,9	4,9	8,1

Observera att dessa korrektioner är framtagna baserat på de koefficienter som anges i (10). Om andra koefficienter tas fram behöver även korrektionerna anpassas. De föreslagna korrektionerna är här oberoende av frekvens. Genom att även införa frekvensberoende korrektioner kan förmodligen även noggrannheten i spektrum förbättras. Korrektionerna är anpassade för att ge bra överensstämmelse för ljudexponering på korta avstånd. I denna rapport görs inga jämförelser för längre avstånd, vilket kan vara relevant för bullerkartläggningar t.ex.

I Sverige ställer vi krav på maximalnivåer och antal händelser nattetid i våra regelverk. Maximalnivåer föreslås kunna beräknas på i princip samma sätt i CNOSSOS-EU som görs i Nord2000 Road, men här behövs dock mer arbete för att ta fram en tillförlitlig metod. Maximalnivån är beroende av avståndet till bullerkällan, men också av bullerkällans längd och hastighet. För att få rätt hastighets och avståndsberoende för maximalnivån behövs en bättre beskrivning av hur ljudet fördelas över ljudkällan, speciellt vid långa fordon, vilka ofta också genererar de högsta bullernivåerna.

För att beräkna trafikbuller vid olika körförhållanden t.ex. i urbana områden med accelerationer eller retardationer i samband med korsningar eller rondeller föreslås att metoderna i CNOSSOS-EU eller Nord2000 Road för tunga fordon tillämpas. CNOSSOS-EU ger korrektioner av totala ljudeffekten som funktion av avståndet till rondeller och korsningar samt för gradienter för samtliga fordonskategorier. Enligt Nord 2000 Road ska framdrivningsbullret för tunga fordon (kategori 2 och 3) höjas med 3 dB vid simulering av urban trafik med inverkan av t.ex. start och stopp vid trafikljus. Mätningar som utfördes i backe, samt vid en busshållplats stödjer dessa antaganden. Dessutom visar en interventionsstudie i stadsdelen Norrby i Borås på samma effekter. Framförallt lågfrekvent buller, som kan vara viktigt för inomhusnivåer, påverkas av accelerationer, trafikljus etc., samtidigt som den A-vägda ekvivalentnivån beror mer av hastigheten. Vid låga hastigheter < 30 km/h kan framdrivningsbullret för kategori 1 fordon korrigeras enligt CNOSSOS-EU vid korsningar.

Källmodellen i Nord2000 Road tillåter separering av rullningsljud och framdrivningsljud från mätningar i verklig trafik. För CNOSSOS-EU modellen är detta svårare på grund av att de två punktkällorna har samma position. Att separera rullnings- och framdrivningsljud i modellen kan vara fördelaktigt för att kunna separera däcksbuller och fordonsbuller för uppföljning av lagstiftning av däck respektive fordon.

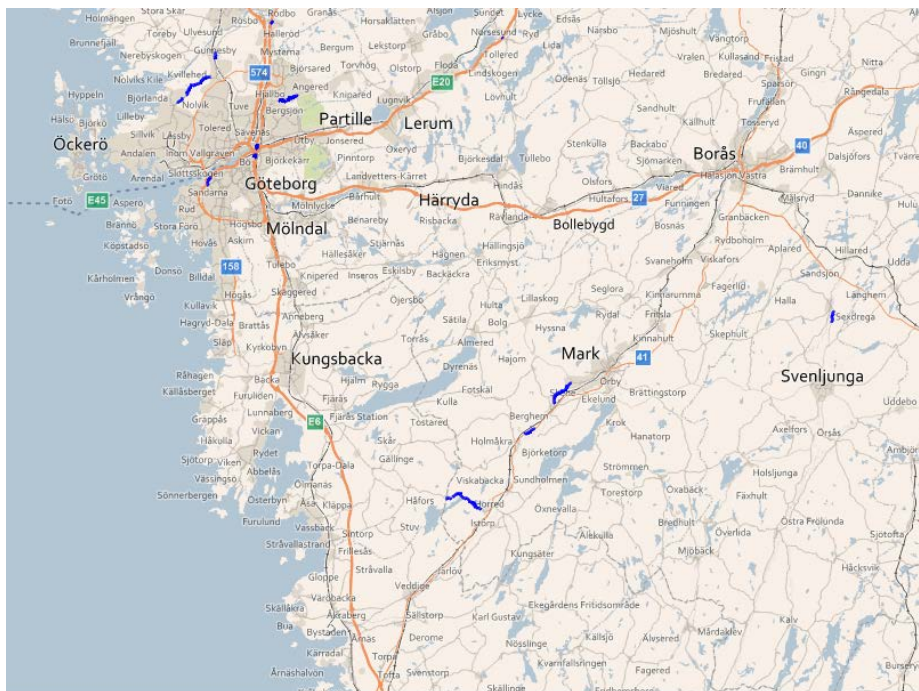
8 Referenser

1. EUROPAPARLAMENTETS OCH RÅDETS FÖRORDNING (EU) nr 540/2014 av den 16 april 2014 om motorfordons ljudnivå och om utbytesljuddämpningssystem och om ändring av direktiv 2007/46/EG och om upphävande av direktiv 70/157/EEG.
2. **Trafikanalys**. Fordon 2015. Statistik 2016:4.
3. EUROPAPARLAMENTETS OCH RÅDETS DIREKTIV 2007/46/EG av den 5 september 2007 om fastställande av en ram för godkännande av motorfordon och släpvagnar till dessa fordon samt av system, komponenter och separata tekniska enheter som är avsedda för sådana fordon.
4. **Paviotti, M. och Kephapoulos, S.** *Measurement campaigns for mopeds ,scooters and motorbikes. Final report. IMAGINE Improved Methods for the Assessment of the Generic Impact of Noise in the Environment.* 2006.
5. **Naturvårdsverket; Vägverket; Nordiska ministerrådet.** *Vägtrafikbuller Nordisk beräkningsmodell, reviderad 1996.* 1996. Rapport 4653.
6. **Jonasson, Hans.** *SP rapport 2009:18 Jämförelse mellan Nord2000 Road och 1996 års modell.* u.o. : SP, 2009.
7. **Kragh, Jorgen, o.a., o.a.** *User's Guide Nord2000 Road .* u.o. : Delta, 2006. Report AV1171/06.
8. **Jonasson, Hans G.** *SP Rapport 2006:12 Acoustic Source modelling of Nordic Road Vehicles. Revised 2006-10-17.* Energy Technology. Borås : SP, 2006. SP Rapport.
9. **Plovsing, Birger.** *Proposal for Nordtest Method: Nord2000 – Prediction of Outdoor Sound Propagation.* u.o. : Delta, 27 March 2007, revised 13 January 2014. Report AV 1106/07.
10. **Kephapoulos, Stylianos och Paviotti, Marco.** *Common Noise assessment methods in Europe (CNOSSOS-EU).* u.o. : JRC, 2012. Reference Report EUR 25379 EN.
11. Kommissionens direktiv (EU) 2015/996 av den 19 maj 2015 om fastställande av gemensamma bedömningsmetoder för buller enligt Europaparlamentets och rådets direktiv 2002/49/EG.
12. NT ACOU 109 VEHICLES: DETERMINATION OF IMMISSION RELEVANT NOISE EMISSION. u.o. : Nordtest, 2001.
13. NT ACOU 116: ROAD VEHICLES: DETERMINATION OF NOISE EMISSION. u.o. : Nordtest, 2004.
14. EUROPAPARLAMENTETS OCH RÅDETS FÖRORDNING EG nr 1222/2009 av den 25 november 2009 om märkning av däck vad gäller drivmedelseffektivitet och andra väsentliga parametrar.
15. EUROPAPARLAMENTETS OCH RÅDETS FÖRORDNING (EG) nr 661/2009 av den 13 juli 2009 om krav för typgodkännande av allmän säkerhet hos motorfordon och deras släpvagnar samt av de system, komponenter och separata tekniska enheter som är avsedda för dem.
16. *Comparison between German Road Traffic Noise Calculation Method and new Common Noise Assessment Methods.* **Müller, Julia och Bartolomaeus, Wolfram.** Maastricht : u.n., 2015. Euronoise 2015.
17. **Bredenfeldt, Henrik och Nilsson, Andreas.** *Traffic noise in crossings and roundabouts.* Borås : u.n., 2004. SP rapport: 2004:35.
18. ISO 362-1 Measurement of noise emitted by accelerating road vehicles - Engineering method - Part 1 M and N categories. 2015.
19. *The best prous asphalt pavement in Sweden so far.* **Sandberg, Ulf och Mioduszewski, Piotr.** Melbourne, Austalien : u.n., 2014. Inter-noise.

Bilaga 1 Mätningar och mätplatser

Mätplatserna valdes ut baserat på följande urvalskriterier. Beläggningen skulle vara av den vanligaste typen för svenska vägar med avseende på trafikmängd, dvs skelettasfalt med maximal stenstorlek 16 mm (ABS 0/16). Beläggningen skulle vara i gott skick och mellan 2 – 8 år gammal. För att få en rimlig spridning i hastighet valdes vägavsnitt ut med hastighetsbergränsning mellan 50 – 90 km/h. Vägavsnitt valdes ut i västra Sverige i närheten av Borås för att kunna genomföra mätningarna på respektive mätplats under 1 dag. Vägavsnitten vid mätplatserna skulle vara raka utan kurvor och plana utan backar. Trafikintensiteten skulle vara tillräckligt låg för att kunna mäta enskilda fordonspassager utan störningar från mötande trafik, men samtidigt tillräckligt hög för att kunna samla in tillräckligt med fordonspassager för utvärderingen. Bakgrundsnivån skulle samtidigt vara låg utan störningar från närbelägen verksamhet eller andra vägar.

Vägavsnitten identifierades genom sökning i Trafikverkets vägdatabas PMSV3, där urvalskriterier avseende beläggningstyp, ålder, hastighetsgräns etc. användes. Resultaten presenteras i en karta samt i tabeller. De vägavsnitt som uppfyllde ställda kriterier jämfördes sedan med Google Maps för att hitta lämpliga mätplatser. De möjliga platserna besöktes sedan för ett slutligt urval.



Sökresultat
 — Sökresultat

Exempel på utdata från databasen PMSV3 där vägavsnitt som uppfyller ställda sökkriterier markeras. I detta exempel ABS 0/16, beläggning ålder 2-8 år och hastighetsgräns 70 km/h.

Förutom vägavsnitt med plan mark gjordes en mätning i en backe, men med samma vägbeläggning (ABS 0/16). Slutligen genomfördes också en mätning med en dränerande beläggning längs E4 i Huskvarna. Dock var trafikintensiteten så pass hög längs motorvägen att enskilda fordonspassager inte kunde mätas. Mätningen var i det fallet också påverkad av bakgrundljud från en närbelägen industri.

Mätplatserna sammanställs i tabellen nedan.

	1	2	3	4	5	6
Vägnummer	46	46	157	1607	1607	154
Plats	”Soldalen”, Ubbarp norr om Ulricehamn	”Soldalen” mätning 2	Marbäck	Berghem	Skene	Sexdrega
Beläggningstyp	ABS 0/16	ABS 0/16	ABS 0/16	ABS 0/16	ABS 0/16	ABS 0/16
Vägbredd (m)	13	13	8,2	6,5	6,3	7,2
Skyltad hastighet (km/h)	70	70	80	50	70	80
Beläggningsålder (år)	7	7	2	8	8	8
Mätdatum:	20150626	20150803	20150910	20150820	20150701	20150814
Lufttemperatur (C°)	22	23	17	26	N/A (ca 25)	22
Vindhastighet (m/s)	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	Enstaka vindbyar > 5 Medel < 5
Gradient (%)	0	0	0	0	0	0

	7	8
Vägnummer	157	E4
Plats	Ulricehamn	Huskvarna
Beläggningstyp	ABS 0/16	DPAC
Vägbredd	8,2	11,5
Skyltad hastighet (km/h)	80	90
Beläggningsålder (år)	7	5
Mätdatum:	20150928	20151001
Lufttemperatur (C°)	14	15
Vindhastighet (m/s)	< 5	Vindbyar > 5 Medel < 5
Gradient (%)	3,8	0

Mätningarna utfördes enligt tillämpliga delar av NT ACOU 109 (12) och NT ACOU 116 (13). 4 mikrofonpositioner vid 3 höjder användes; 0,5 m, 1,5 m och 4,0 m på 7,5 m avstånd från fordonsmitt för vägbanan närmast mikrofonerna, samt en mikrofon på 4,0 m höjd på 15-25 m avstånd från fordonsmitt, beroende på hur mätplatsen såg ut. Ljudexponeringen för enskilda fordonspassager mättes för ett vinkelområde motsvarande 5 gånger mätavståndet, dvs integrationen gjordes för $\pm 37,5$ m från mätpositionen.

Foton från utvalda mätplatser:

Mätplats 3. Marbäck



Mätplats 5 Skene:



Mätplats 6 Sexdrega



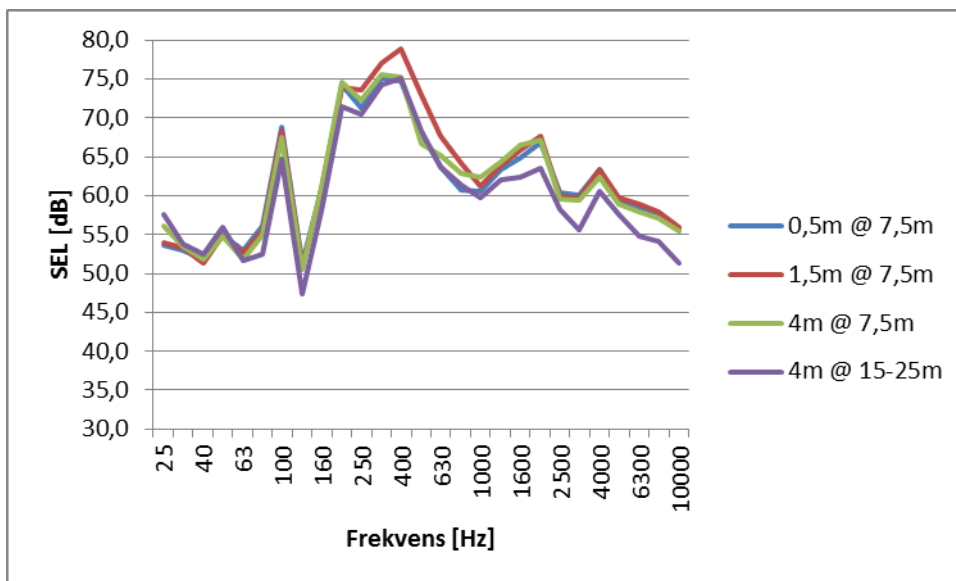
Mätplats 8 Huskvarna



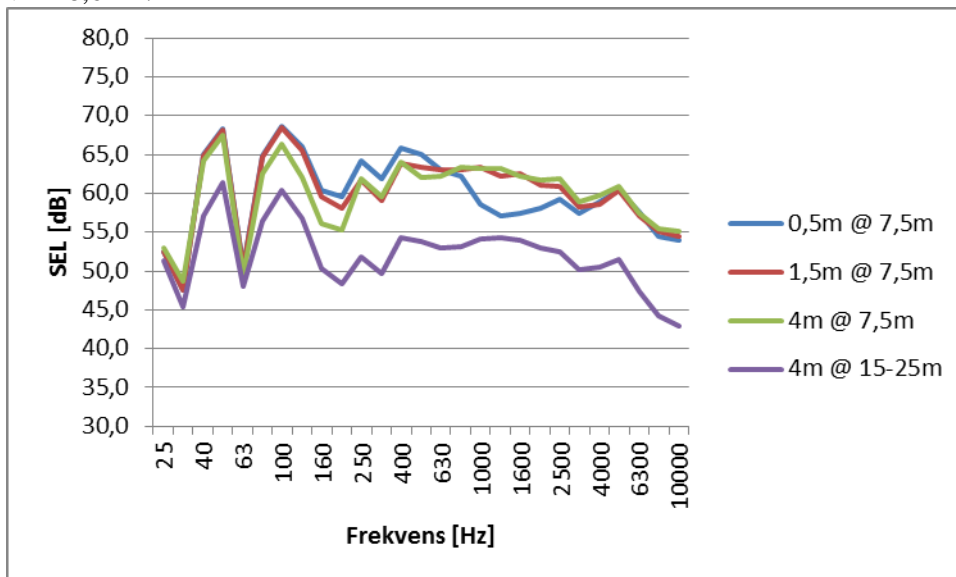
Bilaga 2 Redovisning av mätdata för övriga kategorier

Nedan redovisas mätresultat från passager av enstaka motorcyklar och traktorer som förekom i mätningarna. Underlaget är begränsat varför inga förslag till indata till beräkningsmodellerna har tagits fram, men kan tjäna som information. Kategorierna hänvisar till Nord2000 Road kategorisering av fordonstyper.

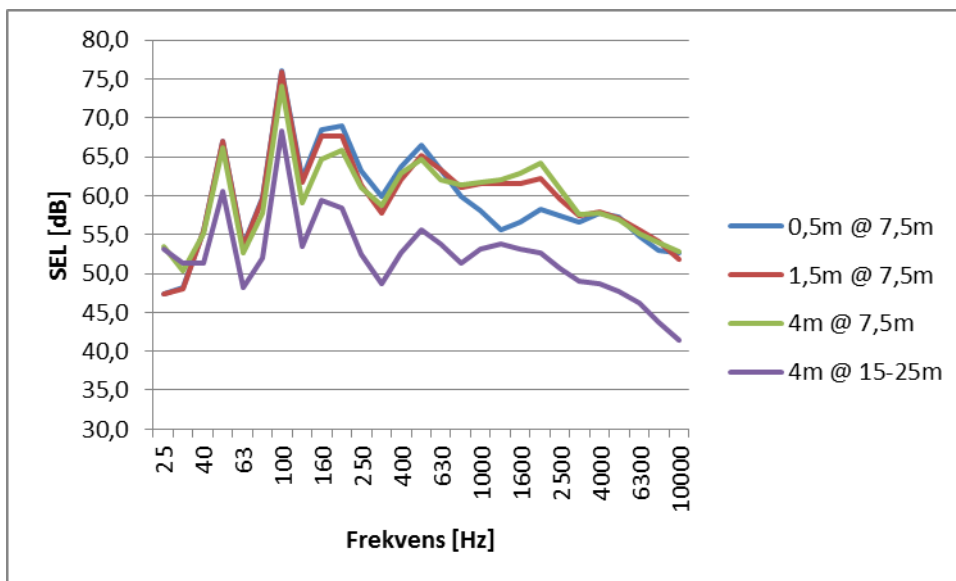
Kategori 5A moped



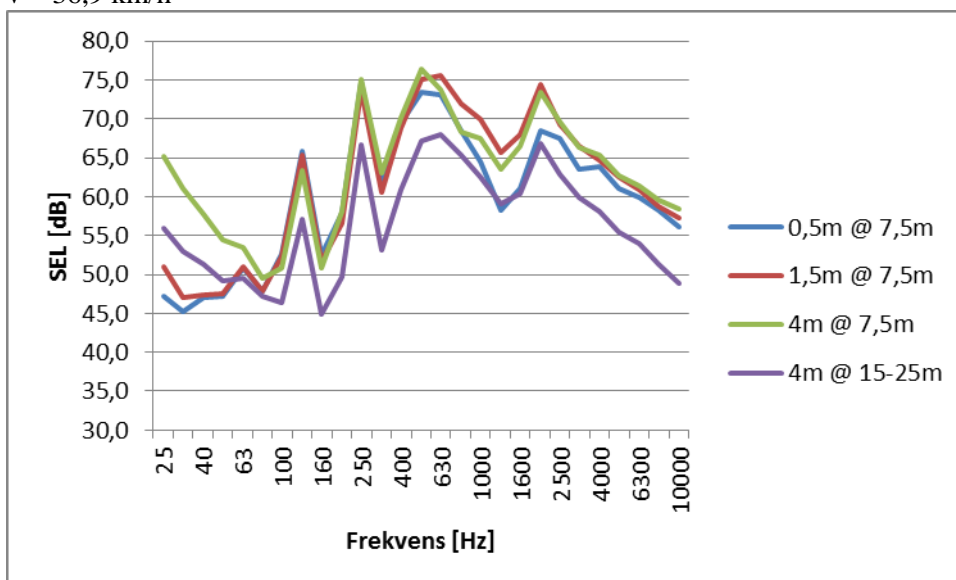
v = 48,6 km/h



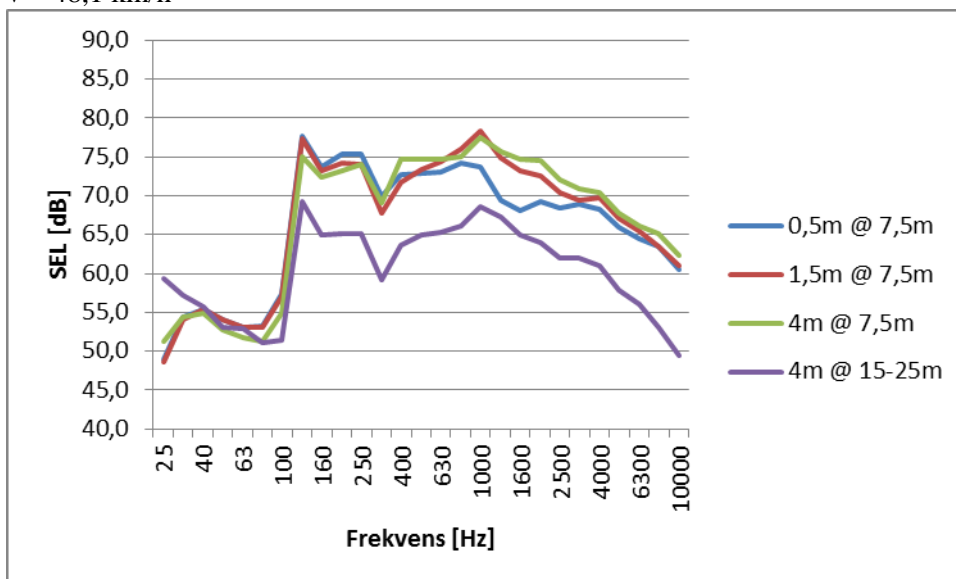
v = 36,9 km/h



$v = 36,9 \text{ km/h}$

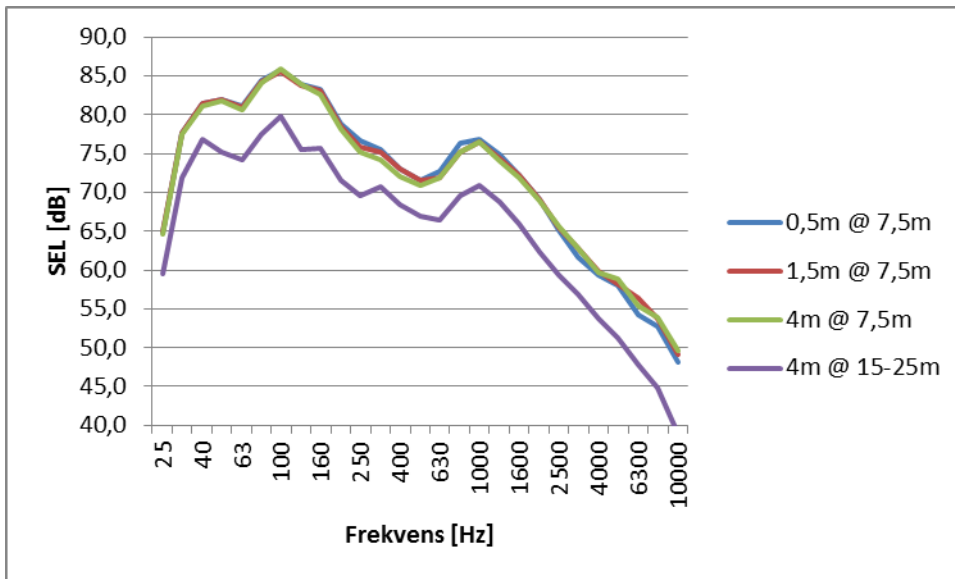


$v = 48,1 \text{ km/h}$

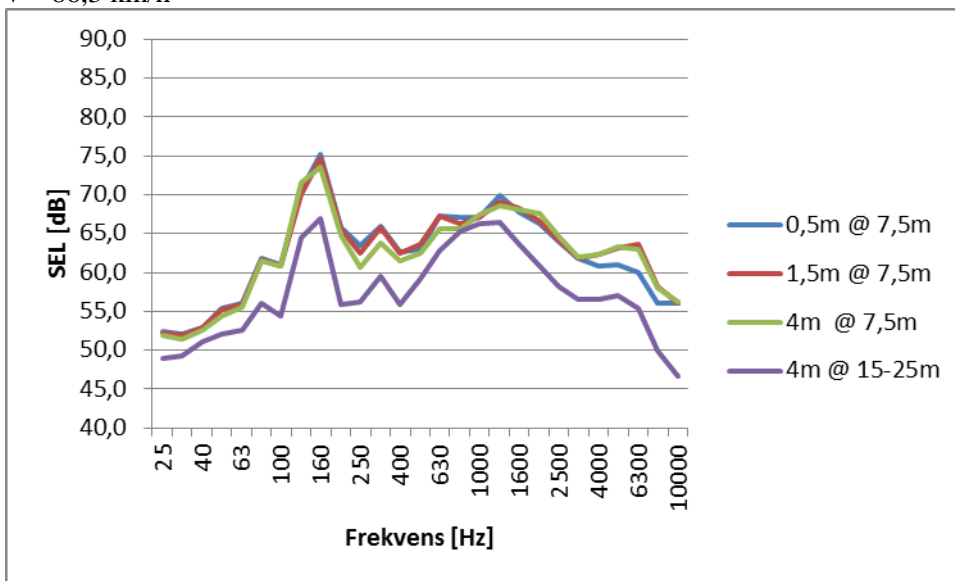


$v = 68,4 \text{ km/h}$

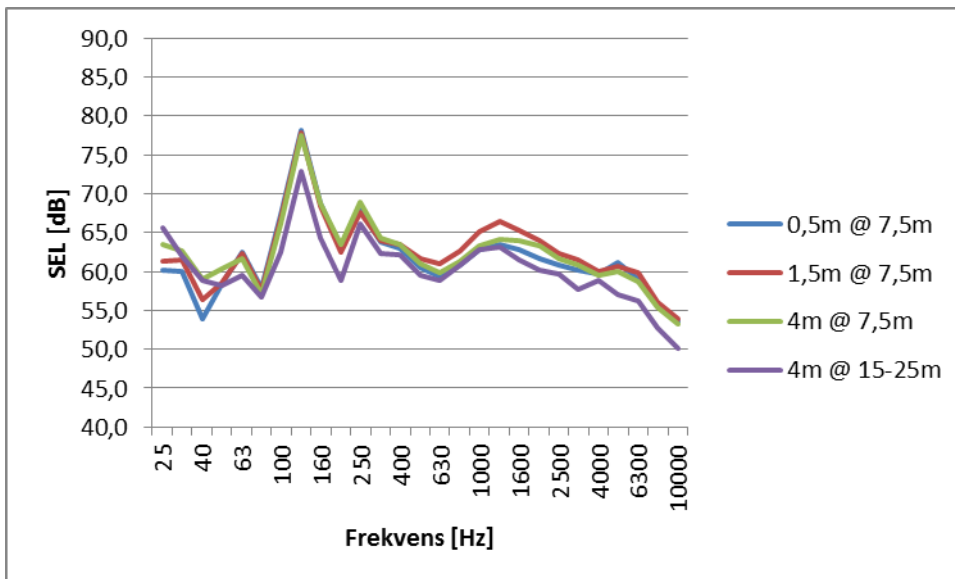
Kategori 5B motorcykel



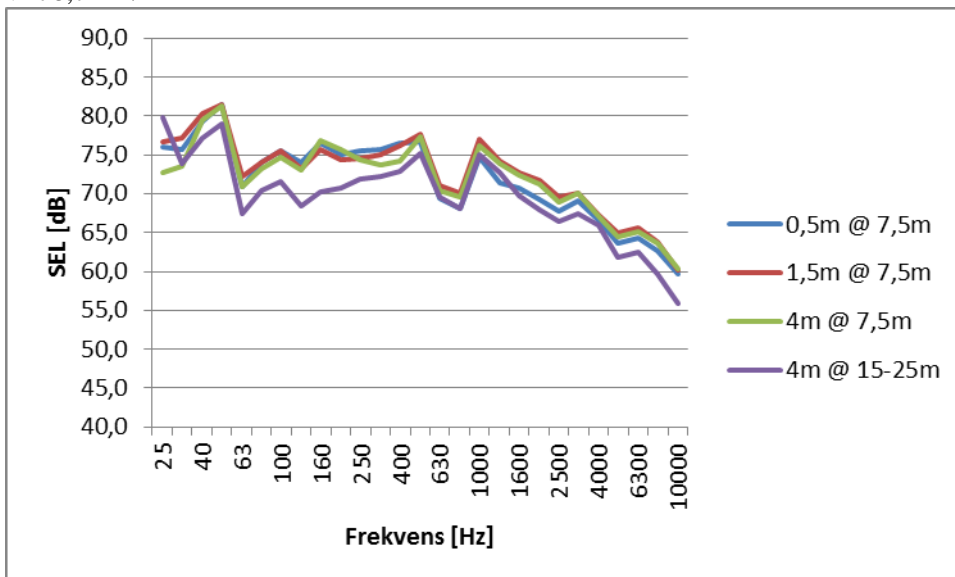
v = 86,3 km/h



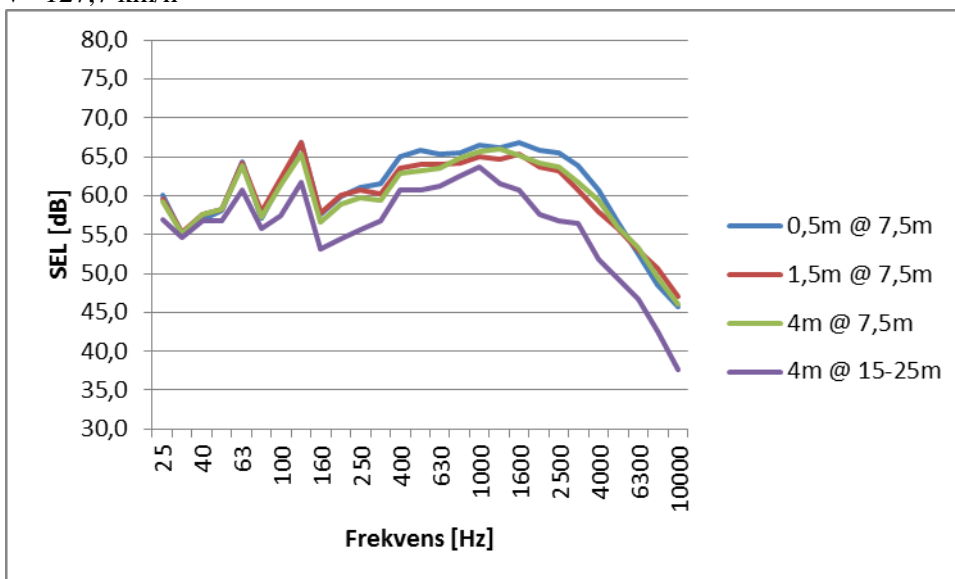
v = 91,0 km/h



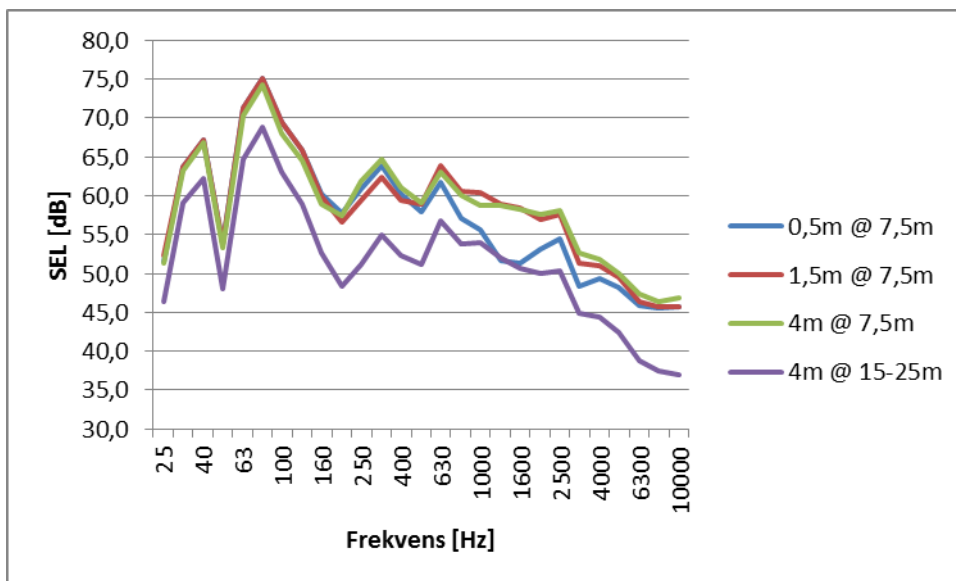
$v=78,7$ km/h



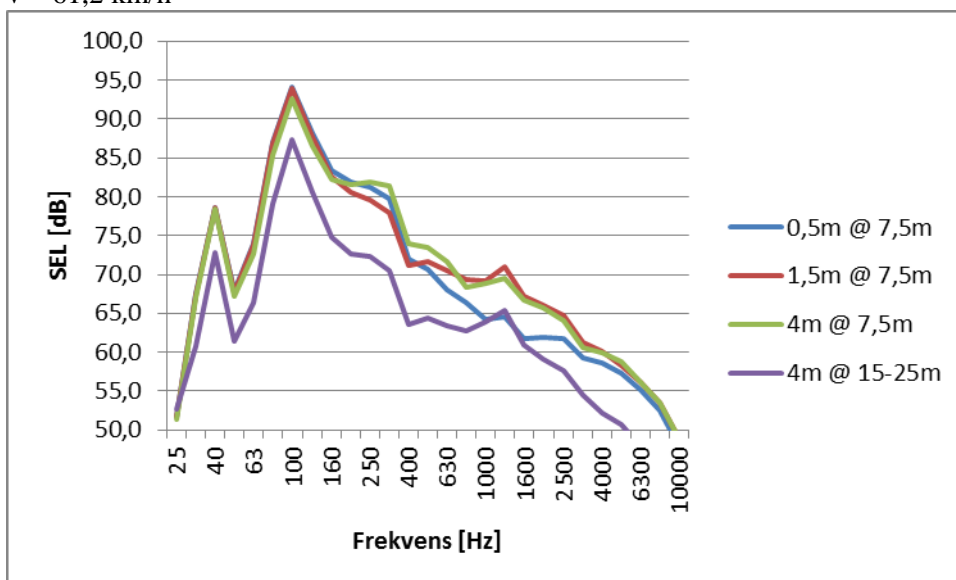
$v=127,7$ km/h



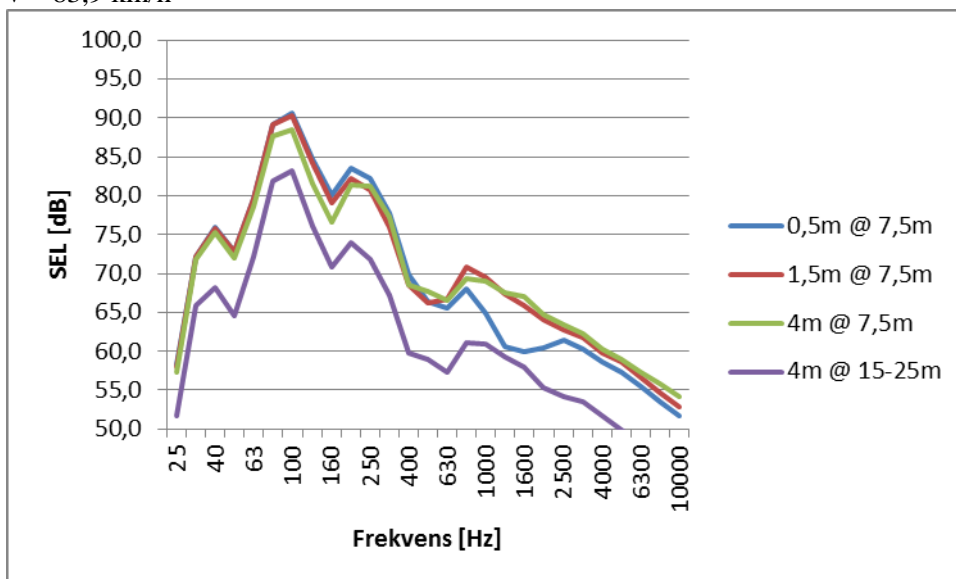
$v=46,6$ km/h



$v = 61,2 \text{ km/h}$

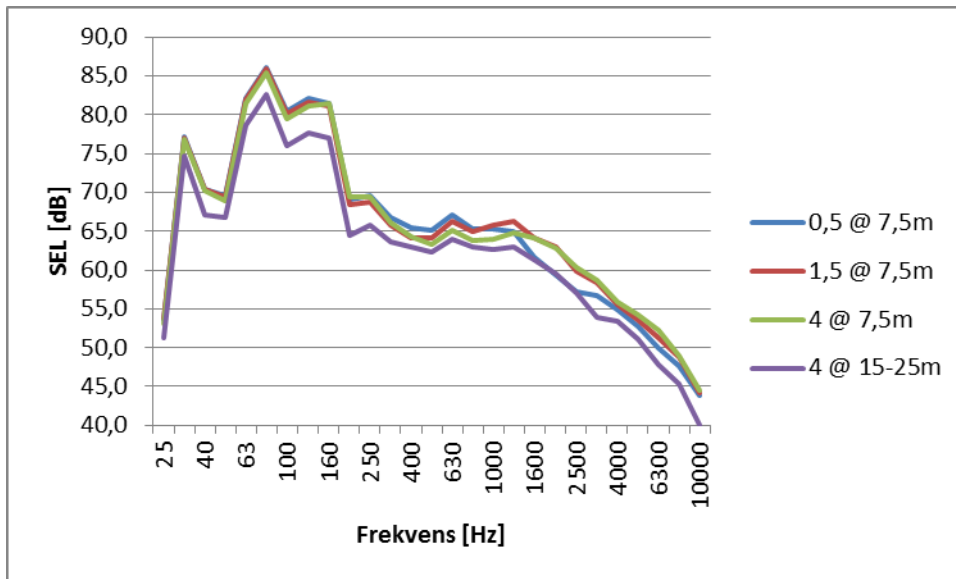


$v = 83,9 \text{ km/h}$

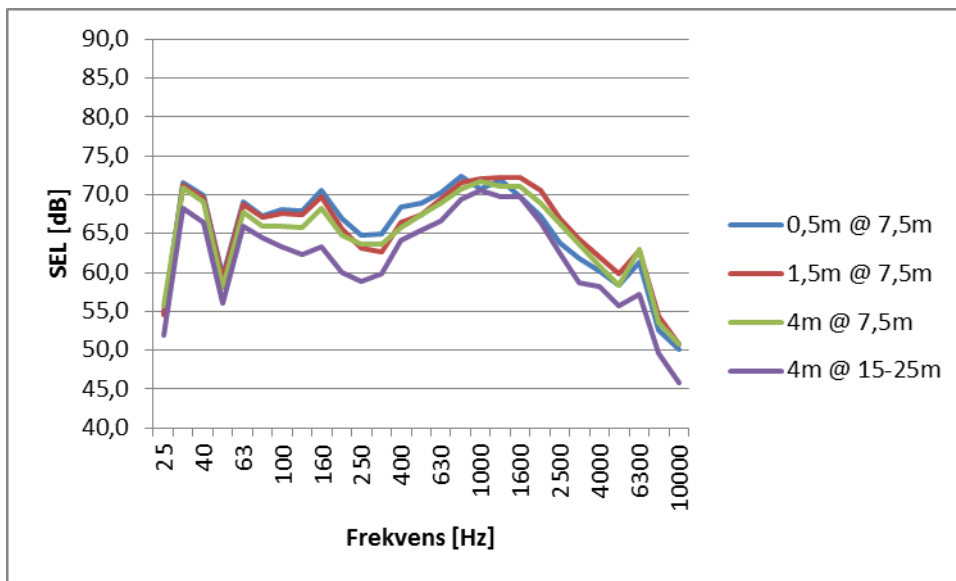


$v = 91,4 \text{ km/h}$

Kategori 5B, motorcykel (Gradient)

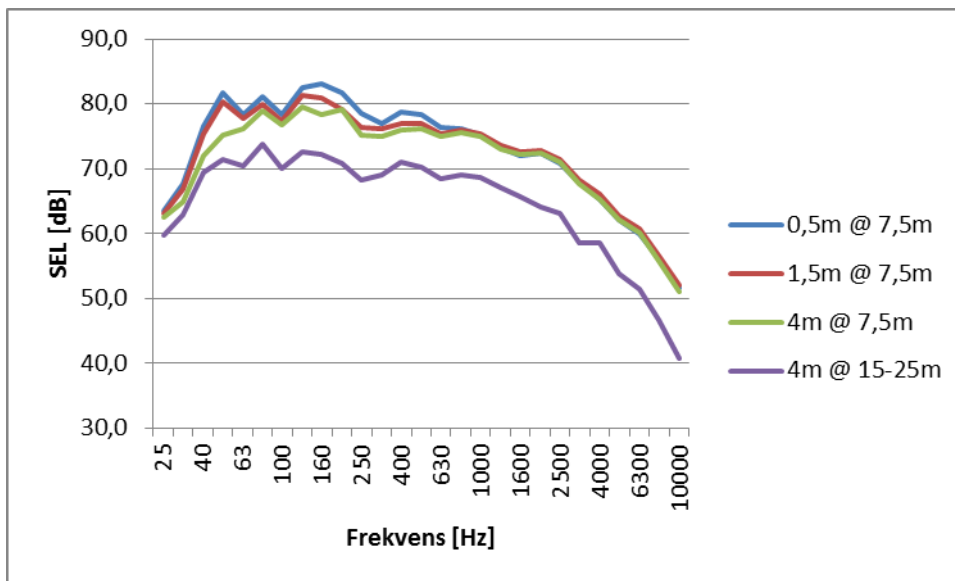


$v = 62,3 \text{ km/h}$, gradient $+3,8\%$



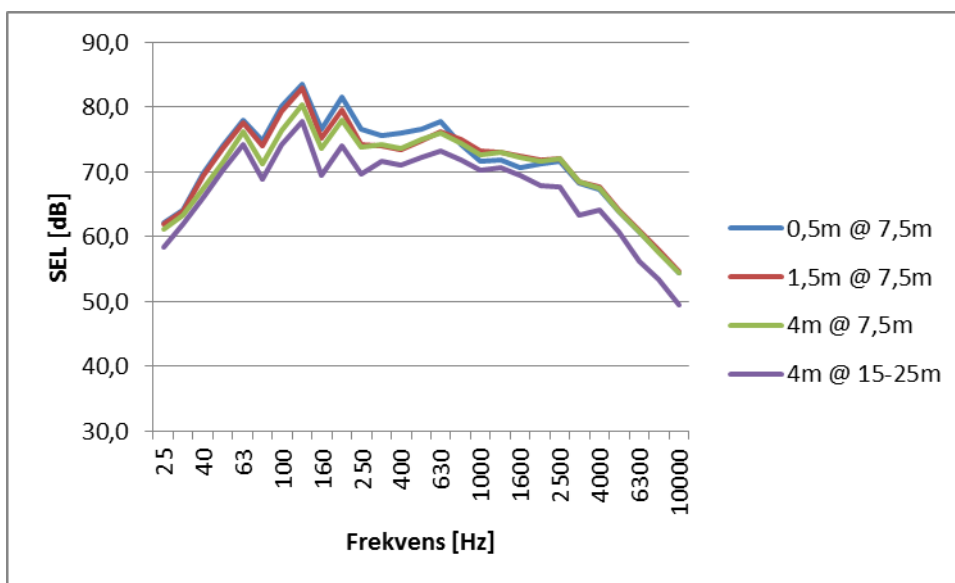
$v = 86,6 \text{ km/h}$, gradient $-3,8\%$

Kategori 4B, traktorer



v = 41,9 km/h

Kategori 4B, traktorer, gradient

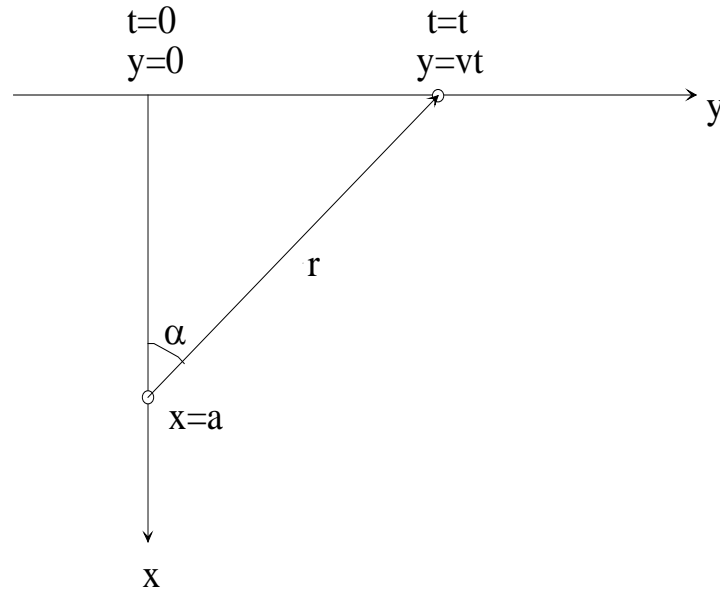


v = 43,7 km/h, gradient -3,8%

Bilaga 3 Bestämning av ljudeffekt från förbipassagemätningar

För att kunna förstå den eventuella skillnaden mellan den ljudeffektnivå som ges i CNOSSOS – EU och Nord2000 Road måste vi förstå sambandet mellan ljudeffektnivån för fordonet och den uppmätta ljudtrycksnivån vid förbipassage.

Ljudtrycksnivåmätningen är densamma för bägge modellerna men beräkningen av ljudeffektnivån från mätningen beror på vilka antaganden som görs när det gäller ljudkällans höjd över vägbanan och vilken ljudutbredningsmodell som används.



Figur B3.1. Geometri vid passage

För en punktkälla som rör sig längs en rät linje förbi en mottagare på avståndet a gäller följande för ljudexponeringsnivån:

$$L_E = 10 \lg \int_{t_1}^{t_2} \frac{p^2(t)}{p_0^2} dt \quad (\text{B3.1})$$

$$\frac{p^2(t)}{p_0^2} = \frac{W}{W_0 \cdot 4\pi \cdot r^2(t)} \cdot \delta(t) \quad (\text{B3.2})$$

$$r(t) = \sqrt{v^2 t^2 + a^2 + (h_r - h_s)^2} \quad (\text{B3.3})$$

$\delta(t)$ beskriver markens förstärkning/dämpning relativt fritt fält. Den kan anta värden från +6 dB till $-\infty$ dB

Om $\delta(t)$ = konstant kan vi integrera analytiskt och får

$$L_E = L_W + 10 \lg(\sqrt{a^2 + (h_r - h_s)^2}) - 10 \lg(v) + 10 \lg(\Delta\alpha) - 10 \lg(4\pi(a^2 + (h_r - h_s)^2)) + 10 \lg(\delta) \quad (\text{B3.4})$$

$\delta(t)$ kan alltid anses vara konstant om vi väljer $\Delta\alpha$ tillräckligt litet.

Eller uttryckt i maximalnivån L_{pmax} enligt ekvation (B3.5).

$$L_E = L_{p\max} + 10\lg(a) - 10\lg(v) + 10\lg(\Delta\alpha) \quad (\text{B3.5})$$

där v = hastigheten (m/s) och $\Delta\alpha$ = sektorvinkeln (radianer) som täcks under integrationen. $L_{p\max}$ är det sanna maximalvärdet, dvs värdet med en oändligt kort tidsvägning, från punktkällan på avståndet a .

Ekvivalentnivån fås sedan från

$$L_{eq} = L_E - 10\lg(T) \quad (\text{B3.6})$$

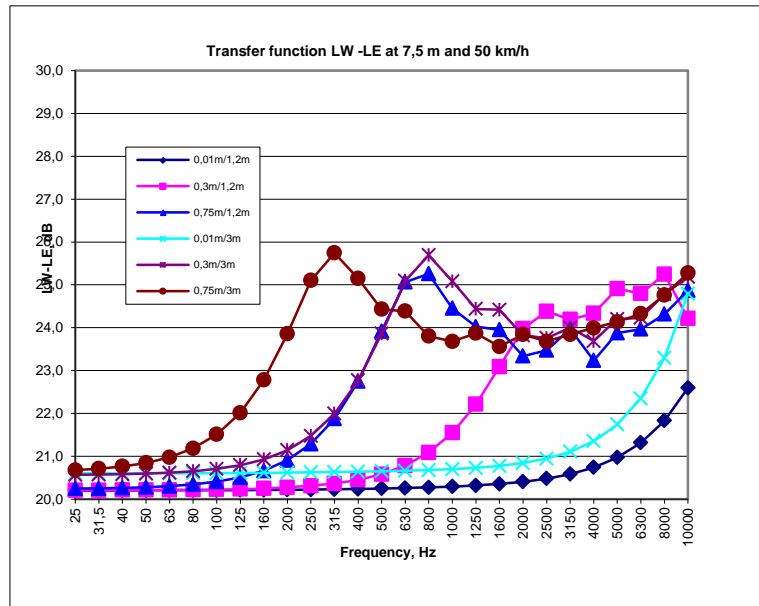
Om N lika fordon passerar under tidsperioden T blir alltså den resulterande ekvivalentnivån

$$L_{eq} = L_E + 10 \cdot \lg\left(\frac{N}{T}\right) \quad (\text{B3.7})$$

Ekvation (B3.4) kan skrivas som

$$L_W = L_E + C(50) + 10\lg\left(\frac{v}{50}\right) \quad (\text{B3.8})$$

där, efter konvertering från m/s till km/h, funktionen $C(50)$ varierar med mikrofonhöjd, avstånd, sektorvinkel och effekt av markreflektion. Funktionen beräknas för hastigheten 50 km/h, och representerar skillnaden mellan ljudeffektnivån från en viss källa och den uppmätta ljudexponeringsnivån på ett visst mätavstånd och mikrofonhöjd. För Nord2000 Road framgår funktionen $C(50)$ av figur B3.2 när mätavståndet från fordonsmitten är 7,5 m och integrationen sker över avståndet $\pm 37,5$ m. De olika kurvorna representerar de olika källhöjderna i modellen (0,01, 0,3 respektive 0,75m) och olika mät höjder (1,2 respektive 3 m). I CNOSSOS-modellen gäller att markreflektionen på korta avstånd över hård mark alltid ger +3 dB (okorrelerad addition av direktljud och markreflektion), för alla frekvenser. I Nord2000 Road gäller däremot att markreflektionen alltid ger +6 dB vid 25 Hz för att därefter kunna anta lägre värden när frekvensen ökar. Utgår vi ifrån ett givet mätvärde på L_E innebär alltså detta att, allt annat lika, $L_{WCNOSSOS}$ är upp till 3 dB högre än $L_{WNord2000}$ då markreflexen hanteras olika. Detta kan ha stor betydelse för beräkningar speciellt på korta avstånd och förklarar delvis skillnader i ljudexponeringsnivån på 10 m avstånd mellan modellerna. CNOSSOS-EU modellen använder enbart källhöjden 0,05 m, varför $C(50)$ kommer se annorlunda ut.



Figur B3.2. $L_W - L_E$ med Nord2000 Road vid förbifart på 7,5 m

Bilaga 4 Fordonskategorier och gränsvärden

Tabell 10 Gränsvärden och fordonskategorier enligt EU förordning nr 540/2014

Fordons kategori	Beskrivning av fordonskategorin	Gränsvärden uttryckt i dB(A) (decibel [A])		
		Fas 1: tillämplig på nya fordonstyper från och med den 1 juli 2016	Fas 2: tillämplig på nya fordonstyper från och med den 1 juli 2020 och på första registrering från och med den 1 juli 2022	Fas 3: tillämplig på nya fordonstyper från och med den 1 juli 2024 och på första registrering från och med den 1 juli 2026
M	Fordon som används för persontransport			
M1	förhållande effekt/vikt ≤ 120 kW/1 000 kg	72 ⁽¹⁾	70 ⁽¹⁾	68 ⁽¹⁾
M1	120 kW/1 000 kg < förhållande effekt/vikt ≤ 160 kW/1 000 kg	73	71	69
M1	160 kW/1 000kg < förhållande effekt/vikt	75	73	71
M1	förhållande effekt/vikt > 200 kW/1 000 kg antal säten ≤ 4 förarsätets R-punkt ≤ 450 mm från marken	75	74	72
M2	vikt ≤ 2 500 kg	72	70	69
M2	2 500 kg < vikt ≤ 3 500 kg	74	72	71
M2	3 500 kg < vikt ≤ 5 000 kg, nominell motoreffekt ≤ 135 kW	75	73	72
M2	3 500 kg < vikt ≤ 5 000 kg; nominell motoreffekt > 135 kW	75	74	72
M3	nominell motoreffekt ≤ 150 kW	76	74	73 ⁽²⁾
M3	150 kW < nominell motoreffekt ≤ 250 kW	78	77	76 ⁽²⁾
M3	nominell motoreffekt > 250 kW	80	78	77 ⁽²⁾

Tabell 11 Gränsvärden och fordonskategorier enligt EU förordning nr 540/2014

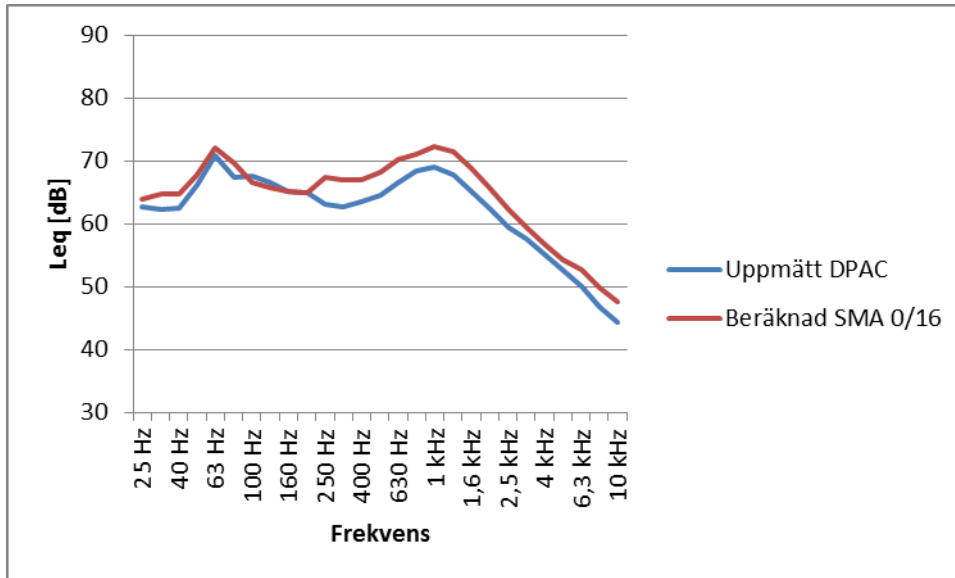
Fordons kategori	Beskrivning av fordonskategorin	Gränsvärden uttryckt i dB(A) (decibel [A])		
		Fas 1: tillämplig på nya fordonstyper från och med den 1 juli 2016	Fas 2: tillämplig på nya fordonstyper från och med den 1 juli 2020 och på första registrering från och med den 1 juli 2022	Fas 3: tillämplig på nya fordonstyper från och med den 1 juli 2024 och på första registrering från och med den 1 juli 2026
N	Fordon som används för varutransport			
N1	vikt $\leq 2\,500$ kg	72	71	69
N1	$2\,500$ kg < vikt $\leq 3\,500$ kg	74	73	71
N2	nominell motoreffekt ≤ 135 kW	77	75 ⁽²⁾	74 ⁽²⁾
N2	nominell motoreffekt > 135 kW	78	76 ⁽²⁾	75 ⁽²⁾
N3	nominell motoreffekt ≤ 150 kW	79	77	76 ⁽²⁾
N3	150 kW < nominell motoreffekt ≤ 250 kW	81	79	77 ⁽²⁾
N3	nominell motoreffekt > 250 kW	82	81	79 ⁽²⁾

Gränsvärdena ska höjas med 1 dB (2 dB(A) för kategorierna N₃ och M₃) för fordon som överensstämmer med den relevanta definitionen av terränggående fordon enligt del 4 i avsnitt A i bilaga II till direktiv 2007/46/EG. När det gäller fordon i kategorin M₁ ska de höjda gränsvärdena för terränggående fordon endast gälla om den högsta tekniskt tillåtna totalvikten är > 2 ton. Gränsvärdena ska höjas med 2 dB(A) för rullstolsanpassade fordon och bepansrade fordon enligt definitionerna i bilaga II till direktiv 2007/46/EG. (1) Fordon i kategori M₁ härlett från fordon i kategori N₁: Fordon i kategori M₁ med R-punkt > 850 mm från marken och en total tillåten totalvikt över $2\,500$ kg måste ligga inom gränsvärdena för N₁ ($2\,500$ kg < vikt $\leq 3\,500$ kg). (2) + 2 år för nya fordonstyper och + 1 år för registrering av nya fordon

Mätmetoden för certifieringsmätningar inom EU har reviderats. Den beskrivs i EU förordning nr 540/2014 (1) och ska användas för certifieringsprov från juli 2016. Den finns också standardiserad internationellt i ISO 362-1 (18) för fordonskategorier M och N. Maximalnivån på 7,5 m avstånd från fordonscentrum mäts vid accelerationsprov på en standardiserad vägbeläggning. I den reviderade versionen ska accelerationen anpassas till typiska körsituationer i urban trafik beroende på fordonskategori. I den tidigare versionen genomfördes mätningen med fullgasacceleration från 50 km/h, vilket var ett ovanligt körfall i verklig trafik. Detta har inneburit att certifierade bullernivåer från fordon inte har representerat verkligt trafikbuller och en sänkning av gränsvärdet för bulleremissionen har inte inneburit motsvarande sänkning i trafik. Avsikten med den reviderade versionen är att mätmetoden bättre ska spegla verkliga körfall och sänkningarna av gränsvärdet som planeras ska ge större inverkan på bullernivåerna i verklig trafik.

Bilaga 5 Spektrum för andra vägbeläggningar

Förutom mätningar på ABS 0/16 genomfördes trafikbullermätningar på en dränerande vägbeläggning i Huskvarna. Vägbeläggningen är av typ Double-layer porous asphalt concrete (DPAC). Mätningarna utfördes på en högtrafikerad motorväg varför det var stora svårigheter att mäta enskilda fordonspassager utan störningar från annan trafik. Därför gjordes en trafikbullermätning med sammansatt trafik. Resultatet presenteras i figur B5.1 för en mätposition 7,5 m avstånd från fordonsmitt på närmsta vägbanan och 4 m höjd.



Figur B5.1.

Mättiden var 30 minuter och trafiksammansättningen vid mätningen var:

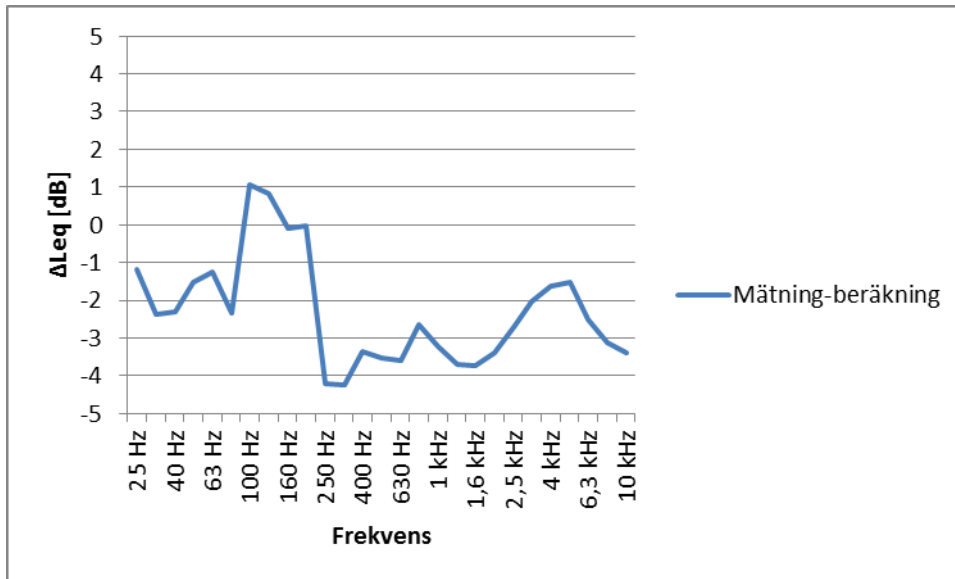
Södergående riktning:

Kategori 1	390
Kategori 2	12
Kategori 3	73

Norrgående riktning:

Kategori 1	252
Kategori 2	19
Kategori 3	53

Beräkningen gjordes enligt Nord2000 Road med befintliga indata och befintlig korrektion till Svenska vägbeläggningar och de nya korrektionerna som föreslås i rapporten har alltså inte använts här. I beräkningen användes en ABS beläggning med 16 mm maximal stenstorlek (SMA 0/16). Hastigheten sattes till 90 km/h för samtliga kategorier. För kategori 3 sattes antalet axlar till 5. Ekvivalentnivån är beräknad för 0,5 h.



Figur B5.2. Skillnad mellan uppmätt och beräknad ekvivalentnivå 7,5 m från närmsta körbanan och 4 m höjd.

Figur B5.2 visar skillnaden mellan den uppmätta och den beräknade ekvivalentnivån på mätavståndet 7,5 m (4 m höjd) från fordonsmitt för den närmsta körbanan. Beläggningen är klart tystare inom det frekvensområde där däck-vägbanebuller dominerar ljudgenereringen.

Resultat från mätningen ligger väl i linje med tidigare mätningar utförda med CPX metoden på samma sträcka (19).

SP Sveriges Tekniska Forskningsinstitut

SP-koncernens vision är att vara en internationellt ledande innovationspartner. Våra 1 400 medarbetare, varav över hälften akademiker och cirka 380 med forskarutbildning, utgör en betydande kunskapsresurs. Vi utför årligen uppdrag åt fler än 10 000 kunder för att öka deras konkurrenskraft och bidra till hållbar utveckling. Uppdragen omfattar såväl tvärtekniska forsknings- och innovationsprojekt som marknadsnära insatser inom provning och certifiering. Våra sex affärsområden (IKT, Risk och Säkerhet, Energi, Transport, Samhällsbyggnad och Life Science) svarar mot samhällets och näringslivets behov och knyter samman koncernens tekniska enheter och dotterbolag. SP-koncernen omsätter ca 1,5 miljarder kronor och ägs av svenska staten via RISE Research Institutes of Sweden AB.



SP Sveriges Tekniska Forskningsinstitut

Box 857, 501 15 BORÅS

Telefon: 010-516 50 00, Telefax: 033-13 55 02

E-post: info@sp.se, Internet: www.sp.se

www.sp.se

Mer information om SP:s publikationer: www.sp.se/publ

SP Rapport 2015:72

ISBN 978-91-88001-95-5

ISSN 0284-5172

PART OF **RISE**