



SAHLGRENSKA AKADEMIN
MEDICINSKA INSTITUTIONEN

HÄLSOPÅVERKAN AV LÅGFREKVENT BULLER INOMHUS

Kerstin Persson Waye, Michael Smith, Mikael Ögren

RAPPORT NR 3:2017

FRÅN ARBETS OCH MILJÖMEDICIN I GÖTEBORG

Beställarens förord till rapporten

Denna rapport har tagits fram av Arbets- och miljömedicin vid Göteborgs universitet på uppdrag av den nationella bullersamordningen. Författarna ansvarar självständigt för innehållet och slutsatserna i rapporten. Följande myndigheter och personer har deltagit i referensgruppen: Patrik Hultstrand och Sara Kollberg Folkhälsomyndigheten, Karin Blidberg och Alf Ekblad Trafikverket, Per Andersson och Johanna Bengtsson Ryberg Naturvårdsverket, Magnus Lindqvist Boverket.

Sammanfattning

Lågfrekvent buller omfattar frekvensområdet 20 till 200 Hz. Sverige har sedan 1996 haft rekommenderade värden för bedömning av störning och annan hälsopåverkan av lågfrekvent buller i den allmänna miljön. Dessa utgår från tredjedelsoktavbandsnivåer vilka inte bör överstridas och återfinns i Folkhälsomyndighetens allmänna råd för buller inomhus (FoHMFS 2014:13). Det har visat sig att riktvärdena för lågfrekvent buller åberopas relativt ofta, och anses väl fungerande av miljöinspektörer som använder dem i sitt arbete. Motsvarande konstruktion av rekommenderade värden för lågfrekvent buller finns sedan 2005 även i arbetsmiljön. Denna rapport sammanställer forskningsresultat kring effekterna av buller innehållande låga frekvenser inomhus i bostäder.

För kontinuerliga och i mindre grad för intermittenta ljud (till exempel fläktbuller, värmepumpar och kompressorer) är det väl studerat att om det finns lågfrekventa komponenter är ljudet mer störande än buller utan lågfrekvent innehåll. Om det dessutom förekommer amplitudmodulationer eller pulserande förändring av nivån, så är det väl belagt att både störning och hörbarhet ökar. Det finns härutöver ett stort antal studier publicerade som visar att A-vägd ljudnivå underskattar lågfrekventa ljuds störande inverkan. För ljud med annan tidsstruktur, som varierande eller transients ljud finns det betydligt färre forskningsresultat publicerade med inriktning mot de låga frekvenserna, men de som finns tyder på ökad störning med högre lågfrekventa ljudtrycksnivåer i oktavbanden <160 Hz, i vissa fall i kombination med oktavbanden kring 1000 Hz. Betydelsen av spektral karaktär även för dessa ljud stöds av en fältexperimentell studie, där man sett att mått på spektrala funktioner förklarade betydligt mer av variansen i störning jämfört med LAeq.

Mätningar av låga frekvenser inomhus kompliceras av att det kan vara stora skillnader mellan olika punkter i rummet på grund av rumsresonans. Det är viktigt att ta hänsyn till detta när man utformar mätmetoder och riktvärden. Vidare är det problematiskt att mäta maxnivåer, eftersom de branta filter som krävs vid mätning av de lågfrekventa tersbanden ger olika insvängningstid beroende på hur de är implementerade. Maxnivåer bör därför mätas som A- eller C-vägda nivåer där filtren har betydligt bättre tidsrespons, och det inte är några stora skillnader mellan olika instrument. För att mäta den ekvivalenta nivån i de lägsta tersbanden bör man mäta under en längre period, och i olika mätmetoder rekommenderas ofta en kortaste mättid på 30 sekunder. Det är också vår bedömning att man inte bör analysera ekvivalent nivå i de låga tersbanden för kortare mättider än så.

För att översiktligt studera vilka källor utöver de redan välkända kontinuerliga källorna (motorer, fläktar, pumpar och kompressorer) som riskerar att ge höga inomhusnivåer i det lågfrekventa området har vi utgått från ett antal mätningar av olika källor, framförallt trafik och tågtrafik. För de källor där endast utomhusnivån är undersökt har vi räknat om till inomhusnivåer med hjälp av uppmätt ljudisolering i villor. För en kortaste utvärderingstid om 30 sekunder riskerar lastbilar, bussar och diesellok att ge upphov till höga nivåer i de lägsta tersbanden utan att Trafikverkets A-vägda riktvärden överskrids. Detsamma gäller höghastighetståg, men här är materialet mycket begränsat. Det är lägre risk att buller från vindkraftverk överskrider tersbandsnivåer så länge som utomhusriktvärdet uppfylls, men marginalerna är små varför det inte går att utesluta i enskilda fall.

För varierande och transient buller som lågfrekventa fordonspassager som sker med viss regelbundenhet, men antalet händelser varierar beroende på trafikflödet, är det vår uppfattning

att störning och hälsopåverkan inomhus från dessa källor bör utgå från de tersbandsnivåer som anges i Folkhälsomyndighetens allmänna råd för buller inomhus (FoHMFS 2014:13). Det saknas dock tillräckligt underlag för att avgöra hur denna typ av buller skall värderas i förhållande till nämnda tersbandsnivåer. Nuvarande kunskapsläge talar för att hänsyn bör tas till hur ofta händelserna förekommer, speciellt nattetid. Utifrån studier av buller där vi saknar specifikation av lågfrekvensinnehållet, men som rör godståg, flyg och lastbilsbuller kan man se att när antalet händelser ökar över ett vist antal, typiskt 2 till 8 per timme, ökar störning och sömnpåverkan väsentligt. Vår rekommendation är att mätning och värdering av varierande och transienta ljud studeras ytterligare och att ett förslag tas fram som säkerställer korrekt mätteknik samt är kopplat till människans respons på låga frekvenser.

Slutligen har vi identifierat följande områden där det föreligger ett stort behov av ökad kunskap:

Epidemiologiska studier av trafikbuller utgår nästan uteslutande från beräknade bullernivåer vilket inte ger möjlighet till en närmare värdering av ljudets lågfrekventa karaktär. Det finns ett stort behov av utveckling/tillämpning av beräkningsmetoder som beskriver innehållet av lågfrekvent buller.

Jämförande studier av transienta och kontinuerliga ljud saknas nästan helt. Väldesignade studier är angelägna. Bättre kunskap fordras även om precision vid mätning av varierande eller transient lågfrekvent buller.

Ett mycket litet antal studier har undersökt annan hälsopåverkan än störning och samtliga studier är av tvärsnittdesign vilket inte tillåter säkra slutsatser om orsak och verkan. Det finns ett stort behov av longitudinella studier av hälsopåverkan av lågfrekvent buller. Sådana studier bör omfatta såväl vuxna som barn.

Lågfrekvent buller har i några studier setts påverka sömn. Med tanke på sömnens vitala betydelse för psykisk och fysisk hälsa är fortsatta studier av sömnpåverkan mycket angeläget för såväl vuxna som barn. Såväl experimentella försök som fältstudier fordras.

Termer och förkortningar

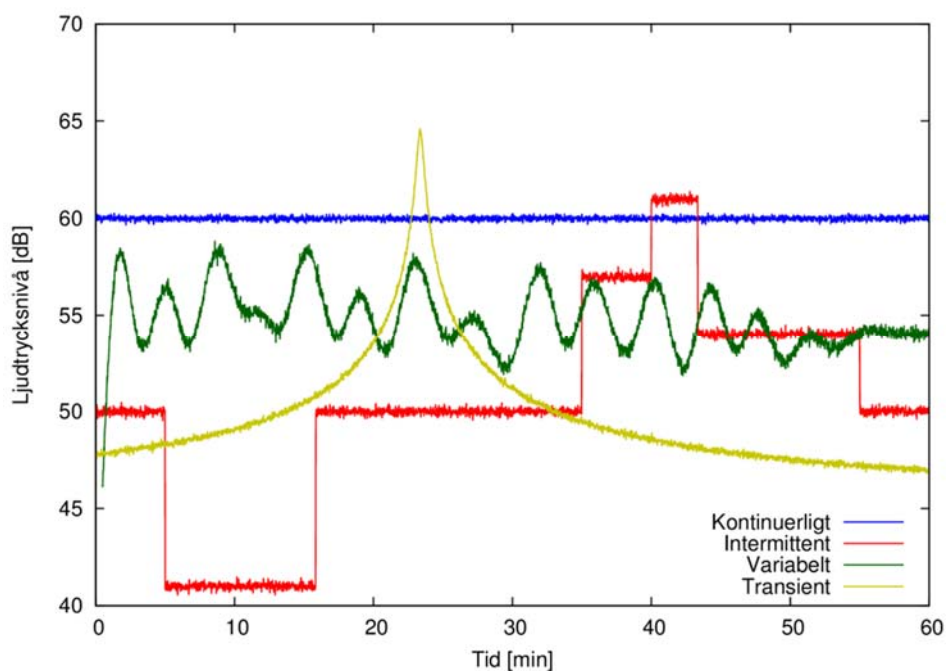
Tidsförlopp för olika typer av ljud:

Kontinuerligt ljud.....ljudet varierar mycket lite över tid.

Intermittent ljud.....ljudet varierar i perioder om ökad och minskad nivå.

Varierande ljud.....ljudet varierar under hela mättiden och på olika tidsskalor, t.ex. fordonspassager.

Transienta ljud.....övergående ljud som passager av enstaka fordon, flyg och tåg.



Figur i. Illustration av begreppen kontinuerligt, intermittent, variabelt och transient ljud som används i denna rapport.

L _{Aeq}	A-vägd ekvivalent ljudtrycksnivå integrerad över tid, varför man ofta anger denna t ex L _{Aeq} 8h, dB.
L _{eq}	ekvivalent ljudtrycksnivå, ovägd eller linjär ljudtrycksnivå över tid, dB.
Maximal ljudnivå	den maximala ljudnivån som uppstår under mättiden med exponentiell tidsvägning av 0,125 s (FAST) eller 1 s (SLOW). Betecknas ofta L _{AFmax} eller L _{ASmax} .
Odds ratio	Oddsquot, förkortas ofta OR. Beräknas som kvoten av oddset för exponering bland fall och oddset för exponering bland kontroller.
Relativ risk	Kvoten av förekomsten av sjukdomsutfall i en exponerad grupp och förekomsten i en oexponerad referensgrupp
Hälsa.....	fysiskt, mentalt och socialt välbefinnande och inte enbart frånvaron av sjukdom eller ohälsa (WHO 1946)
Störning	Störning av buller är enligt ovan definition en hälsopåverkan som vanligen definieras som en känsla av obehag eller irritation, ofta förknippat med att bullret interagerar på ett negativt sätt med någon aktivitet som avkoppling, koncentration, kommunikation odyl. Bullerstörning mäts med frågor, företrädesvis enligt en internationell specifikation som anger hur frågan skall formuleras och analyseras (ISO TS 15 666).

Innehållsförteckning

Beställarens förord till rapporten.....	3
Sammanfattning	4
Termer och förkortningar	7
Uppdragets omfattning	10
Rapportens struktur	10
Metodik	11
Lågfrekvent buller: Definition, perception och de vanligaste källorna i utomhusmiljön	12
Perception	12
Nuvarande kunskapsläge avseende störning och andra hälsoeffekter av lågfrekvent buller.....	16
Nuvarande kunskap vad avser hälsopåverkan av varierande och transienta lågfrekventa ljud	22
Sammanfattande kommentar- hälsopåverkan av lågfrekventa ljud	25
Kan lågfrekvent buller värderas utifrån A-vägd ljudnivå?	25
Sammanfattande kommentar om bedömning av lågfrekventa ljud från A-vägd ljudnivå	28
Psyko-akustiska faktorer av betydelse för värdering av ljudstyrka och störning av lågfrekvent buller	29
Upplevd ljudstyrka	29
Lika störning – och starkare reaktion för de allra lägsta frekvenserna	29
Betydelsen av spektral balans	29
Betydelsen av ljudets pulserande karaktär eller inverkan av amplitudmodulationer.....	31
Riktvärden för lågfrekvent buller i Sverige och i andra länder	32
Mättekniska aspekter	33
Filter, passagetid, transienta källor	33
Mätning av lågfrekvent buller i rum	34
Beräkning av låga frekvenser	36
Utvärderingar av hur väl olika riktvärden och/eller bullermått fungerar	36
Validering utifrån utförda epidemiologiska studier	38
Risk för överskridanden vid tillämpning av Folkhälsomyndighetens riktvärden för olika bullerkällor, samt konsekvenser av införande av dessa för trafikbuller.....	45
Jämförelse av lågfrekvent buller inomhus för olika exempel på källor	49
Konsekvenser av att tillämpa riktvärden vid låga frekvenser för trafikkällor	53
Sammanfattning av konsekvenser av att tillämpa Folkhälsomyndighetens riktvärden för olika bullerkällor	54
Åtgärder som minskar låga frekvenser	54
Forskningsbehov	55
Referenser.....	56
Annex A: Lågfrekvent buller från godståg och snabbtåg.....	61

Uppdragets omfattning

Arbets- och miljömedicin, vid Göteborgs universitet har fått i uppdrag att utifrån nuvarande kunskapsläge beskriva störnings- och annan hälsopåverkan av lågfrekvent buller inomhus från yttre bullerkällor. Vidare att sammanställa kunskap om förekomst av lågfrekvent buller samt risker för hälsoeffekter av lågfrekvent buller från trafik och andra yttre källor. Resultatet kommer att utgöra ett viktigt underlag till myndigheternas framtida uppdateringar av vägledning. I projektet ingår också att ta fram en konsekvensutredning av att tillämpa riktvärdena för lågfrekvent buller angivna i Folkhälsomyndighetens allmänna råd FoHMFS 2014:13 för trafikbuller. Projektet bör besvara frågan om olika källor och olika karaktär på lågfrekvent buller påverkar människors hälsa på olika sätt, och om det därmed finns skäl för olika riktvärden kopplat till olika källor. Faktorer som bör beaktas är till exempel exponeringstid, repeterbarhet, frekvenser och tid på dygnet som bullret förekommer.

Målet är ett underlag som ska kunna användas vid bedömning av i vilken mån Folkhälsomyndighetens vägledning om lågfrekvent buller är lämplig att tillämpa på trafik och andra yttre bullerkällor. Finns det skäl att tillämpa andra riktvärden än Folkhälsomyndighetens riktvärden för lågfrekvent buller?

Uppdraget sker inom ramen för projektgruppen om lågfrekvent buller i den nationella bullersamordningen som består av Folkhälsomyndigheten (ordförande), Boverket, Trafikverket, Naturvårdsverket och Transportstyrelsen. Projektgruppen har förbundet sig att lämna underlag till arbets- och miljömedicin om mätningar, ekonomiska och praktiska konsekvenser som gruppen har kännedom om.

Rapportens struktur

Kapitel 1 definierar lågfrekvent buller och anger perceptionsnivåer. Där ger vi även information om de vanligaste källorna till lågfrekvent buller i omgivningsmiljön.

Kapitel 2 beskriver epidemiologiska och experimentella vetenskapliga studier som beskriver störning och annan hälsopåverkan i förhållande till lågfrekventa ljud. De studier som ger vägledning om hälsopåverkan av varierande eller transienta ljud går särskilt igenom för att ge vägledning om varierande och transienta ljud kan bedömas likvärdigt som kontinuerliga ljud med avseende på hälsopåverkan. Kapitlet avslutas med en sammanfattande bedömning där vi bland annat påpekar att antalet överskridanden eller antalet händelser behöver beaktas.

I kapitel 3 ställs frågan om lågfrekvent buller kan värderas utifrån A-vägd ljudnivå och besvaras genom att redovisa befintliga experimentella studier där detta har undersökts. I vår sammanfattning anges att A-vägd ljudnivå underskattar störning av lågfrekventa ljud. Flertalet av undersökta studier är baserade på kontinuerliga ljud men tillgängliga studier av varierande ljud eller transienta ljud tycks peka i samma riktning.

I kapitel 4 beskrivs psyko-akustiska faktorer som hörstyrka, amplitudmodulationer och spektral balans och deras betydelse för värdering av ljudstyrka och störning av lågfrekvent buller. Dessa faktorer tillsammans med observationen att A-vägningen underskattar påverkan av lågfrekvent buller utgör grunden till framtagande av olika riktvärden för lågfrekvent buller i Sverige och i andra länder, vilka redovisas i kapitel 5.

I kapitel 5 beskrivs förutom olika länders riktvärden, mättekniska aspekter, samt mätning av låga frekvenser i rum. Där ges även en beskrivning av hur väl olika riktvärden fungerar följt av en validering av Sveriges riktvärden i förhållande till epidemiologiska studier utförda i Sverige.

I kapitel 6 beskrivs konsekvenserna av att tillämpa Folkhälsomyndighetens riktvärden för olika bullerkällor inklusive varierande och transienta buller. En viktig aspekt är mättid, samt hur man skall förhålla sig till händelser som sker sällan, där ingående ljudtrycksnivåer vid passager ger upphov till höga ljudtrycksnivåer. För att besvara detta har vi gått igenom litteraturen som utvärderat betydelsen av antalet händelser för störning och annan hälsopåverkan främst sömn. Resultatet av denna utvärdering diskuteras i sammanfattningen. I slutet av kapitlet redovisas även åtgärder och goda exempel på att reducera lågfrekvent buller.

Slutligen definierar vi i kapitel 7 områden där det finns ett behov av mer forskning.

Metodik

Databaserna Pubmed och Scopus användes för primära sökningar av vetenskapliga artiklar publicerade mellan 2015 - 1995. Sökorden Low* Freq* noise* sound* och kombinationer av dessa användes primärt i titeln. Vid träffar har abstrakt lästs igenom och artiklar inkluderades endast då någon form av koppling till människors respons eller beräkningsmodeller för människors respons fanns i artikeln. Reviewartiklar har gått igenom separat. Både epidemiologiska och experimentella studier inkluderades. För studier före 1995 utgicks från avhandlingen "On the effects of community low frequency noise" Persson Wayne Kerstin, Göteborgs universitet, vilken innehöll en sammanställning av dåvarande kunskap om lågfrekvent buller i den allmänna miljön.

För att ta fram underlag kontaktades personer inom och utom Sverige för ytterligare rapporter och annan kompletterande information. Vi har även fått information och rapporter från Trafikverket och Boverket. Tidigare insamlade data har bearbetats på nytt, och vi har gått igenom ett stort antal mätrapporter från Trafikverket, Stockholms och Göteborgs stad samt från konsulter. Vi har vidare inhämtat rådata som legat till grund för olika beräkningsmetoder.

Kvaliteten av allt material har granskats utifrån gängse vetenskaplig metodik och redovisning. Nyckelstudier redovisas i tabeller i rapporten.

Olika versioner av rapporten har diskuterats vid ett flertal möten inom projektgruppen om lågfrekvent buller i den nationella bullersamordningen, och texten har med anledning av inkomna kommentarer genomgått ett antal revideringar.

Lågfrekvent buller: Definition, perception och de vanligaste källorna i utomhusmiljön

Lågfrekvent buller saknar internationell fastställd definition, men har i Sverige kommit att omfatta frekvensområdet upp till 200 Hz (Persson Waye 1995) SOSFS 1996:7(M)]¹. Avgränsningen mot infraljud sker vid 22 Hz, men i praktiken kommer vissa ljud, vid tillräckligt höga ljudnivåer att innehålla såväl hörbara infraljud som låga frekvenser. Med avseende på hälsopåverkan på människan har erfarenheten från ett stort antal fallstudier visat att sådan påverkan uppträder när bullret innehåller ljudtrycksnivåer inom lågfrekvensområdet som är högre, relativt ljudtrycksnivåerna över ca 200 Hz. Med avseende på hälsopåverkan kan därmed ett lågfrekvent buller definieras som buller med dominerande hörbara ljudtrycksnivåer inom frekvensområdet upp till 200 Hz.

Perception

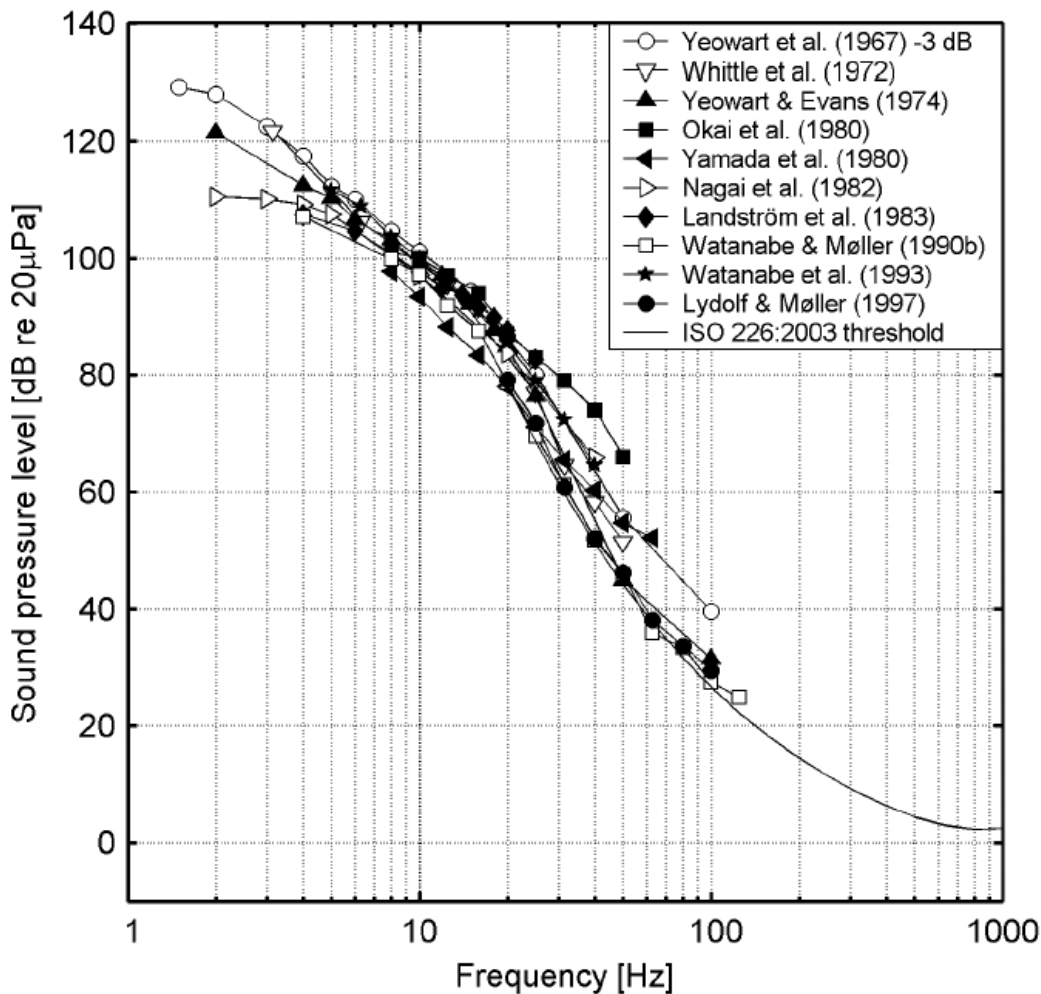
För både infra- och lågfrekvensområdet är dess ljudtrycksnivå i förhållande till människans förmåga att uppfatta ljudtrycksnivåer vid olika frekvenser (perceptionströskelkurva) av stor betydelse för hörbarhet och risk för störning. För lågfrekvensområdet görs jämförelsen med den standardiserade normalhörtröskelkurvan (ISO 389-7 : 2005)², medan det för infraområdet saknas en standardiserad normalhörtröskel och bedömningar görs lämpligen mot den senaste sammanställningen av perceptionströsklar i infraljudsområdet (Pedersen and Möller 2004 (Möller and Pedersen Sejer 2004) (Figur 1). Eftersom det således krävs mycket starka ljudtrycksnivåer för hörbarhet inom infraljudsområdet är dessa framförallt ett arbetsmiljöproblem. Det har enligt vår kännedom inte uppmätts ljudtrycksnivåer inom infraljudsområdet från samhällsbuller som överstiger perceptionströskelkurvan i eller intill bostäder.

Lågfrekventa ljud kan alstras av en rad olika källor där större flöden luft eller vatten transporteras, uppvärms och avkyls (ventilationsaggregat, kylkompressorer, luftvärmepumpar, vattenpumpar, fjärrvärmepumpar). Lågfrekvent buller kan även uppkomma från vissa vindkraftverk och under vissa förhållanden. Hissmotorer, elgeneratorer, turbiner är andra exempel på stationära källor som kan avge lågfrekventa ljud. Lågfrekvent buller kan även uppkomma som ett resultat av vibrationer i byggnadskonstruktion s.k. luftburet stomljud. Lågfrekvent buller från vägtrafik härrör framförallt från dieselmotorer i lastbilar, bussar och arbetsmaskiner. Vissa flygplanstyper alstrar lågfrekventa ljud. Vid tågtransporter är det framförallt höghastighetståg, diesellokomotiv samt vissa godstransporter (Göransson and Ström 1994) som ger upphov till lågfrekventa ljud och för sjöfart emitteras lågfrekventa ljud från dieselmotorer t ex vid tomgång vid kaj för färjor och lastfartyg eller under gång som för svävarer eller sk hovercraft.

På grund av den relativt sett sämre dämpningen av låga frekvenser av byggnadskonstruktioner och bulleråtgärder som skärmar, vallar, fasader och fönster kommer ett dämpat buller att i högre grad vara dominerat av låga frekvenser. Detta gäller även ett långdistanstransporterat buller. Detta innebär att en bullerkälla innehållande låga som höga frekvenser, på långt avstånd, efter dämpning som bakom en bullerskärm eller inomhus, kommer att vara mer utpräglad lågfrekvent.

¹ Socialstyrelsens allmänna råd 1996:7 (M). Numera ersatt av FoHM 2014:13

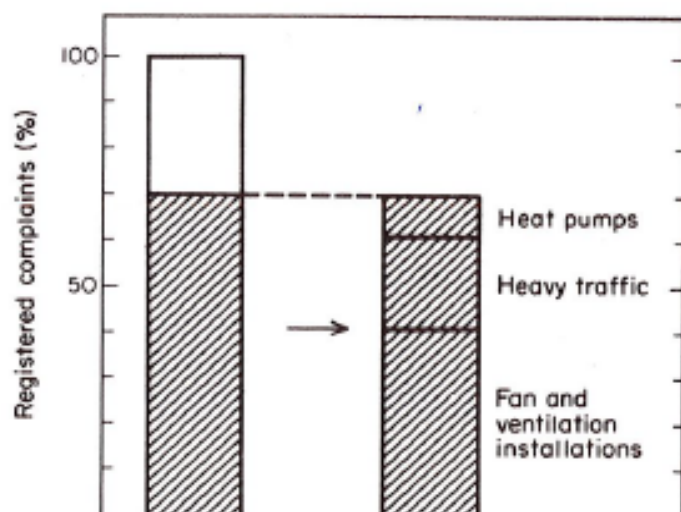
² ISO (2005) ISO 389-7:2005 Acoustics - Reference zero for the calibration of audiometric equipment - Part 7: Reference threshold of hearing under free-field and diffuse-field listening conditions.



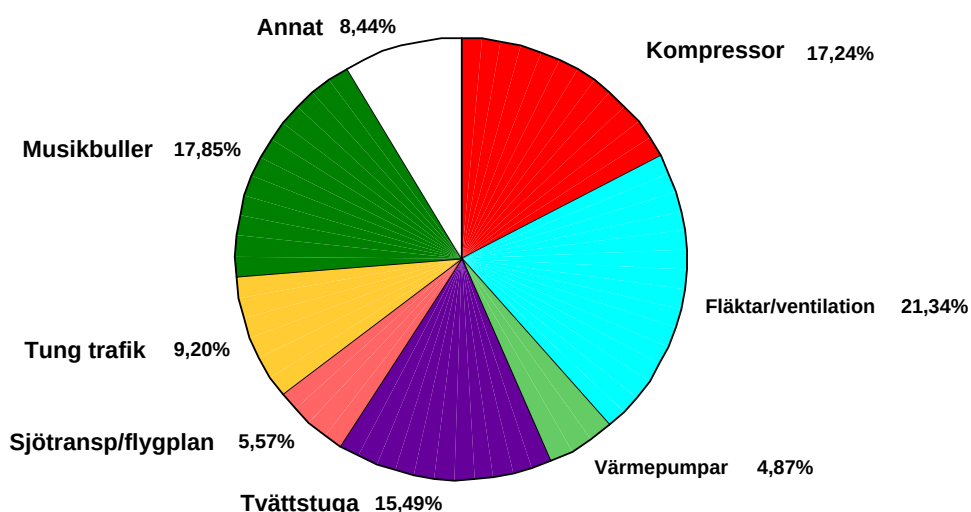
Figur 1. Data från studier som undersökt tröskelnivåer för hörperception av lågfrekvent buller och infraljud. I figuren ses även den standardiserade hörtröskelkurvan för frekvensområdet >20 Hz. (Hämtat från Møller and Pedersen Noise & Health 2004)

Inomhus kan rumsresonans förstärka de låga frekvenserna och även leda till att vi får stora variationer i ljudtryck i olika delar av rummet. Variationerna i ljudtryck kan uppgå till 10-20 dB och har stor betydelse vid mätning, se vidare avsnitt om mättekniska aspekter. De vanligaste källorna till klagomål på lågfrekvent buller i bostadsmiljön har kartlagts i två tidigare undersökningar till miljö och hälsoskyddskontor i Sverige (Persson och Rylander 1988; (Persson and Rylander 1988) Bengtsson och Persson Waye 2003 (Bengtsson and Persson Waye 2003). I den första undersökningen tillfrågades samtliga 284 kommunala miljökontor i Sverige om antalet klagomål på buller totalt och antalet klagomål på lågfrekvent buller från tre bullerkällor (värmepumpar, tung trafik, och fläktar och ventilationsanläggningar). Andelen klagomål på lågfrekvent buller utgjorde så mycket som 70 % av totala antalet bullerklagomål och fördelade sig enligt figur 2, med 42 % från fläktar och ventilationsanläggningar, 20 % tung trafik och 9 % värmepumpar.

I den andra undersökningen skickades en enkät till ett slumpmässigt urval om 41 kommuner bland Sveriges kommuner, med 37 svarande (90,2 % svarsrespons). I denna undersökning framkom att klagomål på lågfrekvent buller utgjorde ca 30 % av antalet klagomål på buller.



Figur 2. Andelen klagomål på lågfrekventa ljud från värmepumpar, tung trafik och fläktar och ventilationsanläggningar i förhållande till antalet klagomål på buller totalt. (Hämtad från Persson och Rylander 1988)



Figur 3. Fördelningen av klagomål på lågfrekvent buller i förhållande till det totala antalet klagomål på lågfrekvent buller. (Bengtsson och Persson Waye 2003)

Störst antal klagomål härrörde liksom den tidigare undersökningen från fläktar och ventilationsanläggningar, följt av kompressorer, musikbuller, buller från tvättstuga (Figur 3). Tung trafik utgjorde i denna undersökning endast 9 %. Analysen av de båda studierna tyder på att antalet klagomål på buller hade ökat totalt från 1986 till 1997 men att ökningen hade varit större för buller i allmänhet. Detta skulle delvis kunna förklara varför andelen klagomål på lågfrekvent buller skilde sig så pass mycket mellan undersökningarna. En annan förklaring är att flera klagomål i den tidigare studien felaktigt klassificerats som lågfrekventa och att miljö och hälsoskyddskontoren i den senare studien med ökad kunskap och bättre mätmetoder bättre kunde skilja ett lågfrekvent buller från annat buller.

Dessa undersökningar har tyvärr inte följts upp på senare år varför vi inte vet hur väl detta stämmer med förhållandena idag. Enligt Miljöhälsorapporten 2009³, pekar trenden på att allt fler kommer att besväras av trafikbuller i framtiden, vilket delvis har sin grund i att allt större del av befolkningen ca 85 % bor i tätorter. Förutom att personbilstrafiken har setts öka med 17 % mellan 1997 till 2010, har godstransporter ökat med 21 % för lastbil, med 25 % för tåg och 14 % för sjöfart. Flyg (persontrafik) har under samma tid uppvisat en ökning med 6 %⁴. Siffrorna är beräknade utifrån tonkm varför antalet lastbilar kan vara fler då de tyngsta transporterna i större utsträckning sker med tåg. Med tanke på att andelen människor som rapporterat vara störda av vägtrafikbuller under åren 1999-2007 ökat med 40 % kan vi inte utesluta att störningar och eventuellt klagomål på lågfrekvent buller från lastbilar, godståg och sjöfart samt flyg har ökat.

Även värmepumpar, har åter blivit mer allmänt förekommande i småhusbebyggelse. Enligt muntlig kommunikation med Håkan Hellgren Statens Provnings och forskningsinstitut har flera nya värmepumpfabrikat åtgärdat fläktbullernivån, medan bullret från kompressorerna som alstrar lågfrekvent buller kvarstår. Detta innebär att värmepumpar idag kan vara en källa till lågfrekvent bullerstörning i boendemiljön. Eftersom källbullret från kompressorerna varierar med belastning kommer ljudtrycksnivåer att variera och det är idag inte klarlagt hur detta skall hanteras.

Lågfrekvensinnehåll och innehåll av infraljud i vindkraftsljud har diskuterats livligt under senare år. Vindkraftverk generar ljud dels via mekaniken i anslutning till navet och dels via rotorbladens rörelse genom luften. Den aerodynamiska ljudgenereringen vid rotorbladen är mycket komplex, och beror på många parametrar som till exempel rotorbladens attackvinkel, turbulens i luften, vindprofil mm. Källan är högt placerad jämfört med många andra bullerkällor, och utbredningsavstånden ofta långa, speciellt för större vindkraftverk där konturlinjen för det ofta förekommande riktvärdet 40 dB kan vara upp till en kilometer från vindkraftverket. Källans placering och avstånd till de boende gör att meteorologi har stor påverkan på utbredning.

Vid mottagaren förekommer oftast vindkraftsbuller tillsammans med bakgrundsljud. När vindhastigheten ökar så ökar den utstrålade ljudeffekten, men även det allmänna bakgrundsljudet i form av vindbrus i omgivningen och kring själva bostaden ökar. Ett viktigt undantag är dock vindskyddade lägen, där vinden kan vara kraftig vid vindkraftverket men svag vid bostaden på grund av vegetation eller omgivande kullar.

I en dansk studie visade mätningar inomhus att i lågfrekvensområdet blir frekvenser kring 100 Hz och över hörbara när nivåerna utomhus är ca 35 dBA (Møller and Pedersen 2011). En studie gällande låga frekvenser för svenska förhållanden visade dock att det inte är sannolikt att nivåerna överskrider det svenska lågfrekvenskravet med nivåer kring 40 dBA utomhus (Lindkvist 2010). Eftersom skillnaderna i ljudisolering är mycket stora mellan olika bostäder kan det dock inte helt uteslutas, speciellt för de lägsta frekvenserna att lågfrekvenskravet kan överskridas på någon plats i rummet. Mer detaljer kring vindkraftsbuller vid låga frekvenser finns i Annex A.

³ Miljöhälsorapport 2009

⁴ Banverket: Prognos 2010 och verklig utveckling. Jämförelse prognos och verklighet, en del i den samhällsekonomiska kalkylen

En större enkätundersökning som genomfördes bland ett urval av Sveriges kommuner (n=30), bland boende i storleksordningen 4000 småhus och ca 3000 lägenheter visade att boende i flerfamiljshus generellt stördes mer av ljud än boende i småhus (BETSI)⁵. Det fanns ingen specifik fråga om störning av lågfrekvent buller, men frågorna om ljud från grannar, ventilation/ fläktar/ värmepumpar utomhus och buller från vägtrafik, tåg och flyg ger viss information om än ospecifik. I flerfamiljshusen stördes 23 % av stomljud från grannar, och 19 % stördes av röster, radio, TV musik eller liknande från grannar. Stomljud men även musik och TV ljud kan förmodas vara dominerat av låga frekvenser eftersom dessa dämpas i mindre utsträckning av bjälklag och väggar. Av utifrån kommande ljudkällor stördes störst andel eller 22 % av vägtrafik, följt av ventilation/fläktar/värmepumpar 5 %, tåg 4 % samt flyg 3 %. Bland boende i småhus stördes få av ljud från grannar, och endast 7 % stördes av vägtrafik, följt av störningar av fläktar/ ventilation/värmepumpar, tåg och flyg som vardera uppgick till 2 %. Denna undersökning syftade framförallt till att undersöka störningar i förhållande till hustyp och byggnadsår, och vi har ingen information om den faktiska exponeringen för de boende.

Nuvarande kunskapsläge avseende störning och andra hälsoeffekter av lågfrekvent buller

Jämfört med buller innehållande ett bredare spektrum av frekvenser finns det ett litet antal epidemiologiska undersökningar med fokus på lågfrekvent buller. Detta beror sannolikt på studier av lågfrekvent buller är mycket resurskrävande då man behöver utföra många mätningar i människors hem för att få en bra exponeringsbeskrivning. Epidemiologiska studier av trafikbuller utgår nästan uteslutande från beräknar bullernivåer vilket inte ger möjlighet till en närmare beskrivning av ljudets lågfrekventa karaktär.

Utöver de epidemiologiska studierna finns ett större antal fallstudier beskrivna i litteraturen. Den vetenskapliga betydelsen av dessa är begränsad eftersom man inte kan utesluta bias i självrapporteringen av t ex symptom och inte kan korrigera för eventuella förväxlingsfaktorer. En kortfattad beskrivning av fallstudierna ges nedan för att en fullständig bild av området. Flertalet fallstudier från omgivningsmiljön och arbetsmiljön rapporterar att störning förekommer trots att LAeq nivån ligger inom tillåtna gränser för vanligt buller i respektive land [Tempest 1973; Vasudevan och Gordon 1977; Challis och Challis 1978; Leventhall 1980; Fuchs 1990; Cocchi, Fausti et al. 1992] Samtliga beskrivna i (Persson Wayne 1995). De vanligaste rapporterade symptomen är huvudvärk eller en tryckkänsla över huvudet, onormal trötthet, koncentrationssvårigheter, irritation, illamående samt en känsla av tryck över trumhinnan [t.ex. Tempest 1973; Scott 1978; Leventhall 1980; Lundin och Åhman 1998]. Med beaktande av att de ovan nämnda bristerna i denna typ av rapporteringar redovisas en samstämmighet i såväl symptom som dosbeskrivning vilket inte ger evidens men enligt vår bedömning viss trovärdighet.

⁵ Boverket, Enkätundersökning om boendes upplevda inomhusmiljö och ohälsa.(Betsi) ISBN 978-91-86342-28-9. 2009

I den tidigare nämnda studien som utfördes av Boverket bland 4000 småhus och 3000 flerfamiljshus, (Betsi ⁶) framkom att det fanns samband mellan att känna sig störd av buller och att ofta känns sig trött eller att ha huvudvärk. Statistiska samband kunde påvisas mellan störning av ljud från fläktar inomhus, och huvudvärk, störning av ljud från grannar (prat, TV, musik och stomljud) samt trötthet och huvudvärk, samt störning av ljud från hissar och trötthet och huvudvärk. Samband fanns även mellan trötthet och störning av tåg och flygtrafik och trötthet och huvudvärk samt störning.

I det följande ges en kort beskrivning av de viktigaste epidemiologiska och experimentella studierna där low freq* noise or low freq* sound* annoy* symptom*, self report* health (not animal) finns med i abstrakt eller titel och dessa sammanfattas i tabell 1. I tabellhuvud görs en sammantagen bedömning av kvalitet, i mycket låg, låg, moderat, och hög. En mycket låg kvalitet kan t ex bero på liten studiepopulation, bristfälligheter i exponeringsbeskrivning, bristfälliga statistiska metoder, och slutsatser som inte är grundade i data.

⁶ Boverket, Enkätundersökning om boendes upplevda inomhusmiljö och ohälsa. (Betsi) ISBN 978-91-86342-28-9.2009

Tabell 1. Översikt över epidemiologiska och experimentella studier av samband mellan lågfrekvent buller och hälsopåverkan

Reference, Country	Study design	Sample characteristics (response rate)	Noise source(s) & Exposure assessment (Objective vs. Self-reported)*	Outcome assessment	Variables considered as possible confounders	Significant associations with higher LFN exposure levels	Coment re quality:
Ising and Ising 2002 Germany	Cross sectional	56 (7-12yrs) being exposed to various levels of traffic noise. The group was in the analysis divided into high versus low noise levels and compared.	Traffic noise, high proportion of lorries Objective measurements	Indoor measurements of LpCmax, urine cortisol during night Self reported symptoms	Not reported	Higher urine cortisol during first part of the night associated to LpCmax. Cortisol. reported to reported memory, and concentration problems and sleep disturbance	Low
Niven et al, 2000, UK	Cross-sectional	Of a total sample of 947 (80%) working in five buildings, clusters of subjects with a high prevalence of symptoms and a low prevalence of sick building symptoms were chosen (n=308) and symptoms compared to environmental measurements incl low frequency noise.	Air quality: CO2, particles etc, Noise: Third octave SPLs, (LF; HF) cutoff not specified LAeq	Interview, questionnaire on various non-specific physical symptoms.	Not reported	Pooled data from all buildings: Itchy eyes (p=0.001), stuffy nose, dry skin (p<0.01). Data from the "Sick building": Runny nose (p=0.001), stuffy nose (p=0.01) headache, lethargy (p<0.01). Possible cause:" LF noise acts as a sensitizer making people more irritable and aware of any dissatisfaction.	Very Low
Mirowska 2001, Poland	Cross-sectional	60 subjects ≥18 yrs, living in dwellings unexposed & exposed to LFN from indoor installations.	Pumps, transformers, fans and refrigerator units, measured noise spectra at 10-250 Hz.	Self-reported questionnaire assessing annoyance, physical and psychological symptoms.	Not reported (there was no between-group difference in terms of age, gender, non-LFN background noise).	Annoyance, worse perceived health, heart symptoms, chronic insomnia, lower scores on mental health indicators.	Low
Persson Waye och Rylander, 2001, Sweden	Cross-sectional	279 randomly selected subjects, and 171 controls, 18-75 years. Response (83%) Six homogeneous residential areas selected based on low outdoor noise levels & low prevalence of LFN-related complaints.	Heat pumps or heat pump/ventilation systems, measured noise spectra in LFN-exposed areas at 50-200 Hz. Control areas were exposed to mid-frequency ventilation noise	Self-reported questionnaire assessing annoyance and some physical and psychological symptoms.	Not reported (there was similar distribution in terms of age, gender, noise sensitivity, family status, chronic illness, employment status & workload between subjects in the exposed & control areas).	Annoyance (difference in prevalence exposed vs. controls ranged between 10.5 and 16.6%, p<0.05), disturbed concentration (difference in prevalence exposed vs. controls ranged between 7.4 and 17.5%, p<0.05), disturbed rest/relaxation (difference in prevalence exposed vs. controls ranged between 11.8 and 22%, p<0.05).	Moderate

Reference, Country	Study design	Sample characteristics (response rate)	Noise source(s) & Exposure assessment (Objective vs. Self-reported)*	Outcome assessment	Variables considered as possible confounders	Significant associations with higher LFN exposure levels	Coment re quality:
Persson Waye et al 2003, Sweden	Cross sectional	41 subjects>18yrs living in flats where one side faced a busy street and one side faced an inner yard	Noise measured indoors with window closed (WC) and slightly open (OW) in a random selection of 10 flats in buildings around a courtyard. Outdoor measurements in the yard. Traffic noise calculated	Prevalence of self- reported annoyance, sleep and physiological and psychological symptoms	Too small sample to assess this influence	36% reported very or extremely annoyed by fan/ventilation installations at average third octave band SPL levels at the FoHMFS 2014:13 with WC and exceeded by about 10 dB with WO. A-weighted levels with WC were on average LAeq31 and LCEq 50.	Moderate but very small sample
Chang et al, 2014, Taiwan	Cross-sectional	820 subjects Living near main roads for more than 3 years with mean age=36 (774 controls). fem=51%. 20 households within 100 m from each measurement site.	Road traffic, measured outdoors Time weighted average at the octave bands 31.5-8000 Hz. Leq, LAeq	Identification of 46 cases of hypertension based on standardized interviews, and 774 non cases	Age, gender, body mass index and family history of hypertension, cigarette smoking, alcohol consumption, high salt intake and physical inactivity, total traffic flow rate. No adjustment of socio-economic factors but as the study sample selected from the same area this should not be of high relevance give the other adjustments.	Cases exposed to significantly higher noise levels than controls, although a small difference (2 dB LAeq). Hypertension: Multiple log regression, stratified for age gender, BMI, family history of hypertension, current smoking, alcohol consumption, salt intake, physical inactivity, <u>and</u> total noise and traffic flow showed significantly higher odds for 63 Hz OR=2.77, (95% CI=1.17-6.52), 125 Hz OR=4.08, (95% CI=1.57-10.63) and for 1000 Hz OR=1.98 (1.00-3.92). Trends between 63 Hz, 125 Hz and 1000 Hz and hypertension significant for men but not for women.	Moderate
Persson Waye et al 2001, Sweden	Experimental	12 male subjects exposed while at sleep	Low frequency ventilation noise (LF) at 40dBLAeq and Traffic Noise (TN) at 35dBLAeq 50LAmx.	Cortisol response upon wakeup, self-reported sleep	Not applicable	Saliva response upon wake –up significantly attenuated after nights with LF, but less so and not significantly different for TN. Longer time to fall asleep and after nights with LF and higher irritation in the morning after LF and TF	Low, very small sample

Reference, Country	Study design	Sample characteristics (response rate)	Noise source(s) & Exposure assessment (Objective vs. Self-reported)*	Outcome assessment	Variables considered as possible confounders	Significant associations with higher LFN exposure levels	Coment re quality:
Dzhambov och Dimitrova, 2014, Bulgaria	Cross-sectional	182 (84% response rate) subjects with mean age=36.9, living in an non-industrial area with high levels of traffic/neighbourhood noise, based on noise monitoring Municipality data. Female=45%.	Outdoor/neighbourhood (Subjectively assessed)	Semi-structured interview survey, assessing noise-induced aggression (Displaced Aggression Questionnaire, DAQ)	Age, years of residency, perceived noise sensitivity, continuous/intermittent noise exposure, frequency of hearing noises above normal threshold, interaction age and years of residency	Perceived noise sensitivity, type of noise exposure frequency of perception significantly prediction DAQ, while Noise freq missed significance $p=0,066$.	Low
Toriji et al 2011 Netherlands	Field experimental	100 subjects age and gender, education, noise sensitivity distribution in accordance to reference survey (among 1000 subjects, about 17% response rate)	Recorded sounds from Train a grande vitesse (TGV) at 140 and 300 km/h Dutch intercity (IC) at 140Km/h, and Transrapid 08 (T08) at 200, 300 and 400 km/h. Road traffic noise from highways and local road. Recorded distances 25m, 50m, 100m and 200 m, 10 minute stimuli	Magnitude estimation scaling of noise Annoyance. Exposure analysed re: temporal factors Temporal Sound Level Variance (indicator of sound level fluctuations) (TSLV) and Crest factor (indicator sound level impulsiveness CF) Spectral factors Percentage of sound pressure levels in the critical bands (31.5-125; 315 Hz, and 650-2500 Hz) (PSP) appearance of tonal components (TP) in these critical bands and spectral level deviation (SLD) calculated as the standard deviation of the 1/3 octave band of the frequency range of the noise (20 Hz - 20 KHz)	Age, gender, education, noise sensitivity as the reference population, though low response rate	Strongest correlation $r>0.40$ $p=0.01$ between noise annoyance 1/3 octave bands within 31.5 Hz to 100 Hz and 800, 1000, 1250.Highest correlation between annoyance and tonal compounds in the low frequency range <125 Hz. For composite descriptors, highest correlation between SLD, TC, PSP (describing spectral characteristics) and Leq $r<0.77$. Significant but lower correlation for LAeq $r=0.66$, and temporal factors (CF, TSLV) $r=0,57-61$: A multiple regression model showed that LAeq explained least or 44% of the variance, and similar to the temporal characteristics, while spectral factors (PSP, TC, and SLD) explained 86% of the variance.	Moderate
Inaba och Okada 1988, Japan	Experimental	Six subjects exposed while at sleep	Tones at 10, 20, 40 and 63 Hz with 75 to 105 dB for 10 and 20 Hz, and 50 to 100 dB for 40 and 63 Hz.	EEG arousals	Not applicable	No significant difference between the four sounds for levels <85 dB SPL. At levels >85 dB the sleep stage shift or body movements were significantly higher for 40 and 63 Hz as compared to 10 and 20 Hz.	Low Very small sample

Reference, Country	Study design	Sample characteristics (response rate)	Noise source(s) & Exposure assessment (Objective vs. Self-reported)*	Outcome assessment	Variables considered as possible confounders	Significant associations with higher LFN exposure levels	Coment re quality:
Nagai et al 1989	Cross sectional	368 exposed and 98 controls	Traffic noise	Self reported questionnaires	Not reported	Annoyance, irritation, sleep disturbance, pressure over head, pain	Low
Persson Waye et al 2003, Sweden	Experimental	26 male subjects exposed while at sleep	Low frequency ventilation noise (LF) at 40dB LAeq.	Cortisol response upon wakeup, self-reported sleep	Not applicable	No significant effect on cortisol response related to exposure. Higher tiredness and less socially oriented after nights with LF	Moderate
Persson Waye och Agge, 2005, Sweden	Cross sectional	473 subjects >18yrs living in flats where one side faced a busy street and one side faced a inner yard with low (LL), medium (LM), and high levels (LH) of noise from ventilation units assed by the dBC levels.	Noise measured indoors with window closed (WC) and slightly open (OW) in a random selection of 10 flats in buildings around a courtyard. Outdoor measurements in the yard. Traffic noise calculated	Prevalence differences between high and medium and low exposed yards, Differences in annoyance, sleep and physiological and psychological symptoms	Similar distribution of possible moderators and confounders between the yards with the exception of single households, that were higher in H and smokers that were lowest in M. None of these factors played a role in the log regression or associations.	The prevalence of noise annoyance was 50% in LFH, 22,5% in LFM and significantly higher as compared to LL. Moving from one category L to M or M to H increased the odds of being annoyed 3.29 times. Bedroom location and impression of the yard (calm, polluted) also played a role.	Moderate
Mirowska 1998	Cross-sectional	30 subjects complaining on LFN were matched with regard to age and sex and living conditions to 30 non complainers.	Self-reported	Self-reported questionnaire	Not reported	Higher occurrence of sleep disorder and depression	Very low
Magari et al., 2014, USA	Cross-sectional	62 Subjects with mean age=36.9, living in and around a wind park. Female=43.5%.	Indoor & outdoor LFN (20-250 Hz) & infrasound (6.3-16 Hz) from wind turbines (measured).	Self-reported questionnaire assessing annoyance levels & residential satisfaction.	General opinion on wind turbines, Opinions on altered views, possible relationship between participant & operator, self-reported types of noise.	None	Low

Nuvarande kunskap vad avser hälsopåverkan av varierande och transienta lågfrekventa ljud

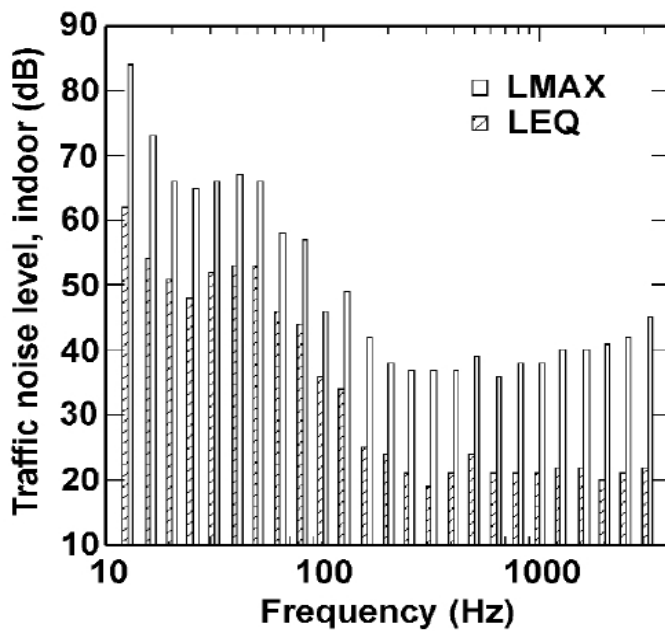
Av tabell 1 framgår att vi funnit fyra befolkningsstudier samt en fältexperimentell studie där man specifikt studerar sambandet mellan lågfrekvensinnehåll i trafikbuller och påverkan på hälsa samt sömn. En studie visade på samband mellan lågfrekventa oktavband (63,5 Hz and 125 Hz) och 1000 Hz för trafikbuller och hypertoni även efter det att man korregerat för total bullernivå (L_{Aeq} 8h) och trafikflöde (Chang, Beelen et al. 2014). Denna studie redovisas i detalj i tabell 1. Studien är baserad på mätningar och inte beräkningar vilket möjliggör sambandsanalyser av spektral karaktär. 42 mätpunkter mättes under 15 minuter perioder under dagtid. Omräkning av dos från 15 minuter till 8 timmar gjordes utifrån på tidsmedelvägda ljudnivåer. Logistisk multipla regressions analys där korrigeringar gjordes för ålder, kön, vikt och längd (body mass index), fysisk aktivitet, saltintag, alkoholkonsumtion och nuvarande rökvanor, hereditet, samt den totala ljudnivån i L_{Aeq} , visade att lågfrekvensinnehållet vid 63 Hz ökade Oddsens med $OR=2.77$ (1.17-6.52), vid 125 Hz ökade oddsens med 4.08 (1.57-10.63) och precis signifikant vid 1000 Hz $OR=1.98$ (1.00-3.92) för risk för hypertoni. Dessa analyser baserade på indelningen av populationen i över (hög exponerad) och under (lågexponerad) median värdet för respektive oktavband. Ingen justering gjordes specifikt för socioekonomiska skillnader, men det är sannolikt av mindre betydelse eftersom alla bodde i samma områden.

Nagai et al 1989 (Nagai N 1989), rapporterade ett samband mellan självrapporterade symptom och lågfrekvent buller från vägtrafik. Studien är av låg kvalitet då rapporteringen är bristfällig.

Den fjärde studien (Ising and Ising 2002) fann signifikanta samband mellan C-vägd max nivå och urinkortisol under natten bland barn. Urinkortisol var även signifikant relaterat till rapporterad störd sömn, minne och koncentrationsproblem. Figur 4 visar ett exempel på medelvärden av spektral fördelning av ljudtrycksnivåer uppmätta inomhus bland de högst exponerade husen.

Ljudnivåerna beskrivs som medelvärdesbildade under 4 sekunders mätningar, men det är något oklart exakt hur långa mättiderna var för mätningar i tredjedelsoktavbanden. Vidare beskrivs inte exakt hur mätningarna genomförts. Av figuren redovisas att bullret vid lastbilspassager inomhus var tydligt lågfrekvent.

I tabell 2 redovisas maximala A-vägda och C-vägda ljudnivåer för de lägst och högst exponerade barnen. Skillnaden mellan grupperna är påtaglig med avseende på maximala C-vägda ljudnivåer, medan skillnaderna är betydligt mindre påtaglig för de A-vägda ljudnivåerna. Denna studie är således ett ytterligare exempel på att A-vägda ljudnivåer inte förmår skilja på hög och låg exponering då bullerkällan är av lågfrekvent karaktär. Slutsatserna av studien måste ses i beaktande av det endast ingår 28 barn i varje grupp, samt tveksamheter vad avser ljudnivåmätningarnas utförande. Exponeringen i denna studie var hög med ungefär 30 lastbilspassager per timma under natten. Då såväl exponering som utfall är objektivt uppmätta är resultaten intressanta och mycket angelägna att följa upp med en större studie.



Figur 4. Tredjedels oktavbandsspektrum från mätningar inomhus Vita staplar L_Fmax, L_CFmax = 78 dB, L_AFmax = 53 dB; Streckade: Leq, L_CEq = 59 dB, L_Aeq = 34 dB. Från (Ising and Ising 2002)

Tabell 2. Ljudnivåer inomhus samt beskrivning av studiepopulationen.

	n	L _{max,m} [dB (C)]	L _{max,m} [dB(A)]	Age [years]	Height [cm]	Weight [kg]
Total group	56	30 – 78	20– 53	7 – 13	119 – 175	19 –72
50% high noise	28	55 – 78	26–53	9,8 ± 2,0	143 ± 14	38 ± 12
50% low noise	28	30 – 54	20– 43	9,7 ± 2,0	145 ± 13	42 ± 13

I den fältexperimentella studien (Torija, Ruiz et al. 2011) exponerades grupper om fyra till sex personer för trafikbuller från Tåg Grande vitesse (TGV) inspelat vid hastigheterna 140 och 300 km/h Dutch intercity (IC) vid 140Km/h, och Transrapid 08 (T08) vid 200, 300 och 400 km/h (Torija, Ruiz et al. 2011). Vidare spelades buller in från vägtrafik från motorväg samt lokalgata. Inspelningar gjordes på avstånden 25m, 50m, 100m och 200m. Exponeringen gjordes utomhus men personerna fick lyssna på exponeringen i ett vardagsrum i ett bostadshus med fönster på glänt. Efter varje 10 minuters exponering fick personerna skatta störning med magnitud skala.

I analysen jämfördes störning dels med tredjedelsoktavbandsmätningar, dels med toner inom olika kritiska bandbredd, och dels med sammansatta mått, som Leq, L_Aeq, och mått som speglar ljudens temporala karaktär och spektrala karaktär. Temporala mått var: Temporal Sound Level Variance (TSVL) vilken speglar nivåvariationer samt Crest faktor (CF) som beskriver ljudets impulsivitet. Spektrala mått var: Procentuell fördelning av ljudtrycksnivå i de kritiska banden (31,5-125; 315 Hz, och 650-2500 Hz) (PSP); förekomst av tonala komponenter (TP) i dessa kritiska band och spektral nivåavvikelse (SLD) vilken beräknades som standardavvikelse av 1/3 oktavband inom frekvensområdet (20 Hz - 20 KHz). Vi tolkar detta senare måttet som en amplitudmodulation inom respektive tersband.

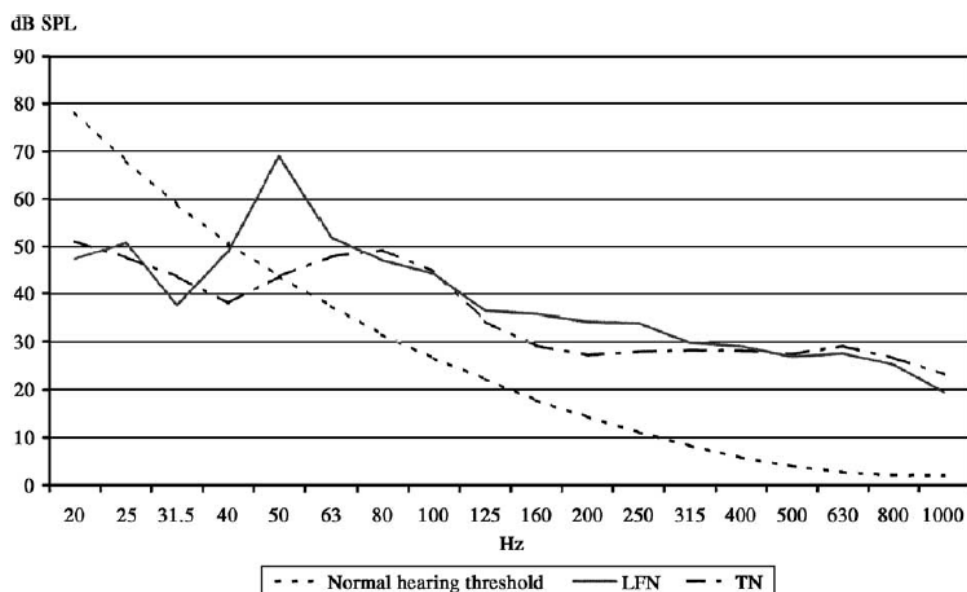
Starkast korrelation $r > 0,40$, $p < 0,01$ fanns mellan störning och 1/3 oktav banden inom 31,5 Hz till 100 Hz samt med 800 Hz, 1000 Hz, 1250 Hz. Starkast korrelation mellan störning och tonala komponenter sågs för toner inom frekvenser < 125 Hz. För sammansatta mått var störning starkast korrelerat till SLD, TC, PSP (spektrala komponenter) och L_{eq} $r > 0,77$. Statistiskt signifikanta men lägre korrelationer fanns även med L_{Aeq} $r = 0,66$ och temporala komponenter (CF, TSLV) $r = 0,57-61$.

Slutligen prövades sambanden och förklaringsgrad av respektive mått i en multiple regression vilken visade att L_{Aeq} förklarade lägst varians eller 44 %, vilket var likvärdigt med de temporala måtten. De spektrala måtten (PSP, TC, SLD) förklarade betydligt högre eller 86 % av variansen.

Sammantaget visar denna studie att de spektrala måtten förklarar nästan dubbelt så stor del av variansen i störning, jämfört med L_{Aeq} , för buller inomhus med stor andel låga frekvenser enligt författarna.

Det kan vara intressant att notera att både (Torija, Ruiz et al. 2011) och (Chang, Beelen et al. 2014) vilka studerat blandat trafikbuller, anger att frekvensområdet under 160 Hz samt i frekvensområdet kring 1000 Hz bäst förklarar utfallen.

En experimentell studie av sömn inkluderade förutom lågfrekvent ventilationsbuller även trafikbuller (Persson Wayne, Clow et al. 2001). Trafikbullret var inspelat på avstånd från en motorväg och till detta hade lagts lastbilspassager vilka varierade i antal över natten för att simulera ett typiskt flödesmönster. Ekvivalenta spektra för de två ljuden framgår av figur 5. Resultaten visade att trafikbullret inducerade i högre grad irritation på morgonen än kontrollnatten. Det lågfrekventa ventilationsbullret ledde till längre insomningstid samt dämpade den hormonella stegringen på morgonen. Ljuden är dock inte jämförbara varken vad avser ljudnivå eller frekvensspektra, eller intermittens, varför det är svårt att dra några slutsatser om ljudens relativa störningspotential. Eventuella slutsatser försvåras även av det låga antalet försökspersoner som i denna studie var 12.



Figur 5. Ekvivalenta tredjedelsoktavbandsspektra för det lågfrekventa ventilationsbullret (LFN) heldragen linje och trafikbullret (TN) streck och punkt markerad linje. Figur hämtad ur (Persson Wayne, Clow et al. 2001)

Sammanfattande kommentar- hälsopåverkan av lågfrekventa ljud

Sammanfattningsvis visar föreliggande studier på ett tydligt samband mellan ökad störning och exponering för lågfrekventa ljud. Andelen störda för lågfrekventa ljud är förhållandevis hög vid lika relativt låga A-vägda och C-vägda ljudtrycksnivåer. Ett mycket litet antal har studerat annan hälsopåverkan än störning och samtliga studier är av tvärsnittdesign vilket inte tillåter säkra slutsatser om orsak och verkan.

En epidemiologisk och en experimentell studie av sömnpåverkan indikerar att lågfrekvent buller kan påverka sömnens återhämtande inverkan, samt påverka hormonell dygnsrytm.

Kunskapsläget vad avser hälsopåverkan av annat slag än störning av lågfrekvent buller är dock mycket svagt och underlaget för att göra en bedömning om transienta och varierande ljud skiljer sig åt i störningshänseende från kontinuerliga ljud är mycket litet. Utgår vi från kunskapen om hur människor reagerar på ljud i andra sammanhang är risken större för akuta stressreaktioner, störning, koncentrationspåverkan och sömnpåverkan av varierande eller transienta ljud. Det är därför svårt att se att det inte skulle vara på likartat sätt för lågfrekventa ljud. Möjligen är det så att kontinuerliga lågfrekventa ljud som också kan vara amplitudmodulerade; som kompressorer och fläktar som stängs av och på vid en viss belastning ger upphov till liknande reaktioner som vid transienta ljud. Detta innebär i så fall att reaktionerna på denna typ av ljud skulle kunna likställas med varierande eller transienta ljud. Det är rimligt att anta att antalet händelser eller passager är av betydelse för hälsopåverkan och att enstaka passager inte kan jämföras med kontinuerlig exponering. Hur antalet passager påverkar störning, och sömn studeras därför mer ingående i kapitel 6. Givet ett tillräckligt stort antal passager är det vår bedömning att det inte finns skäl att anta att varierande eller transienta lågfrekventa ljud skulle ha en mindre påverkan på människan än kontinuerliga lågfrekventa ljud.

Kan lågfrekvent buller värderas utifrån A-vägd ljudnivå?

A-filtret, som bestämmer vägningen av nivå till A vägd ljudnivå togs fram i lyssningsstudier utförda under 1900-talets början och mitt. I dessa studier avgjorde försökspersoner hur lika styrka av toner som presenterades under kort tid (sekunder). Förutsättningarna för dessa studier ligger således långt ifrån de situationer där människor exponeras för komplexa ljud under olika aktiviteter och under lång tid. A-vägningen efterliknar till viss del örats förmåga att höra styrkan för olika toner vid olika frekvenser, dock inte så väl för låga frekvenser och kanske inte heller för riktigt höga frekvenser.

A-vägningen ger för många som mäter ljud ett enkelt värde som kan jämföras med andra mätningar, det kan tyckas enkelt och har länge ansetts vara ett snabbt och smidigt sätt att mäta och även använts för att värdera ett ljuds störande förmåga. För de som störs av lågfrekventa ljud är det dock ofta tydligt att två ljud med samma dBA nivå kan vara mycket olika störande speciellt om det rör sig om ljud som innehåller dominerande låga frekvenser. Före rekommendationerna om lågfrekvent buller (SOSFS 1996:7) var det även ofta ett bekymmer för miljö och hälsoskyddskontoren. I vår uppföljande undersökning bland miljö och hälsoskyddskontor år 2000, (Bengtsson and Persson Waye 2003) framkom att 62 % av de tillfrågade miljökontoren ansåg att de rekommenderade tersbandsnivåerna som infördes för lågfrekvent buller 1996 (SOSFS 1996:7) fungerade bättre eller mycket bättre jämfört med tidigare riktvärden i A-vägd ljudnivå vid bedömning av olägenhet för människors hälsa. Av de tillfrågade tyckte endast 8

% att den praktiska tillämpningen av mindre bra, medan 49 % tyckte att den var mycket bra eller bra (se vidare under kapitel mättekniska aspekter).

Observationen att A-vägningen undervärderar störning från lågfrekventa buller stöds av ett flertal experimentella studier (Kjellberg, Goldstein et al. 1984) (Kjellberg and Goldstein 1985), (Persson, Björkman et al. 1985, Persson and Björkman 1988), (Persson, Björkman et al. 1990)]. I tabell 3 har dessa sammanfattats. Persson, Björkman et al. (1990) exponerade totalt 98 försökspersoner för ventilationsbuller centrerade vid 80, 250, 500 och 1000 Hz vid samma dBA-nivåer. Det lågfrekventa ljudet centrerat vid 80 Hz gavs i medeltal högre störning från 45 dBA men signifikanta skillnader kunde endast påvisas vid 60, 65 och 70 dBA.

Graden av underskattning har studerats i två experimentella studier med olika metodik. Kjellberg et al 1984 (Kjellberg, Goldstein et al. 1984) bad försökspersoner ställa in nivån på två bredbandiga buller innehållande hög respektive låg andel låga frekvenser i syfte att erhålla lika störning. De fann att A-vägningen undervärderade störning för ett buller med hög andel låga frekvenser med 5 dB vid 50 dBA och 8 dB vid 86 dBA. Byström mlf (Byström, Landström et al. 1991) bad två grupper om 24 personer att ställa in den ”högsta nivå där det gick att bibehålla prestationsnivån utan någon extra ansträngning” för ett bredbandigt ljud med mittfrekvensen 100 Hz, eller ett bredbandigt ljud med mittfrekvensen 1000 Hz. Den inställda nivån för ett rutinartat reaktionstidstest var 51,9 dBA för 100 Hz ljudet och 58 dBA för 1000 Hz ljudet. För ett mer mentalt krävande verbalt test, var den inställda nivån 46,4 dBA för 100 Hz och 52,8 dBA för 1000 Hz. Den acceptabla nivån var således ca 6 dBA lägre för det lågfrekventa ljudet och det var även ca 6 dBA skillnad i inställd nivå mellan de två uppgifterna.

Tabell 3. Studies where annoyance has been assessed and compared for noises of low and high frequency

Reference	Type of study	Method	Exposure	Main findings
Kjellberg et al 1984	experimental	20 subjects adjusted a sound to equal annoyance of the other. Exposure time: 10 seconds	two broadband sounds with high vs low proportion LF, 49-86 dBA.	dBA underestimated annoyance of low frequency noise with 5 dB at 50 dBA and 8 dB at 86 dBA
Goldstein and Kjellberg 1985	experimental	12 subjects matched a sound to equal annoyance of the other.	A broad band noise and a low frequency noise with three different slopes	dBA underestimated annoyance of the low frequency noises and dBC overestimated annoyance.
Persson et al 1985	experimental	3*20 subjects in between design rated annoyance on a 4 graded verbal and 100mm graphical scale after 30 minutes exposures	Two ventilation noises with the centre frequencies of 80 and 250, at 40, 50, 55, 60, 65, 70 dBA.	The 80 Hz low frequency sound significantly more annoying than the 250 Hz ventilation sound at 60, 65 and 70 dBA.
Persson et al 1990	experimental	In total 98 subjects (20 in each group) in between design, rated annoyance after 30 minutes exposures	Four ventilation noises with the center frequencies of 80, 250, 500 and 1000 Hz, at 40, 50, 55, 65, 70 dBA.	The underestimation of the dBA weighting was frequency and level dependent. For the 80 Hz sound the underestimation was 3.5 dB at 65 dB SPL and 6.5 dB at 75 dB SPL.
Byström et al 1991	experimental	2*24 subjects in between design, tuned in the highest acceptable level for performance of routine and complex tasks, Exposure time 15 minutes	Broadband noises centered at 100 Hz and 1000 Hz.	Acceptable level was 6 dBA lower for the LF noise.
Pawlaczyk-Luszczyńska et al 2003	field/ experimental study	145 male control room workers rated annoyance on a 100mm graphical scale, after 20 s exposures.	Four recorded samples of LF noise and four samples of a flat-frequency noise, 68-93 dBA, and 62-84 dBA resp. Exposed via headphones in a quiet room at work.	The LF sounds rated as significantly more annoying. The difference between equal annoyance as assess by linear dose response relationships amounted to 9 -10 dB
Persson Wayne et al 2001	experimental	32 subjects performed different cognitively demanding tasks at high workload conditions during 120min exposures. Rating of annoyance after the work session on a 100mm graphical scale.	LF ventilation noise and flat-frequency ventilation noise (FF-noise), both at 40 dBA.	The LF sound was rated as significantly more annoying than the FF-sound. Subjects classified as high sensitive to LF were more annoyed than subjects low sensitive to LF sounds.
Bengtsson et al 2004	experimental	38 subjects performed different cognitively demanding tasks at low workload conditions during 240 min exposures. Rating of annoyance after the work session on a 100mm graphical scale.	LF ventilation noise vs flat-frequency ventilation noise (FF-noise), both at 45 dBA.	No significant difference of annoyance between sounds were found.
Pawlaczyk-Łuszczyńska et al 2005	experimental	In total 191 subjects performed tasks of different cognitive demands during 60 minute sessions. Rating of annoyance, 100mm graphical scale.	Background noise at 41 dBA, LF noise at 51 dBA and flat-frequency noise (FF-noise) at 51 dBA.	No significant difference of annoyance between the exposure sounds, subjects classified as high sensitive to noise were more annoyed in the LF noise as compared to low sensitive.

Flera studier har undersökt hur man bättre kan värdera risken för störning av lågfrekventa buller, t ex genom att ersätta A-vägningen med ett annat bullermått. Dessa studier innehåller såväl ”stationära” bullerkällor som icke stationära.

För stationära ljudkällor fann (Kjellberg and Goldstein 1985) att upplevd ljudstyrka för lågfrekvent buller bäst predicerades av dBB följt av dBD, PhonDB [ISO 1975] och PLdB (Stevens 1972). I en arbetsmiljöstudie fann (Landstrom, Kjellberg et al. 1991(a)) att sambandet mellan störning och individuell uppmätt bullernivå var förhållandevis likvärdigt för dBLin, dBA, dBB, dBC och dBD. Sambanden var dock generellt svaga. När måtten dBA-dBC och Zwickers loudness (sone) inkluderades i analysen ökade inte förklaringsgraden nämnvärt (Holmberg, Landstrom et al. 1996).

En senare studie syftade till att analysera hur väl skillnaden mellan dBC och dBA predicerade störning för lågfrekvent ljud utgående från ett stort antal mätningar av störning och ljudtrycksnivåer i olika arbetsmiljöer (Kjellberg, Tesarz et al. 1997). Resultaten visade att när bullerexponeringen angavs som skillnaden mellan dBC och dBA ledde detta en signifikant men mycket liten ökning på 1,4 % av den förklarade variansen av störning.

För icke stationära ljudkällor fann (Shield, Matthews et al. 1991) högst korrelation mellan störning och lågfrekvent buller från Docklands ”lättniktståg” när bullret beräknades utifrån dB lin, dBLfr (total medel energi för tersbanden 25 till 200 Hz), och dBC. Schomer (Schomer, Suzuki et al. 2001) utvärderade olika typer av bullerkällor och fann att lika-ljudstyrkevägd ljudtrycksnivå (LLSEL) samt lika-ljudstyrkevägd ekvivalentnivå (LL-LEQ) predicerade störning bättre än A-vägningen. Han föreslog att för lågfrekventa bullerkällor som vissa transportbuller samt för impulsljud kunde man addera 12 dB. Han påtalade inga bekymmer med att mäta tredjedelsoktavband med dagens (2001) instrument. I en experimentell studie som utvärderade ljudstyrka samt störning av vägtrafikbuller med olika innehåll av låga frekvenser, fann Nilsson (Nilsson 2007) att störning och ljudstyrka ökade ju större lågfrekvensinnehåll bullren innehöll. Vidare fann han att Zwickers loudness (LN) var överlägsen A-vägning för bedömning av ljudstyrka och korttidsbedömd störning.

Sammanfattande kommentar om bedömning av lågfrekventa ljud från A-vägd ljudnivå

Sammanfattningsvis visar tabell 3 att när två ljud med olika frekvensinnehåll jämförs med avseende på störning kommer det lågfrekventa bullrets störande inverkan att underskattas av den A-vägd nivå. Underskattningen är nivåberoende, och varierar mellan studier från 3-7 dB vid nivåerna 40-70 dBA. Vår bedömning utifrån de experimentella studierna är att A-vägningen underskattar störning med uppskattningsvis 5 dB för vanliga inomhusnivåer i boendemiljön.

Det framkommer att man i flera studier försökt att finna alternativa sammanvägda bullermått som bättre skulle predicera lågfrekvent bullerstörning. Det finns dock inte en kandidat som entydligt har högst samband. Vid dessa utvärderingar samvarierar de olika vägningsmåtten varför korrelationerna mellan måtten generellt sett är mycket höga. Det går därför utifrån dessa studier inte att dra slutsatser kring om ett alternativt mått är bättre än något annat.

Samtliga experimentella studier i tabell 3 har haft en ljudkälla av kontinuerlig karaktär och utifrån dessa studier kan vi inte uttala oss huruvida A-vägningens underskattning av störning för lågfrekventa ljud skulle påverkas av om ljudkällan varit av varierande eller transient

karaktär. Baserat på de studier av transient karaktär som redovisas är det AMMs bedömning att A-vägningen tycks undervärdera störning även för denna typ av ljud.

Psyko-akustiska faktorer av betydelse för värdering av ljudstyrka och störning av lågfrekvent buller

Upplevd ljudstyrka

En upplevd fördubbling av ljudstyrka eller hörstyrka sker vid låga frekvenser inom ett betydligt snävtare intervall jämfört med högre frekvenser. Hörstyrka eller engelskans loudness är den subjektivt upplevda intensiteten av ljud och lika ljudnivåkurvor visar på sambandet mellan vår uppfattning av toners intensitet/styrka vid olika frekvenser som bedömts vara lika starka som en referenston vid 1 kHz. De standardiserade kurvorna täcker frekvensområdet 20 Hz till 10 kHz. Avståndet mellan två kurvor är lika med en två-faldig ökning av upplevd intensitet som för en 1 kHz ton är lika med 10 dB. Detta är dock inte direkt tillämplig för det låga frekvensområdet där kurvorna ligger närmare varandra. Avståndet mellan två kurvor vid 63 Hz, är 5-7 dB. Detta betyder att för att en ton vid 63 Hz skall uppfattas som dubbelt så stark räcker det att öka nivån med 5-7 dB. På samma sätt kommer en ökning med 10 dB vid 50-63 Hz att uppfattas som upp till fyra gånger så stark.

Lika störning – och starkare reaktion för de allra lägsta frekvenserna.

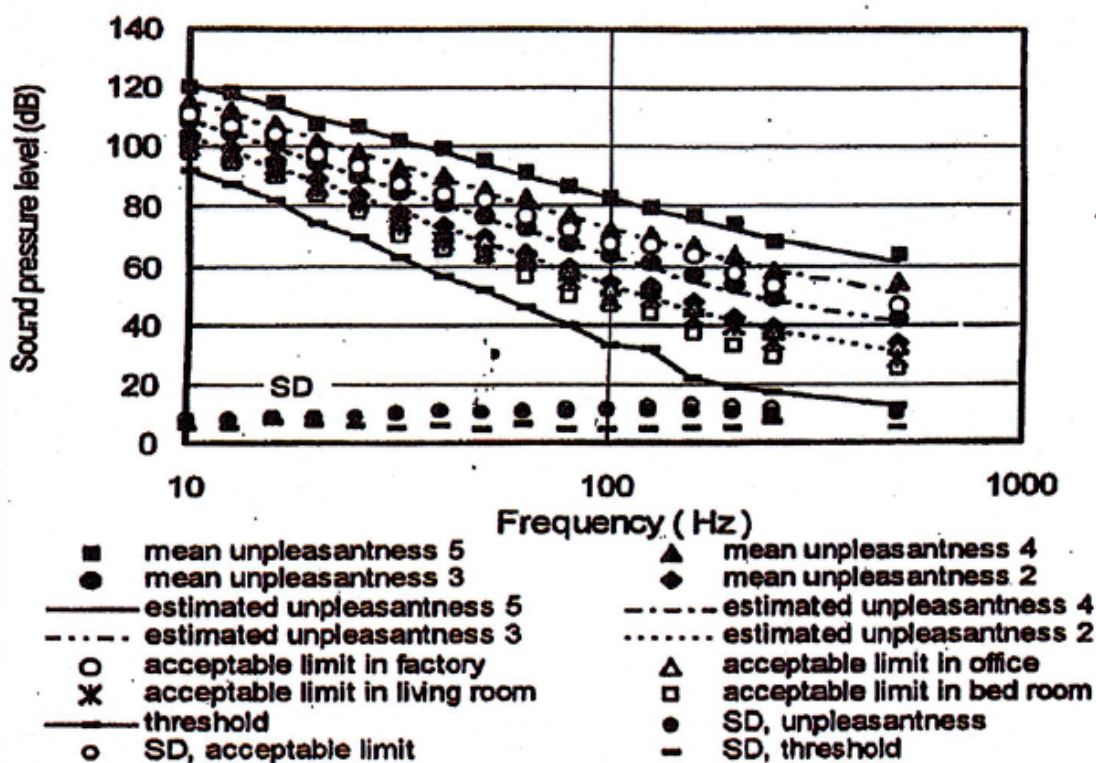
Motsvarande förhållande anges i princip gälla även för experimentellt bedömd *störning* (Møller 1987). (Widmann 1993) kunde även påvisa att samma förändring av ljudtrycksnivån medförde än större förändring av störning än hörstyrka. En ton vid 20 Hz bedömdes 2,2 gånger starkare men 3,2 gånger mer störande än en ton vid 250 Hz. Liknande resultat fann (Broner 1998) som också kunde se att skillnaden mellan störning och ljudstyrka var större ju lägre den dominerande frekvensen var. I undersökningar av tolerans för olika frekvenser fann (Broner 1984) en betydligt lägre tolerans för frekvenser inom den lägre delen av det lågfrekventa frekvensområdet (20 till 50 Hz). Detta var speciellt tydligt för personer som störts av lågfrekventa ljud i sin bostad, men trenden kunde även ses bland personer som inte varit utsatta för lågfrekventa ljud i sin bostad. I en uppföljande studie och med undersökningar av högre ljudtrycksnivåer från 90 till 105 dB SPL kunde man inte se detta frekvensberoende (Broner and Leventhall 1985).

En starkare reaktion för frekvenser inom den lägre delen av lågfrekvensområdet kunde dock ses i experimentella studier utförda av (Inukai 1990) vilka fann att frekvenser kring 40-63 Hz gav upphov till starkast negativ respons. I linje med dessa resultat fann (Yamada 1980), att det fordrades en mindre ökning av ljudtrycksnivåer över hörtröskeln för att effekter skulle uppträda ju lägre frekvensen var.

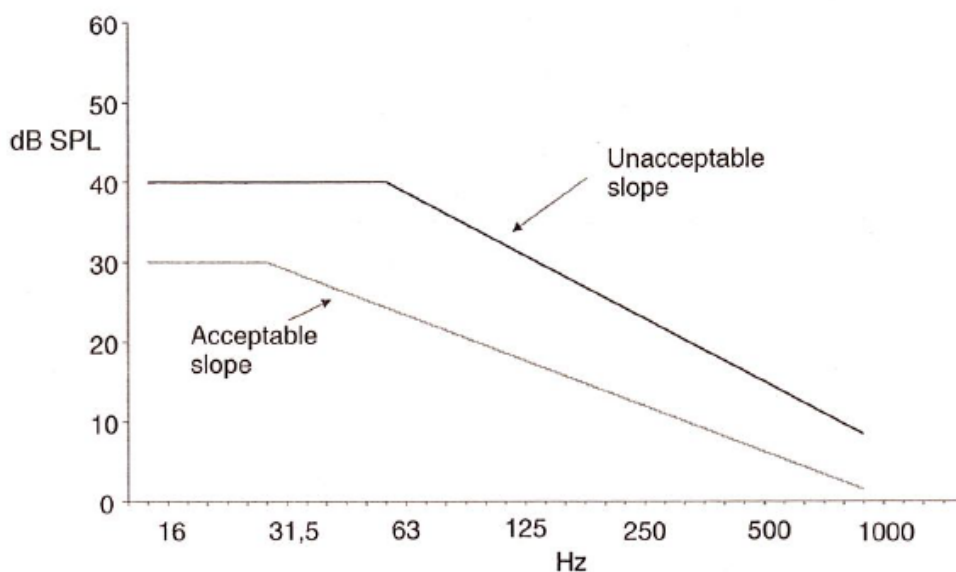
Betydelsen av spektral balans

(Inukai 2000) utvärderade lika behaglighet/obehaglighet för toner från 10 Hz till 500 Hz, i experimentella försök där 39 försökspersoner medverkade. Resultaten redovisades i lika obehaglighetskurvor (figur 5), vilka antog en linjär lutning med -5-6 dB per oktav. (Bryan 1976) fann i sina studier att en spektral lutning från frekvensen 32 Hz mot det högre frekvensområdet var acceptabel om lutning var 5,7 dB /oktav medan en lutning från 63 Hz med 7,9 dB /oktav var oacceptabel.

I USA har man sedan 50 talet haft gränsvärden eller rekommendationer för buller inomhus från värme, ventilation och luftkonditioneringssystem som utgår ifrån ljudtrycksnivåer i oktavband eller tredjedelsoktavband (Beranek 1957). Revideringen under 90 talet gjordes för att bättre beakta störning av de låga frekvenserna (Broner 1994). Flera studier har under åren utvärderat vilken lutning på ljudets frekvensspektrum som skall bäst motsvarar människors upplevelse av bullret. Figur 6 visar den modell som (Bryan 1976) tog fram för spektral lutning, utifrån empiriskt underlag.



Figur 5. Lika behaglighets/obehaglighetskurvor framtagna i experimentella försök (Inukai 2000)



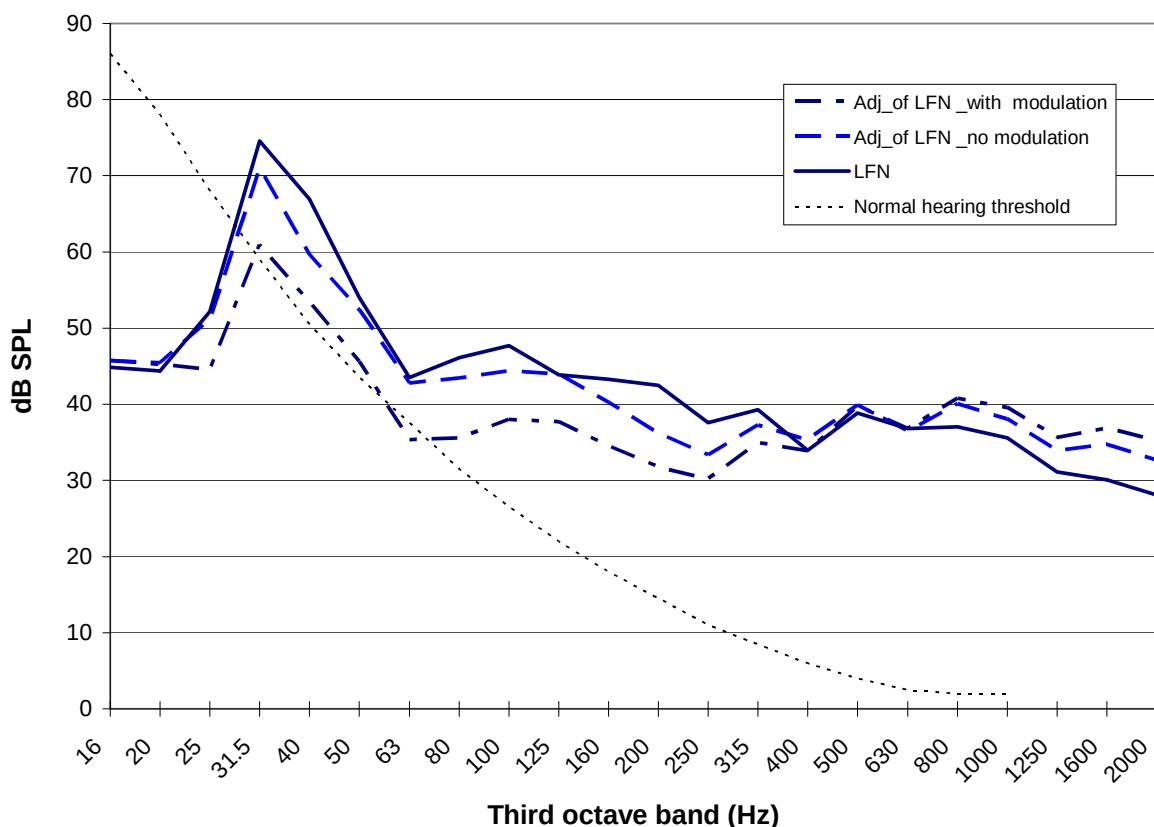
Figur 6. Acceptabel lutning och oacceptabel lutning enligt (Bryan 1976).

Betydelsen av ljudets pulserande karaktär eller inverkan av amplitudmodulationer

Flera studier visar entydigt att modulationer förstärker hörbarhet och störning bland annat (Moorhouse, Waddington et al. 2009). Eftersom flertalet lågfrekventa ljud har någon modulation tar de svenska riktvärdena i de flesta fall hänsyn till detta.

I en experimentell studie ombads försökspersoner att justera den spektrala lutningen av ett lågfrekvent ljud med eller utan amplitudmodulationer med syfte att åstadkomma det mest behagliga eller minst obehagliga ljudet (Bengtsson, Persson Waye et al. 2004). Då alla justeringar gjordes utifrån bibehållen A-vägd ljudtrycksnivå innebar en minskning av det låga frekvensinnehållet samtidigt en ökning av de mellan och högfrekventa innehåll. Försöket visade att personerna justerade ner låga frekvenserna signifikant mer när ljudet innehöll amplitudmodulationer, jämfört med utan (Figur 7). Skillnaden var i storleksordning -4dB/oktav jämfört med originalljudet när ventilationsljudet innehöll modulationer.

Således visade denna studie att amplitudmodulationer var en mycket viktig förutsättning för hur den spektrala balansen upplevdes.

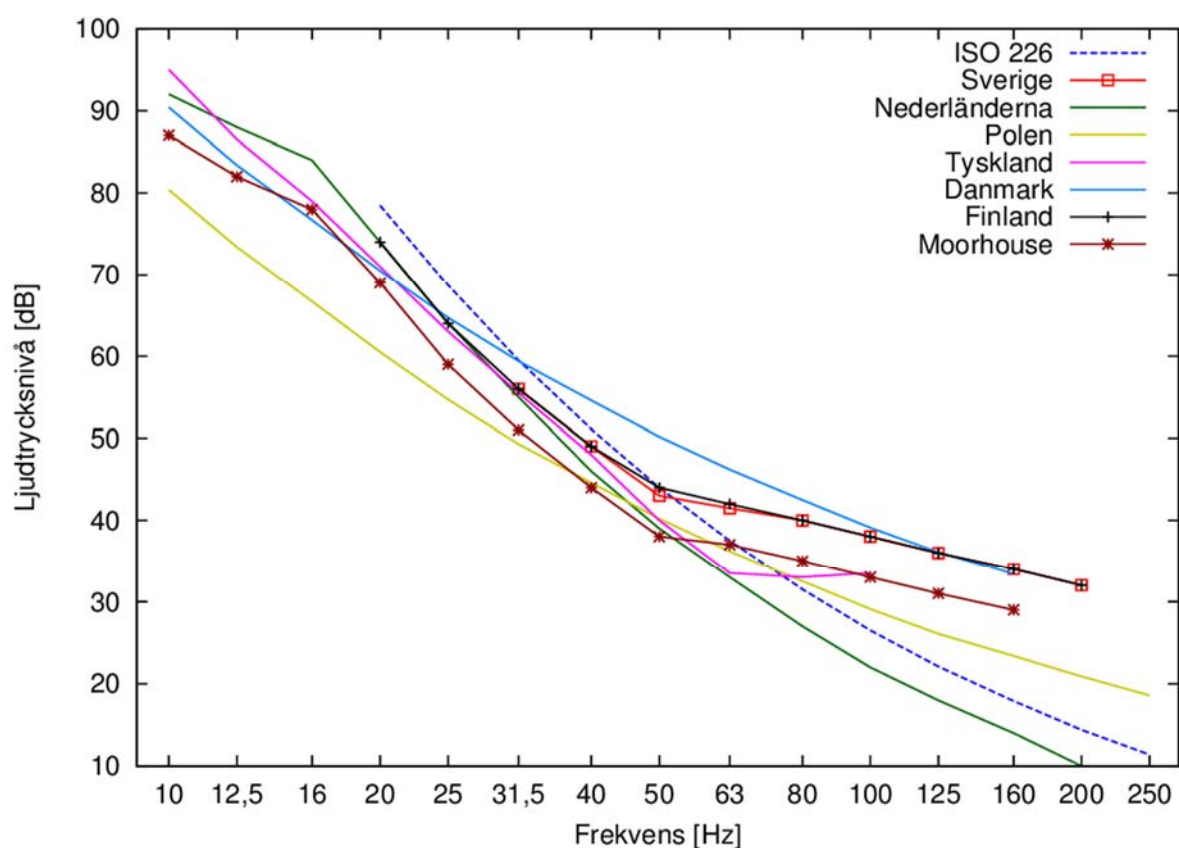


Figur 7. Spektral lutning på frekvensspektra från originalljudet LFN heldragen linje, samt från resulterande spektrum när ljudet innehöll modulationer -- samt inte innehöll modulationer - - (Bengtsson, Waye et al. 2004).

Riktvärden för lågfrekvent buller i Sverige och i andra länder

Idag har ett antal länder i Europa antagit eller föreslagit riktvärden för inomhusnivåer av lågfrekvent buller (se figur 8). Sverige var bland det första land som tog fram riktvärden för lågfrekvent buller i inomhusmiljön med ljudtrycksnivåer i tersband från 31,5 till 200 Hz som inte skulle överskridas (Persson Waye 1995, Persson Waye, 1997 #1719) vilka sedan antogs som Socialstyrelsens riktvärden (SOSFS 1996:7), numera FoHMFS 2014:13. Värdena var baserade på empiriska data från fallstudier, fältstudier och en genomgång av litteraturen. Ljudtrycksnivåerna skulle enligt rekommendationerna mätas enligt en metodik framtagen av SP (SP INFO 1996:17.) Denna har nu reviderats till SS-EN ISO 16032.

Tyskland har rekommendationer för att skatta lågfrekvent buller i den allmänna miljön (DIN 45680, 1997) som bygger på arbete av (Piorr and Wietlake 1990) och Danmark, Miljøstyrelsen 1997 har rekommendationer baserade på de erfarenheter som gjorts i Holland (Vercammen 1989, Vercammen 1992). En grund för bedömningar av lågfrekvent buller i den allmänna miljön har också antagits i Polen (Mirowska 2001). Även Finland och UK (Moorhouse, Waddington et al. 2005) har rekommendationer för lågfrekvent buller vilka båda har mycket stora likheter med de svenska rekommendationerna. Finlands riktvärden finns specificerade i förordning 545/2015 (www.finlex.fi/sv/laki/alkup/2015/20150545) och gäller för alla källor som bedöms vara lågfrekventa, inklusive de olika transportbullerkällorna, och avser ekvivalenta ljudnivåer uppmätta över en timma. Mätmetoden är liknande den Svenska. Riktvärden för dagtid ligger i Finland 5 dB över nattetidsvärden angivna i Figur 8, och utvärderas även då över en timma.

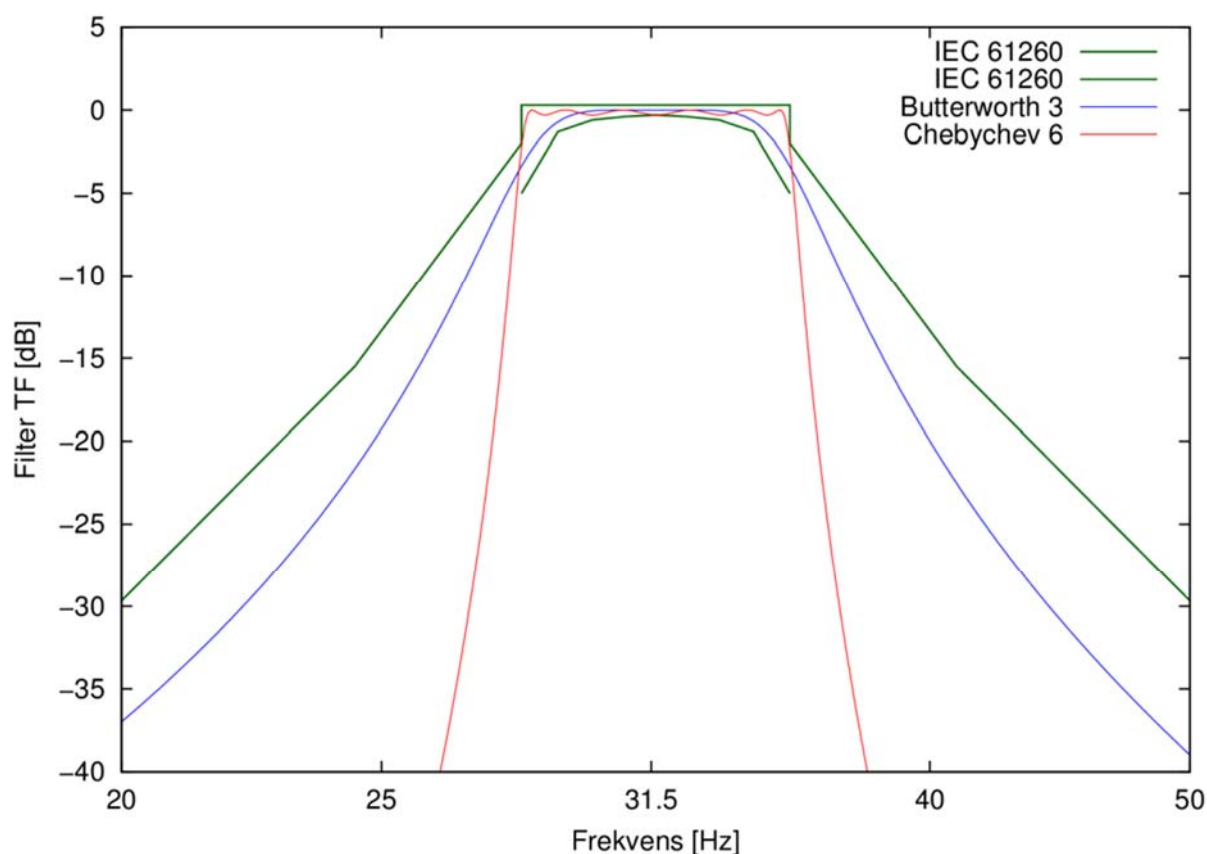


Figur 8. Riktvärden för lågfrekvent buller för olika länder i Europa, samt ISO normaltröskelnivå streckad blå linje (Oliva, Hongisto et al. 2011).

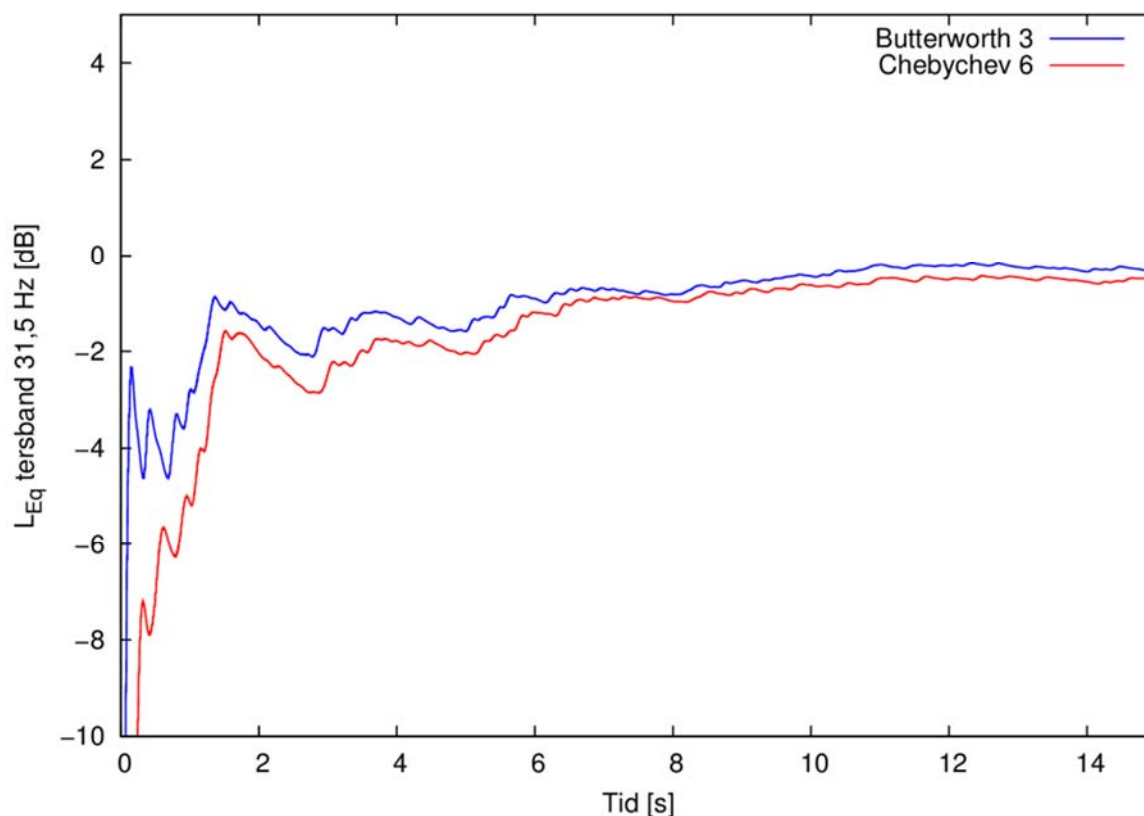
Mättekniska aspekter

Filter, passagetid, transienta källor

Ljudtrycksnivån i de standardiserade tersbanden mäts med en ljudnivåmätare som skall uppfylla kraven i standarden IEC 61260. För låga frekvenser så blir tersbanden smalare, tersbandet 25 Hz omfattar frekvenser från ca 22 till 28 Hz, medan tersbandet 1000 Hz omfattar ca 890 till 1120 Hz. Den absoluta bandbredden för filtren blir alltså väldigt smal för tersbandsfilter för låga frekvenser. Filter med liten bandbredd får större påverkan på signalen i form av tidsfördröjning/fasförskjutning. Detta gör det betydligt svårare att mäta korta händelser med god noggrannhet för låga frekvenser. I figur 9 visas två olika tillämpningar av tersbandsfiltret 31,5 Hz tillsammans med kravkurvan för klass 1 enligt IEC 61260, dels ett Butterworth-filter av tredje ordningen, och ett Chebychev-filter av ordning 6. Båda filtren kan realiseras som antingen analoga eller digitala, men i moderna ljudnivåmätare är det oftast digitala filter som används. Som synes så klarar båda filtren att uppfylla kravkurvan. I figur 10 visas ljudnivån i tersbandet 31,5 Hz som ekvivalent nivå för de båda filtren med först total tystnad och sedan ett vitt brus som slås på vid tidpunkten $t = 0$ s när också mätningen startar. I detta exempel är det tydligt att det dröjer ett antal sekunder innan nivån stabiliseras kring den korrekta, och skillnaderna är mycket stora mellan de båda filterdesignerna under den första sekunden.



Figur 9. Exempel på två filter vilka både uppfyller kravet för klass 1 enligt IEC 61260.



Figur 10. Exempel på respons för två olika tersbandsfilter för tersbandet 31,5 Hz. Insignalen består av ett vitt brus som slås på vid $t=0$ s. Signalen är normaliserad så att 0 dB motsvarar korrekt nivå efter en lång mättid.

Detta är förklaringen till att det är problematiskt att mäta maximal nivå i de lågfrekventa tersbanden, den resulterande maximala nivån beror på hur tersbandet är implementerat i ljudnivåmätaren. Även om man mäter ekvivalent nivå så blir mätningen svårtolkad om mättiden är för kort. I mätmetoden för buller inomhus anges att man inte skall redovisa spektrum utan endast mäta A-vägd maximal nivå om ljudet består av korta impulser. I samma rapport rekommenderas att man skall mäta ekvivalent nivå i perioder om minst 30 sekunder och analysera spridningen dels mellan mätpunkterna, och dels genom att titta på standardavvikelsen mellan perioderna. Är standardavvikelsen för stor så skall man göra fler mätningar enligt ett särskilt schema, och om spridningen fortsätter att vara för stor skall man försöka att göra om mätningen med längre tidsperioder eller vid ett annat tillfälle.

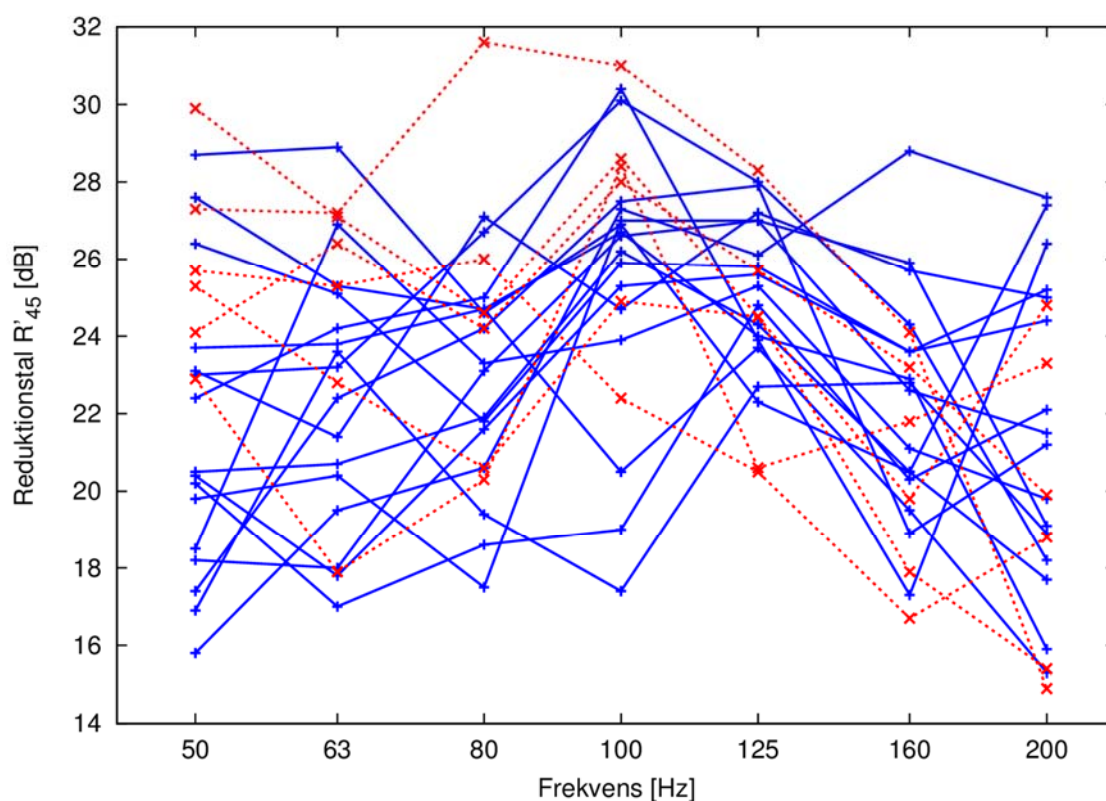
Mätning av lågfrekvent buller i rum

Vid låga frekvenser är våglängden hos ljudvågorna jämförbara med rummets eller begränsningsytornas dimensioner. För 20 Hz är våglängden ungefär 17 meter, och för 200 Hz är den ungefär 1,7 meter. När ljudvågorna rör sig i rummet så reflekteras de mot rummets ytor, och sprids via diffraktion emot kanter, ojämnheter och objekt i rummet. Tillsammans skapar dessa fenomen resonansmönster. Vid resonansfrekvensen så förstärks ljudtrycket närmast väggar och hörn men även på platser fritt ute i rummet. På andra platser uppstår noder, med mycket lägre ljudtrycksnivå. För bredbandiga buller samverkar mönstret för flera olika resonansfrekvenser, och för tonala eller mycket smalbandiga buller så kan ljudfältet helt domineras av

en resonans om den sammanfaller med bullerkällans frekvens. Ju lägre frekvensen är och ju smalbandigare källans spektrum är, desto större blir ljudtrycksskillnaderna i rummet. Skillnaderna i ljudtrycksnivå i ett lågfrekvent tersband mellan två punkter i ett vanligt möblerat rum kan vara 10-15 dB.

Det finns flera metoder som beskriver hur man skall genomföra mätningar i rum för att få repeterbara och representativa resultat vid låga frekvenser. I princip alla metoder syftar till att beräkna medelvärdet av ljudtrycket i rummet och utgår från flera mätpositioner varav en eller flera skall vara i närheten av rummets hörn, i tabell 4 finns en sammanställning från (Oliva, Hongisto et al. 2011). För samtliga metoder är det också så att metodens spridning är större vid låga frekvenser.

Vid låga frekvenser blir också interaktionen mellan rummets väggar, golv och tak mer komplex. För de högre frekvenser kan väggar och tak betraktas som styva fasta konstruktioner, men vid de lägre frekvenserna kan akustiska resonanser i rummet sammanfalla med vibrationsresonanser i byggnaden. Speciellt viktigt är detta fenomen när källan befinner sig utanför byggnaden, då kan vibrationsresonanser som på ett olyckligt vis kopplar till rumsresonanser i t.ex. en fönsterkonstruktion innebära att ljudvågor enkelt kan passera genom konstruktionen. Denna effekt syns tydligt i figur 11 nedan, där 22 mätningar av fasadisolering i villor byggda mellan 1961 och 1992 redovisas. Skillnaderna mellan olika fasader är stora, reduktionstalet i ett enskilt tersband kan variera från ca 15 dB upp till mer än 30 dB, dvs spridningen är ca 15 dB. Samma fasad kan fungera bra vid vissa tersband och dåligt vid andra. Skillnaden mellan ljudtrycksnivån utanför fasaden och medelljudtrycksnivån inne i rummet beror också på fasadens area sett inifrån rummet och efterklangstiden i det aktuella tersbandet.



Figur 11. Uppmätt reduktionstal i tersband från 50 Hz till 200 Hz för 22 fasader i villor byggda från 1961 till 1992. Blå linje är villor med träkonstruktion, röd streckad linje med konstruktion av tegel, betong eller murblock. Från SP Rapport 1995:39 (Clara Göransson 1995).

Tabell 4. Sammanställning av olika länders mätmetoder för att mäta lågfrekventa ljud. Varje metod mäter i 1/3 oktavband förutom ISO 16302 som mäter i oktavband. (Hämtad från Olivia et al 2011.)

No	Ref.	Country	Number of measurement locations	User or operator locations	Points in corner	Frequency range [Hz]	Minimum distance to walls	Height [m]
1	[8]	Sweden	3	2 user	1 corner	31.5 - 200	0.5	0.6, 1.2, 1.6
2	[9]	Denmark	3	2 user	1 corner	5 - 160	0.5	-
3	[10]	ISO 16032	3	2 user	1 corner	31.5 - 8000	-	0.5, 1.0, 1.5
4	[11]	Germany	1	1 operator	-	10 - 80	-	-
5	[12]	Austria	1	1 operator	-	10 - 80	-	-
6	[13]	Netherlands	1	1 user (or)	(or) 1 corner	20 - 100	0.2 to 0.5	-
7	[14]	Japan	1	1 user	-	10 - 80	-	-
8	[15]	USA	multiple	-	corner	-	-	-
9	[16]	Finland	multiple	user	-	20-200	1.0	-
10	[7]	Pedersen	4	-	corner	-	0.1	0.1
11	This report	Oliva et al.	multiple	user	optional	20 - 10000	0.3	0.6, 1.2, 1.55

Beräkning av låga frekvenser

Sedan början på 2000-talet så finns det beräkningsmetoder som kan prediktera ljudutbredning utomhus i tersband, exempel på dessa är Nord2000 och Harmonoise. Den nyligen utgivna Cnossos-EU, som kommer att vara den beräkningsmetod som skall användas för strategiska kartläggningar inom EU i framtiden, räknar i oktavband. Förutsatt att man har goda källdata för bullerkällorna även vid låga frekvenser finns det möjligheter att beräkna hur mycket lågfrekvens man får i olika situationer, åtminstone utomhus. I en studie från Nederländerna (Schreurs, Koeman et al. 2008) modellerades det större vägnätet i hela Nederländerna och förekomsten av låga frekvenser studerades genom att jämföra A-vägd och C-vägd nivå (beräkning från oktavband). Slutsatserna var att motorbuller är viktigt, och hög andel tung trafik ger mer energi vid låga frekvenser, samt att bullerskärmar är mindre effektiva vid låga frekvenser. Liknande resultat presenteras i en studie av centrala delarna av Pisa, Italien (Ascari, Licitra et al. 2015). Där har man använt Nord2000 för att beräkna låga frekvenser i tersband.

Även om man kan beräkna ljudtrycksnivån vid låga frekvenser utanför fasaden så är det komplicerat att beräkna nivåerna inomhus med god noggrannhet. Små skillnader i konstruktion och rumsstorlek kan ge stora effekter i form av ändrade rumsresonanser och ändrat reduktionstal, varför två till synes identiska situationer kan ge mycket stora skillnader, speciellt om källan är smalbandig som t ex lågfrekvent buller från dieselmotorer. För befintliga situationer kommer det att vara svårt att beräkna med god noggrannhet även i framtiden, men vid nybyggnation finns det större möjligheter att utnyttja avancerade byggnadsakustiska beräkningsprogram för att förutsäga ljudtrycksnivån inomhus, framförallt eftersom alla material osv är kända.

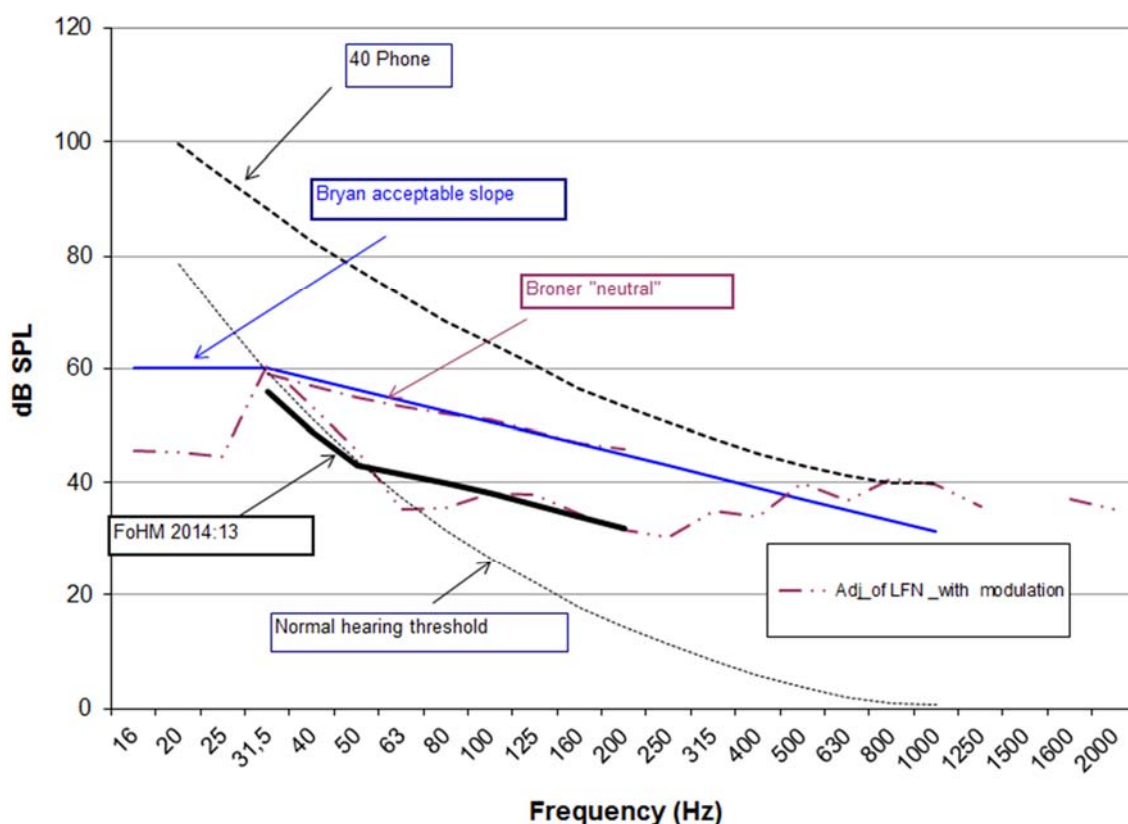
Utvärderingar av hur väl olika riktvärden och/eller bullermått fungerar

Ett fåtal studier har försökt att se hur väl olika sätt att mäta lågfrekvent buller överensstämmer med upplevelse av ljuden/ störning. I en studie, omfattande ett stort antal mätningar av olika ljudkällor som gav upphov till lågfrekvent buller inne i bostäder, jämfördes olika sätt att bedöma de lågfrekventa ljuden. Man jämförde sone, phon, LFA, (Summan av A-vägda tersband 25-160 Hz) LA (10-dBA) samt dBA (Mirowska 1998). För flera av dessa typfall

fungerade riktvärdet LFA=20 och LA=25 väl, men för ljud med enstaka tersband överstigande bakgrunden, vilket ofta är fallet för maskinljud med varvtalsrelaterad tonala komponenter, kyl- och frys kompressorer, fordonsbuller etc. fungerade inget av de sammanvägda måtten.

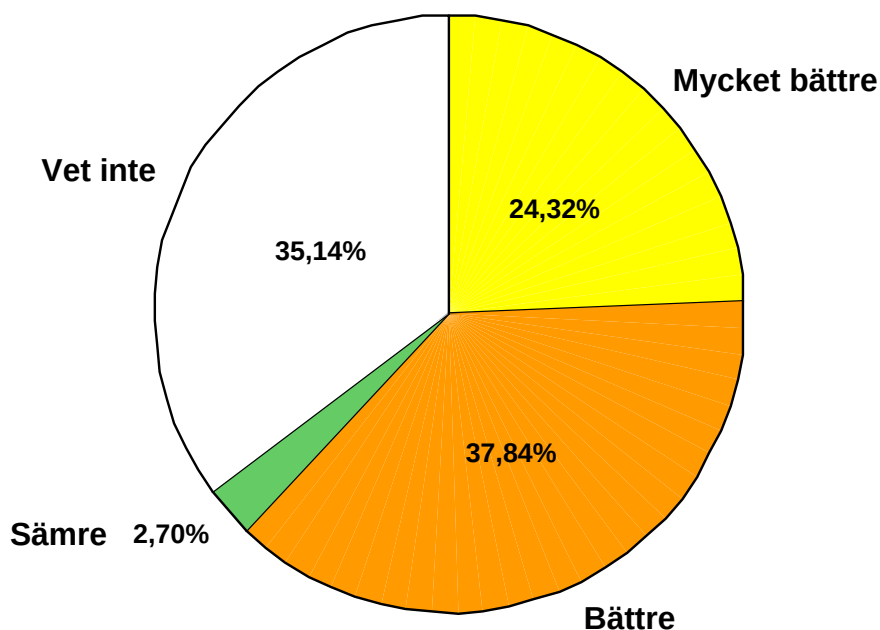
En experimentell utvärdering gjordes av (Poulsen and Mortensen 2002). Åtta olika lågfrekventa ljud bedömdes av 18 normalhörande personer (referensgrupp) och fyra personer som var störda av lågfrekvent buller i sitt hem (särskild grupp). Dessa grupper fick bedöma ljudens störande inverkan under föreställning att de hörde ljuden i deras hem under dagen, kvällen och natten. För referensgruppen gav den danska metoden högst korrelationen mellan objektiva och subjektiva bedömningar, men endast när impulsljudet ”straffades” med 5 dB. För den särskilda gruppen gav den svenska metoden högst korrelationen.

I figur 12 visas riktvärdet för lågfrekvent buller (FoHMFS 2014:13) tillsammans med resultaten från (Bengtsson, Waye et al. 2004). I figuren visas även lutningar som i andra studier visats vara acceptabla, eller neutrala (justerade nivåmässigt). Figur 12 visar att en acceptabel eller neutral kurva/lutning har stor likhet med lutningen på FoHMFS 2014:13 kurva i frekvensområdet 200 till 50 Hz. För frekvenser lägre än 50 Hz, följer kurvan normalhörtröskelkurvan och tar där hänsyn till en hörsel som är något känsligare än normalt. Av figuren ses även att i de försök där försökspersoner fick justera lutningen av ett lågfrekvent ljud med amplitudmodulationer med bibehållen A-vägd ljudtrycksnivå (Adj_of LFN_with modulation ...) var den resulterande lutningen i mycket god överensstämmelse med FoHMFS 2014:13s rekommenderade värden för lågfrekvent buller.



Figur 12. Visar riktvärdet för lågfrekvent buller i Sverige, FoHMFS 2014:13 (svart linje) i relation till spektral lutning på det amplitudmodulerade lågfrekventa ljud som bedömdes som mest behagligt (Bengtsson, Waye et al. 2004), streckad vinröd linje) samt resultat från australienska (Broner 1994) och engelska studier (Bryan 1976) av spektrala lutningar som visats vara acceptabla eller neutrala. I figuren är även normalhörtröskelkurvan samt 40 phon kurvan inlagda som referens.

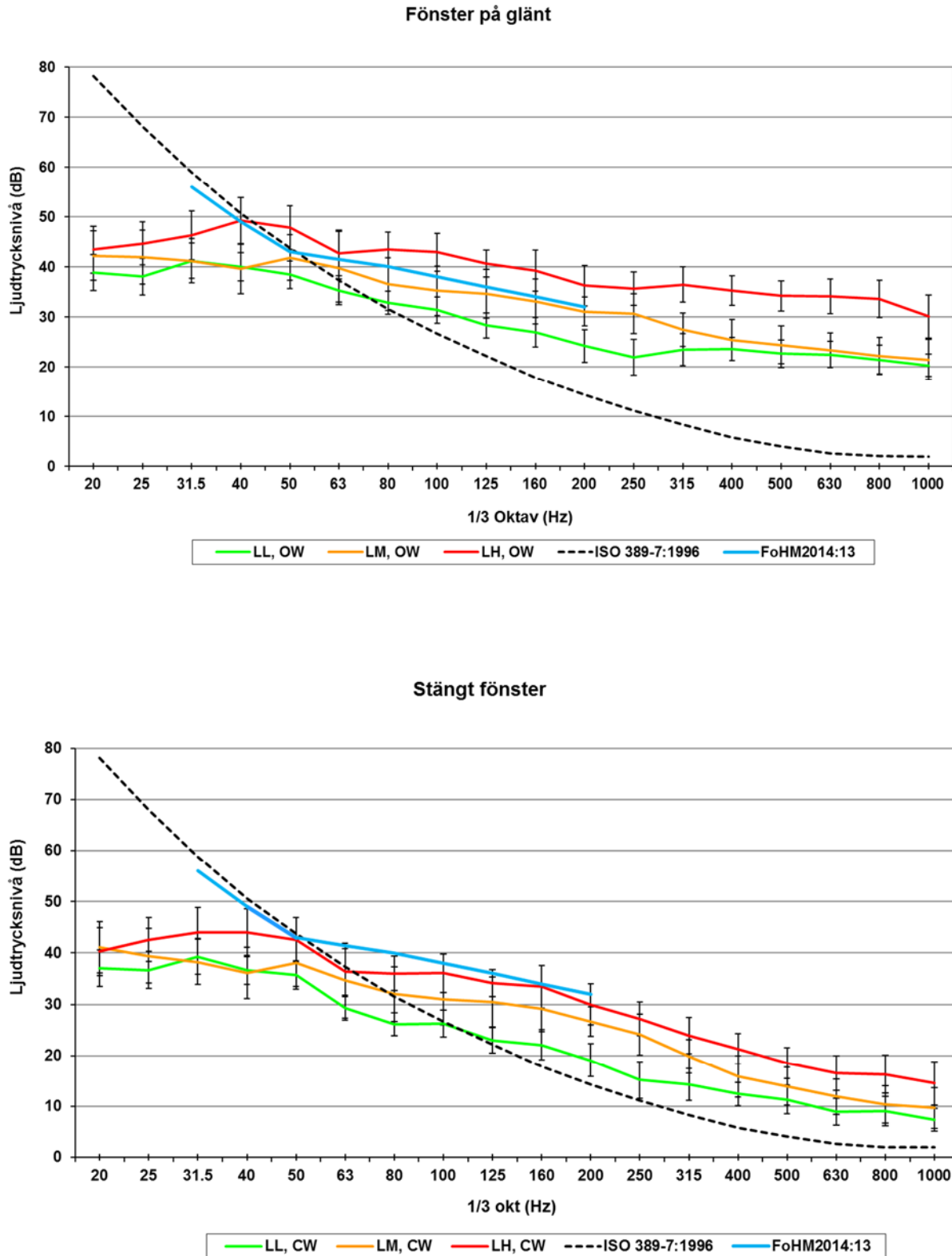
Den svenska rekommendationen antogs 1996, och för att utvärdera tillämpningen och användningen av den nya rekommendationen från den lokala hälso- och miljömyndigheter, en uppföljningsstudie 14 år senare bland ett representativt urval ($n = 37$) av hälso- och miljömyndigheterna utfördes 2000 (Bengtsson and Persson Waye 2003). Intervjuerna visade att ca 2/3 av myndigheterna alltid eller ibland utförde mätningar med tredjedelsoktavbandsanalys av ett lågfrekvent buller när ett klagomål skulle utredas. Nära två tredjedelar (62 %) av myndigheterna uppgav att de nya rekommendationerna fungerade "bättre" eller "mycket bättre" jämfört med de tidigare riktlinjerna i A-vägda ljudnivåer vid bedömningen av klagomål på lågfrekvent buller (Figur 13). Orsakerna till detta anges i kommentarer var "Ger mer specifika värden, dBA gav bara ett sammanvägt värde", "Lätt att mäta och lätt att bedöma", och "Också de som måste vidta åtgärder får hjälp". Endast en kommun var inte bekant med den nya rekommendationen för lågfrekvent buller



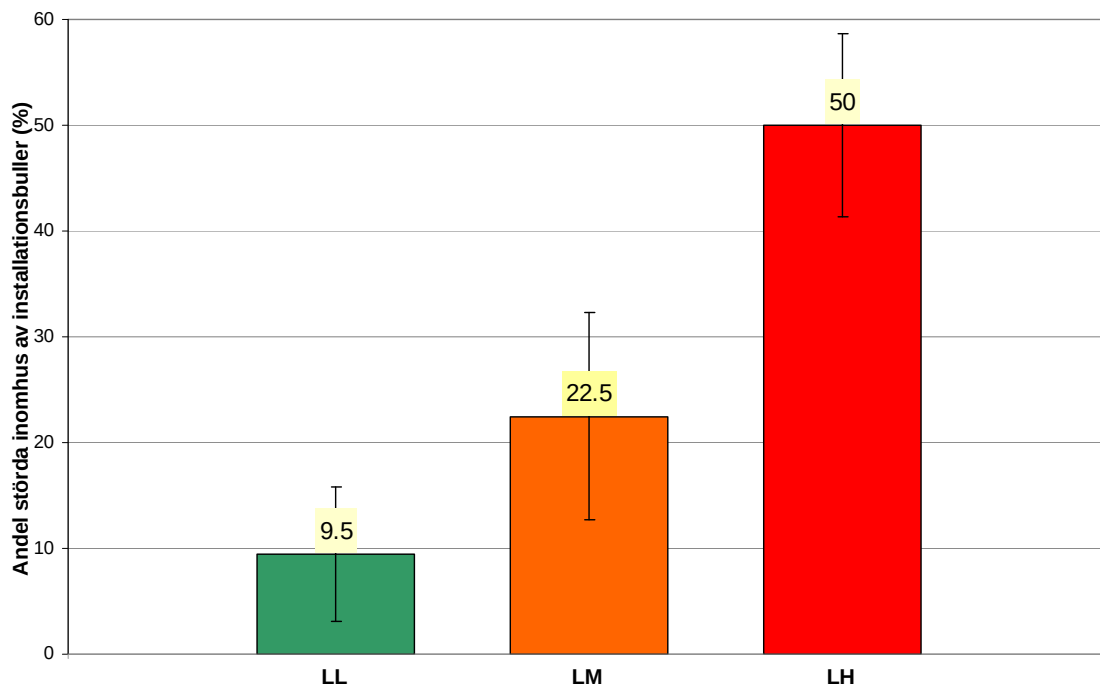
Figur 13. Andelen svar på frågan om hur de nya rekommendationerna för att bedöma lågfrekvent buller (SOSFS 1996:17) fungerade jämfört med tidigare bedömning i A-vägd ljudnivå (Bengtsson and Persson Waye 2003)

Validering utifrån utförda epidemiologiska studier

En utförd undersökning bland boende i lägenheter vars ena sida vetter mot en trafikerad gata och den andra sidan mot gårdar med ett stort antal fläktar och ventilationsanläggningar (Persson Waye and Agge 2005) visade att riktvärdena inomhus (blå kurva i figur 14) i genomsnitt endast överskreds med fönstret på glänt, i de mest exponerade gårdarna och att riktvärdet i genomsnitt inte överskreds med fönstret stängt. Andelen störda i bostäder kring de mest exponerade gårdarna var dock mycket hög (50 %) vilket sannolikt speglar att störningen reflekterar den totala boendesituationen där man har behov av att då och då öppna fönstren.



Figur 14. Genomsnittliga uppmätta ljudspektra inomhus, med fönster på glänt översta bilden och fönstret stängt (nedersta bilden). Mätningar visar tredjedelsoktavband och standardavvikelser för bostäder klassificerade som lågfrekventa med hög nivå (LFH) och medelnivå, (LFM) samt låg nivå (LL) (Persson Waye and Agge 2005). I figuren anges även normalhörselnivån (ISO 389-7 med streckad linje samt riktvärden för lågfrekvent buller inomhus (FoHMFS 2014:13) med turkos heldragen linje.



Figur 15. Andelen störda av buller i bostäder med låg (LL), mellan (LM) och höga (LH) ljudnivåer från ventilationsaggregat utanför bostaden. (Data hämtade från Persson och Rylander 2001).

Som framgår av figur 15 var andelen störda av lågfrekvent buller från ventilationsaggregat, mfl placerade på innergården, mycket hög eller 50 % i de mest exponerade lägenheterna. Skillnaden till referensområdet (LL) var signifikant för såväl LM som LH.

En tvärsnittsstudie utfördes bland 108 slumpmässigt utvalda människor exponerade för lågfrekvent ventilations/värmepumpsbuller i sin bostad samt 171 slumpmässigt utvalda människor exponerade för mellanfrekvent ventilations/värmepumpsbuller (Persson Waye and Rylander 2002). Resultaten visade att andelen störda ökade med ökat lågfrekvensinnehåll och att andelen störda var 15 % respektive 20 % i områden med lågfrekvent buller, vilket var signifikant högre jämfört med kontrollområdena där 3-4 % rapporterade störning. Då endast områden med jämförbara ekvivalenta A-vägd ljudtrycksnivåer togs med i analysen kvarstod de signifikanta skillnaderna. I områden med lågfrekvent bullerexponering rapporterades även signifikant högre förekomst av störd vila/avkoppling och störd koncentration, och även dessa symptom ökade med ökat innehåll av låga frekvenser i ljudet. I studien fanns även en relation mellan störning för lågfrekvent buller och huvudvärk, irritation och sömnrelaterade besvär.

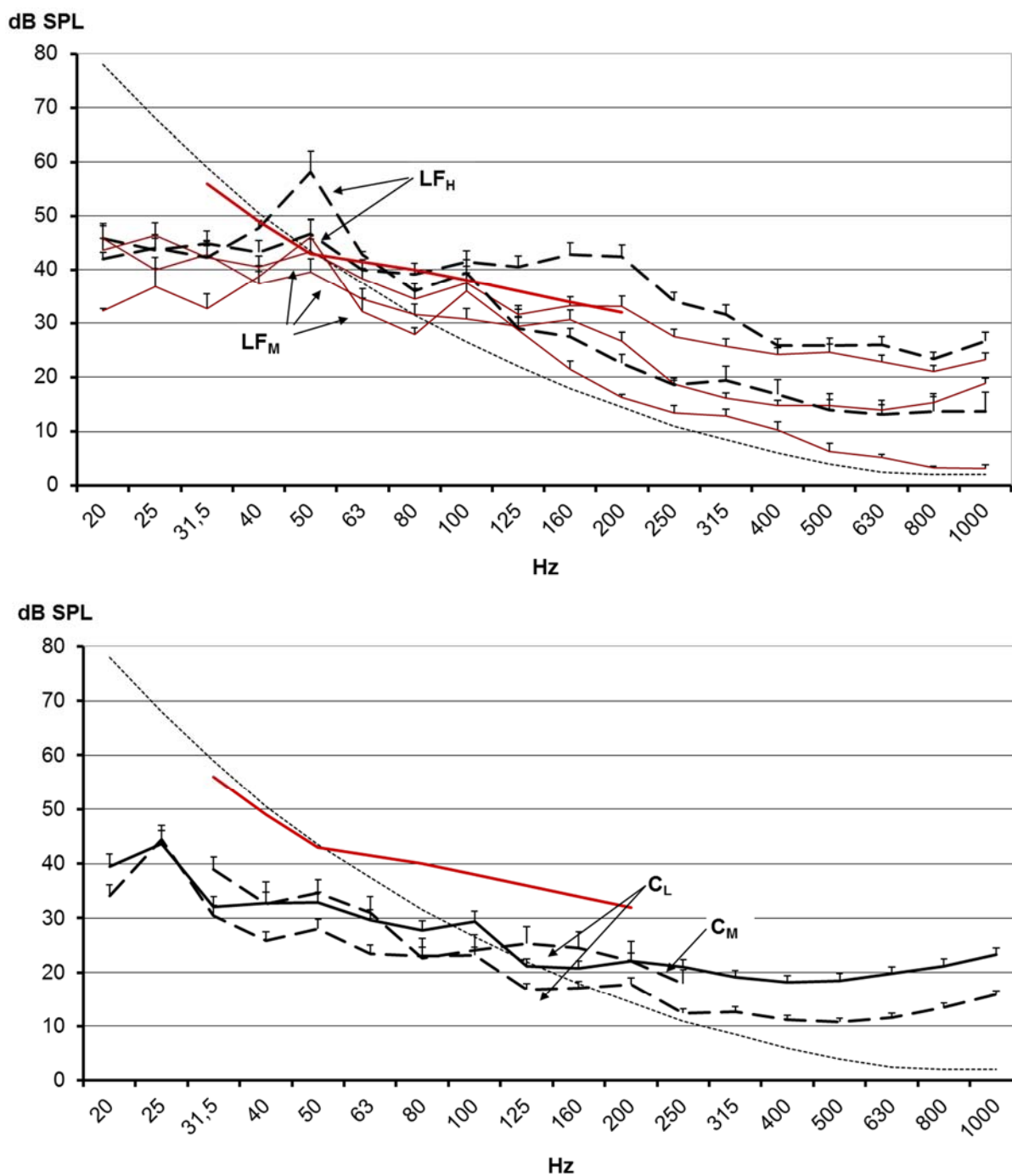
Som framgår av figur 16, ger de lågfrekventa rekommendationerna (FoHMFS 2014:13) en tydlig fingervisning om vilka ljudtrycksnivåer som är störande och förmår väl skilja mellan LFH, LFM å ena sidan och kontrollerna CL och CM å andra sidan.

Sambanden mellan störning och vägd ljudnivåer var 0,50 för A-vägd ljudnivå och 0,72 för C-vägd ljudnivå. Sambandet med C-vägd ljudnivå var statistiskt signifikant ($p < 0,05$), men som framgår av figur 18 så kunde störningen variera mellan 5 % till drygt 20 % för samma C-vägd ljudnivå. Observera att antalet individer skiljer sig åt mellan områdena och vi har inte gjort någon vägning för detta.

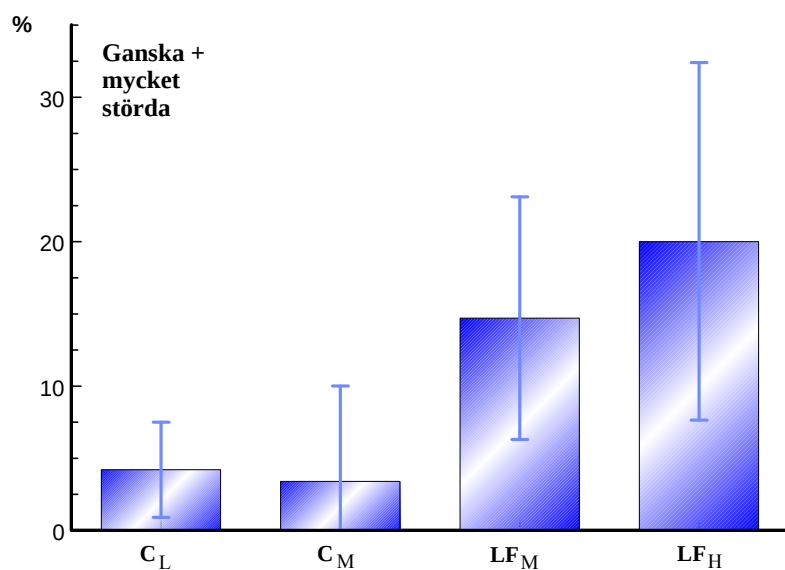
I figur 19 redovisas en sammanställning av ovan nämnda epidemiologiska studier. Andelen störda av buller redovisas i relation till inomhusnivåer angivna i C-och A vägd ljudnivåer.

Tabell 5. Antal boende i de olika områdena, antal mätningar samt A-B och C-vägda ljudnivåer, samt indelning av områden i kontroller (CL och CM) samt lågfrekvent exponering vid medel (LFM) och hög (LFH) (Från Persson och Rylander 2001)

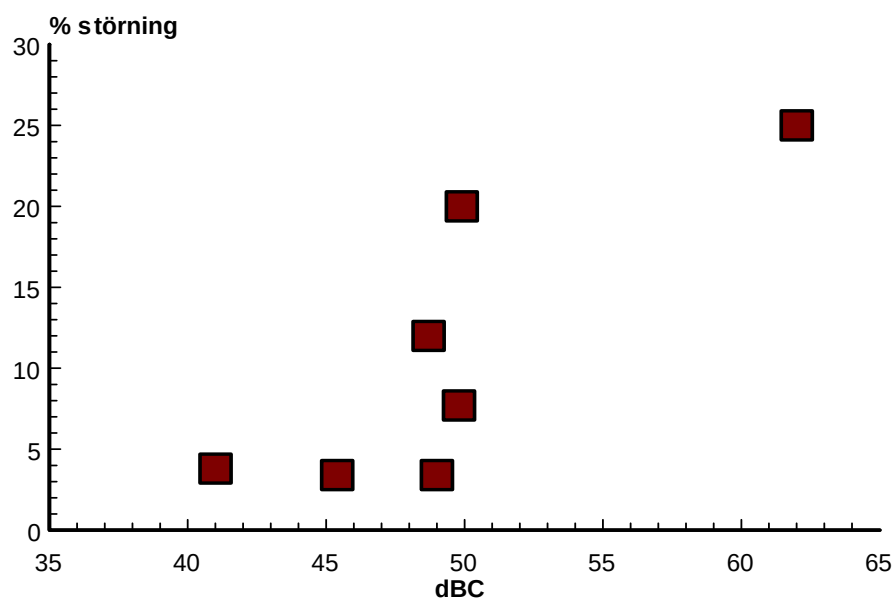
Category	C _L	C _L	C _L	C _M	LF _M	LF _M	LF _M	LF _M	LF _H	LF _H
Area	A	M	K	J	A	M	S	J	A	S
Respondents n	30	22	90	29	5	8	25	30	28	12
Measured houses n	2	3	5	4	3	3	5	10	3	5
Measurements n	9	9	10	16	9	9	18	60	9	25
dBA	24 (0.85)	24 (3.5)	27 (2.9)	33 (2.7)	26 (2.8)	27 (3.5)	31 (2.3)	33 (3.8)	33 (4.0)	36 (4.1)
dBb	31 (1.0)	32 (1.3)	33 (3.9)	38 (2.0)	40 (3.0)	40 (2.9)	41 (3.0)	40 (2.8)	51 (5.5)	45 (3.5)
dBc	43 (1.3)	41 (3.2)	45 (5.1)	49 (3.1)	49 (3.0)	49 (5.4)	50 (4.2)	49 (3.7)	60 (7.2)	52 (3.0)
dBA Leq 24 hours	44	47	46	44	44	47	46	49	44	46
dBA Leq night	41	41	41	43	41	41	43	47	41	43



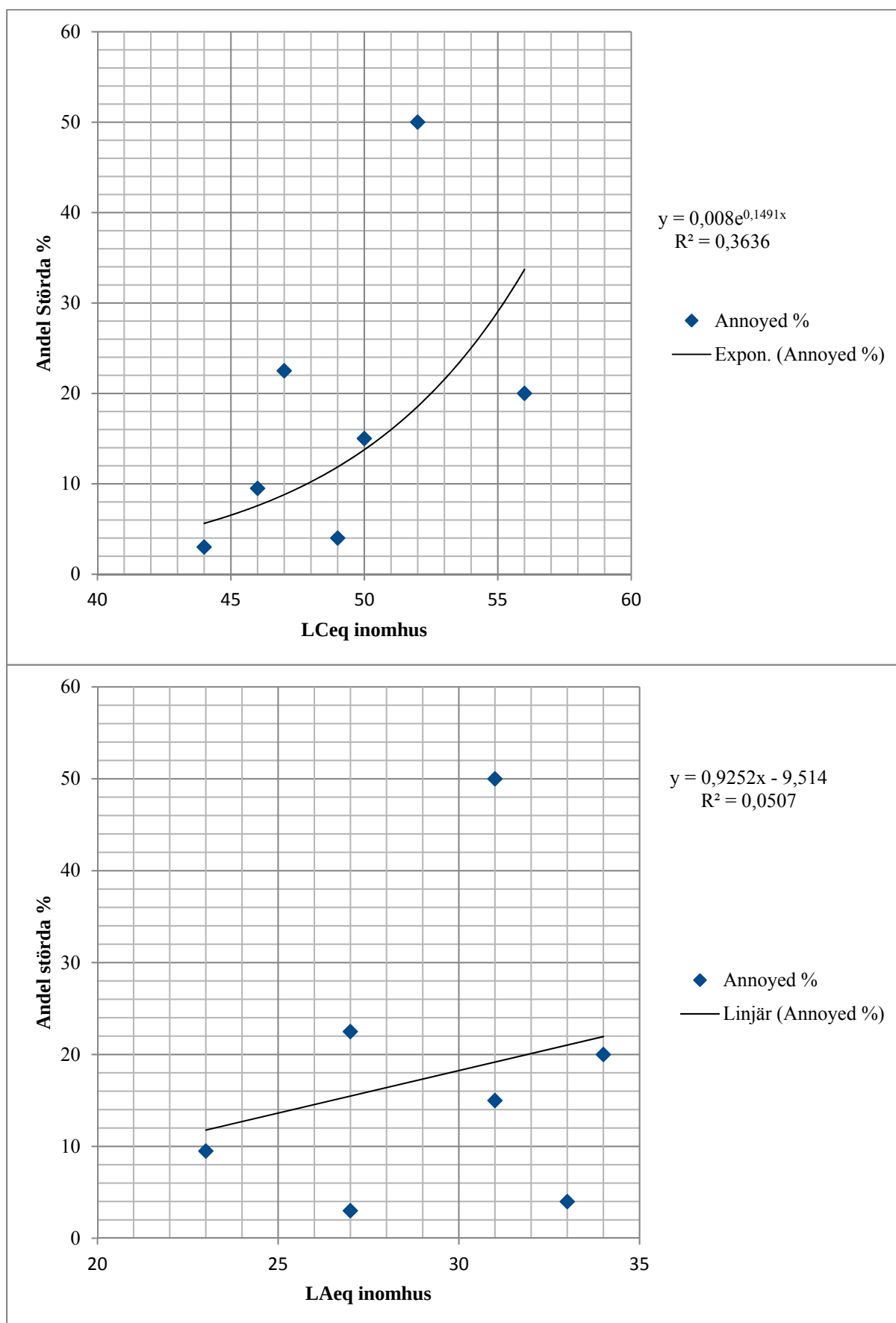
Figur 16. Genomsnittliga uppmätta ljudspektra inomhus. Mätningar visar tredjedelsoktavband och standardavvikelser för bostäder klassificerade som lågfrekventa med hög nivå (LF_H) och medelnivå, (LF_M) (översta bilden) och kontroller (nedersta bilden). I båda figurerna har lagts in en heldragen röd kurva baserad på värden i FoHMFS 2014:13



Figur 17. Andelen störda i kontrollbostäder (CL och CM) samt bostäder med lågfrekvent exponering vid medel LFM och hög LFH nivå (Data hämtade från Persson och Rylander 2001)



Figur 18. Andel störda i relation till C-vägd ekvivalent ljudnivå (Data från Persson och Rylander 2001)



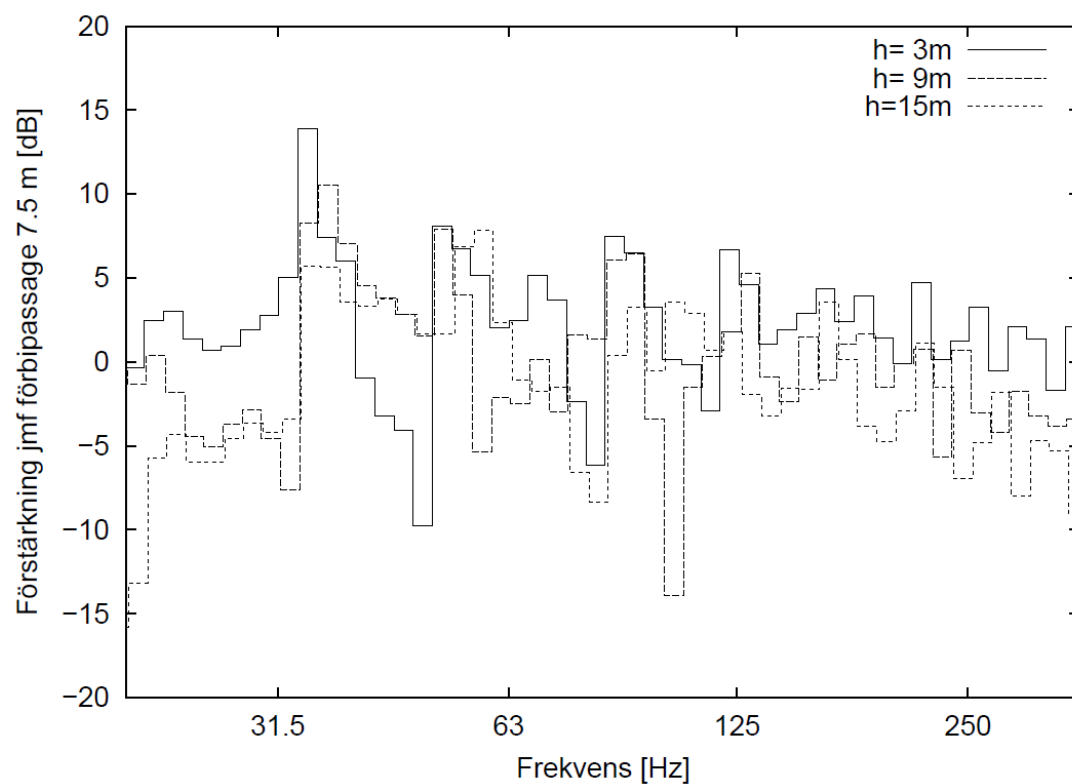
Figur 19. Andelen störda i relation till LCeq överst och LAeq nederst utifrån bästa samband för studierna Persson och Rylander 2001 samt Persson Waye and Agge 2005.

Denna sammanställning har gjorts utan beaktande av hur många personer som finns inom varje område representerad som diamant i figurerna, och får ses som en skattning. Figurerna visar dock i likhet med tidigare studier av framförallt experimentell natur, att störningen har lågt samband med A-vägningen ($R^2=0,051$), och att ett något bättre samband erhålls med C-vägd ljudnivå $R^2=0,36$. Dock ses att dBC vägningen har dålig precision, och att störningen kan variera stort för en och samma C-vägd ljudnivå. Studeras figurerna 14 (störning av ljudkällor utanför byggnaden) och 16 (störning av ljudkällor inne i byggnaden) ses att lågfrekvens riktvärden enligt FoHMFS 2014:13, fungerar väl i studier där källan är inomhus (Figur 16 Persson och Rylander 2001), men att riktvärdena tycks vara något höga när källan är utomhus (Figur 14 Persson Waye och Agge 2005). Det senare indikerar att i urban miljö är det, liksom tidigare påpekats, viktigt att ljudnivåer på den så kallade tysta sidan är tillräckligt låga för att ge möjlighet till fönster på glänt utan att man skall exponeras för buller, då man på andra sidan byggnaden är exponerad för trafikbuller. Det vore angeläget med fler studier så att säkrare slutsatser kan dras.

Risk för överskridanden vid tillämpning av Folkhälsomyndighetens riktvärden för olika bullerkällor, samt konsekvenser av införande av dessa för trafikbuller

Enlig Folkhälsomyndighetens riktvärden FoHMFS 2014:13 ges rekommendationer för tillämpningen av kap 9 kap 3 § miljöbalken vad gäller buller inomhus. Tabell 2 avser lågfrekvent buller och anger ekvivalenta ljudtrycksnivåer i tersbanden 31,5 till 200 Hz. Ett antal mätningar av buller från accelererande bussar i stadsmiljö med låga frekvenser i fokus har genomförts i Sverige. SL analyserade frågan under 2009, och där identifierade man att problemet var värst i trånga gaturum i centrala Stockholm. Beräkningar genomförda på VTI visar att om bussen kör i ett smalt gaturum med höga hus på båda sidor så förstärks de låga frekvenserna kraftigt jämfört med en öppen väg med hus bara på en sida, se figur 20. Bullernivån utanför bostaden kan vara mer än 10 dB högre i ett tersband vid låga frekvenser i en gaturumsmiljö jämfört med en mer gles bebyggelse. Mätningar genomfördes också i Göteborg under 2015 för busspassager uppför en backe i två lägenheter. Om lågfrekvenskravet tillämpas på en enskild passage så överskreds det i båda lägenheterna med som lägst någon enstaka dB och som mest upp emot 10 dB. Intressant nog genomfördes också mätningarna med en elbuss, som inte överskred kravet. Traditionella bussars bulleremission vid låga frekvenser är starkt kopplat till körstil/gaspådrag men också ljuddämparens konstruktion.

Största skillnaden mellan de nu gällande riktvärdena för låga frekvenser och utökade tillämpningar innefattande fler mätningar av trafik och transportbuller torde vara hanteringen av *hur ofta* ljudet överskrider rekommenderade värden. För trafik kan det vara mycket stor skillnad på antalet händelser under exempelvis en natt; allt från några få passager med tyngre fordon vid en mindre väg till många i närheten av en stor trafikled (framförallt i början och slutet på natten). Nyckelfrågan blir då hur man hanterar antalet händelser, antingen via mätmetoden och hur man bildar det ekvivalenta tersbandsvärdena eller via att man tillåter ett antal överskridanden i någon mening. I tabell 6 har vi sammanställt de studier som vi identifierat undersökt betydelsen av antalet händelser för uppkomst av störning eller sömnstörning.



Figur 20. Beräkning av förstärkning i tolftefels oktavband av låga frekvenser från busspassage i gaturum 10 meter brett och 18 meter högt. Parametern h indikerar hur högt upp i gaturummet mottagarpositionen befinner sig.

Tabell 6. Översikt över studier där betydelsen av antalet händelser studerats för störning och sömnpåverkan.

Reference, country	Study design	Study population	Noise source and exposure, measured or calculated	Outcome	Confounders, /moderating factors	Associations between number of events and outcome	Quality, risk for bias
Nilsson M et al, 2013 Naturvårdsverket. Rapport 6570, Sverige	Field/experimental	90 subjects, 47 f 16 m mean age 47yrs	Flight noise exposure via loudspeaker, events of 73 dB LAmax slow, outdoors	Self reported annoyance, stress, speech interference, psycho-physical measures of acute stress	Not applicable	Noise annoyance increased significantly from <u>2 to 8 events per hour</u> . <u>No significant difference between 0 and 2 per hour or between 8 and 32 per hour</u> . The percentage of very annoyed for 2 events 12% while the proportion of very and extremely annoyed for 8 events was 40%.No clear relationships were found between acute stress indicators and exposure. Speech interference was negatively affected for about 30s per flight event.	Short term exposure
Nilsson M et al, Naturvårdsverket Rapport 6570, Sverige	Field study cross sectional	3130, response rate 65%, 51% f,	Calulated LAmax, slow, Lden	Self reported annoyance, activity distrurbance outdoors	Housing, flat/house Individual noise sensitivity and attitude to the noise source.	<u>Noise annoyance outdoors (garden) increased significantly from 3 to 5 events above 70 dB LAmaxS, at 6 to 14 events more than 30% were very or extremely annoyed</u> . The proportion annoyed increased with LAmaxS events (1-2 per /day) from 60 to 64dB; The proportion annoyed increased with Lden, At 50-54 dB Lden the proportion of annoyed was just over 40%. <u>Sleep disturbance</u> was significantly associated with noise exposure. Clear increase from 3 to 5 and 6 to 14 events. Oddsquot 1.46 (1.05-2.02) (adjusted for confounders and moderating factors) <u>from 6 to 14 events over 70 dB LAmax S)</u>	Cross sectional studies Not possible to draw conclusions on causal effects for sleep especially. Health impacts that may affect sleep was not adjusted for.
Aasvang et al. 2008, Norway	Field study cross sectional	1349 people exposed to railway noise	Railway noise at the dwelling, inside bedroom, calculated using Nordic Prediction Model	Self-reported sleep disturbance	Bedrooms not necessarily placed at most exposed facade	Difficulty falling asleep increased with number of events. <u>More awakenings during nights with 80-100 events than ≤30 events</u>	Good quality
Elmenhorst et al. 2012	Field study cross sectional	33 people, mean age 36, 22 females 61 subjects	Passenger (n=0-42) and freight (n=1-150) railway, measured indoors Flight noise	Polysomno-gram and self-reported annoyance		Subjective awakenings increase with number of railway events and number of freight train events. Night time annoyance increases with number of flight noise events, start to increase from <u>around 50 flights/night</u>	Good quality, but few subjects
Persson Wayne et al. 2014	Experimental laboratory study	24 subjects. Mean age 23 years. 13 Females	Railway freight noise and vibration: 20 or 36 per night. LF spectral noise, 47-49 dB LAFmax,	Polysomno-gram and self-reported sleep disturbance	Only young, healthy participants	<u>Increased self-reported disturbance with more 36 versus 20 nocturnal trains</u> (moderate vibration). <u>Full-night PSG effects only observed in nights with high vibration AND high (36 events) number of events.</u>	Good quality, although only 24 subjects

Reference, country	Study design	Study population	Noise source and exposure, measured or calculated	Outcome	Confounders, /moderating factors	Associations between number of events and outcome	Quality, risk for bias
Vos et al. 2013	Experimental study (in subjects own home)	50 subjects	Impulse noise (shooting, door slamming bangs and aircraft landings)	Behavioural awakening (button press)	Healthy participants	At equal indoor sound exposure levels, the same awakening frequency was obtained when the level of the repetitive sounds (series of 4 events spaced 2-4 seconds) was 15-25 dB lower than the level of a single sound.	Good quality, but number of events was events immediately following each other istributed during night
Basner and Samel 2005	Experimental laboratory study	128 subjects: mean age 38 yrs 75 f)	Aircraft noise: 4, 8, 16, 32, 64 or 128 per night	Polysomno-gram		Significant changes in sleep structure when <u>exceeding 64 events/night 45LASmax; 32/night 55LASmax; 16/night 60LASmax; 8/night 70LASmax</u> (Increased awakenings, reduced deep sleep, and/or increased light sleep with increasing number of events and noise levels)	Good quality
Basner et al. 2011	Experimental laboratory study	72 subjects, mean age 40 years, 32 male	40, 80 or 120 air, road and/or rail noise events Levels of 45, 50, 55, 60 or 65 dB	Polysomno-gram	Healthy participants (consider representativenes s re: wider popluation)	An <u>increase in noise induced arousals from 40 events/ night.</u> (slow wave (deep) sleep latency, increase in rapid eye movement (REM) sleep latency and reduced time in REM sleep increased with n of events.	Good quality
Öhrström och Rylander 1990, Sverige	Experimental two weeks sleep study	28 subjects (9 f, 10 men) 20-29 yrs,	Lastbilspassager filtrerade 5dB/oktav för att simulera inomhusbuller vid 50 och 60 dBLAmax. Ljudet var centrerat kring 250 Hz. Antal händelser var 4, 8, 16 och 64/natt	Själv-rapporterad sömn. Reaktions tidstest på morgonen.	Ej tillämpligt	Signifikant <u>sänkt sömnkvalitet vid 16 händelser per natt, vid 60 dB LAmax.</u> För 50 dBLAmax fanns inget samband mellan antalet händelser och sömnkvalitet. Reaktions tid förlängd efter 60 dB LAmax, men inget samband med antal händelser.	Good quality

Föreliggande studier i tabell 6 varierar såväl vad avser studiedesign som vad som är utfall. Dessa studier är redovisade för att de utvärderat betydelsen av antalet händelser och vi saknar i flertalet studier redovisning av lågfrekvensinnehållet i exponeringen. Flertalet studier berör dock källor som kan förväntas ha ett tydligt lågfrekvensinnehåll som godståg, flygplan och vägtrafik varför sammanställningen utifrån rådande förutsättningar förmodas ge en god bild av antalet händelsers betydelse för lågfrekventa ljud.

Det framgår av dessa studier att responsen påverkas såväl av antalet händelser som händelsernas maxnivå. En sammantagen slutsats av studier från överflygningar är att från 2 till 8 händelser per timma sker en kraftig påverkan av andelen störda.

Sömnstörning tycks uppträda från 2 händelser per timma eller 16 händelser per natt om lastbilspassagen har en maxnivå på 60 dB LAFmax eller 16 till 32 per natt (motsvarande 2-4 / timma) om maximal ljudnivå är 45 dBA, vad gäller självrapporterad sömnpåverkan. Studier vad gäller mätningar med polysomnogram av sömnstadietförändringar, arousals eller uppvaknanden ger lite olika resultat beroende på design och bullerkälla, men påverkan tycks ske vid antal händelser från 36/natt (lågfrekvent buller från godståg + vibrationer) vid en maximal ljudnivå på 47-49 LAFmax, (motsvarar drygt 4,5/timma), 40/natt (kombination av väg, tåg och flyg) blandade ljudnivåer samt 64/natt för flyg vid 45 LASmax (motsvarar 8/timma). Vid de lägsta maxnivåer som inkluderats i experimentella försök, 45 dB LAFmax sker således sömnpåverkan omräknat till per timma vid 2-4 händelser (lastbil), 4, 5 händelser (godståg) samt 8 händelser (flyg). Samtliga dessa källor torde ge upphov till lågfrekventa ljud inomhus.

Data från fältstudier är av naturliga skäl mindre systematiska och data finns från 4 studier, från tåg och flyg, tåg och från flyg. Fältstudier från tåg och flyg tyder på att självrapporterade uppvaknande ökade med antalet tåg passager och antalet godstågpassager. Störning under natten ökade med antalet flyghändelser, tydlig påverkan när antalet flyg per natt överskred 50/natt motsvarar ca 6/timma (Elmenhorst, Pennig et al. 2012).

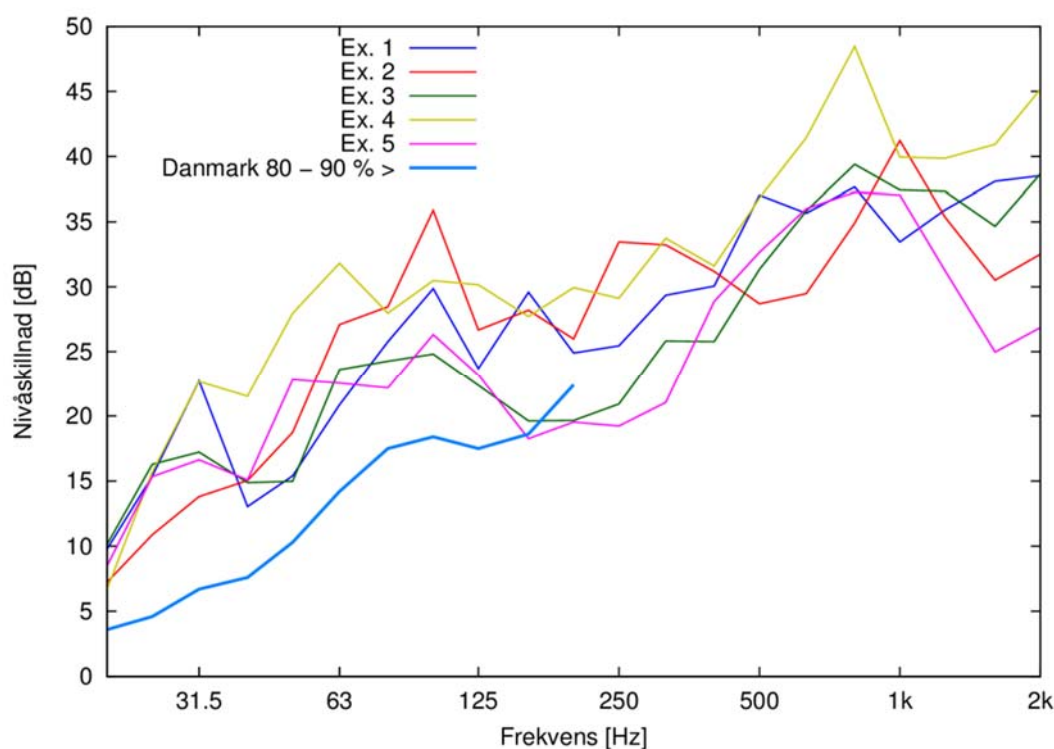
Jämförelse av lågfrekvent buller inomhus för olika exempel på källor

Som underlag för denna rapport har ett antal mätningar av olika källor i olika sammanhang skickats in av Trafikverket, Folkhälsomyndigheten och Boverket. Utgående från dessa data har vi analyserat vilka nivåer det kan bli i de lågfrekventa tersbanden från 25 Hz till 200 Hz och jämför dessa med Folkhälsomyndighetens riktvärden enligt FoHMFS 2014:13. Dessa riktvärden omfattar inte tersbandet 25 Hz, men vi har lagt till detta tersband med gränsen 64 dB för att studera hur denna utökning av kravet påverkar resultaten. Nivån 64 dB valdes som en naturlig förlängning av ”kurvan” mellan 31,5 Hz till 200 Hz och är i överensstämmelse med Finlands riktvärden för lågfrekvent buller, vilka i övrigt helt är i överensstämmelse med de svenska. Samtliga mätresultat har räknats om till ekvivalent nivå för 30 sekunder, dvs ljudhändelser som är kortare än så har fått en lägre nivå motsvarande den ekvivalenta nivån under 30 sekunder. Mätserier som har en stationär källa eller som är aktiva under längre tid än 30 sekunder har analyserats utifrån den ekvivalenta nivån under mättiden som redovisats i respektive rapport, dvs de är inte korrigerade.

I de fall där vi endast har mätresultat utomhus har vi utgått från mätningar av skillnad i ljudtrycksnivå inomhus och utomhus för att kunna uppskatta nivån inomhus. Tyvärr har vi inte kunnat använda det relativt stora material av reduktionstalsmätningar vi har haft tillgång till, eftersom utöver själva reduktionstalet så måste man även känna till efterklangstiden i rummet vid alla frekvenser och arean på väggen som reduktionstalet anses representera. Reduktionstalet är ett mått som i första hand används för att karaktärisera en viss

konstruktionsmetod eller material, och när man mäter enligt standard så inför man korrek- tioner som är avsedda att ta bort inverkan av partitionens yta. Efterklangstiden och volymen hos mottagarrummet mäts också och man korregerar även för detta, så att i teorin skall reduk- tionstalet bli det samma oberoende av mottagarrummets storlek och egenskaper. I vårt fall är vi däremot intresserade av ljudtrycksnivån i rummet som det ser ut i verkligheten, och för att kunna räkna baklänges till den uppmätta skillnaden inomhus och utomhus måste alla korrek- tioner vara kända, vilket tyvärr inte är fallet i de mätningar vi har fått tillgång till.

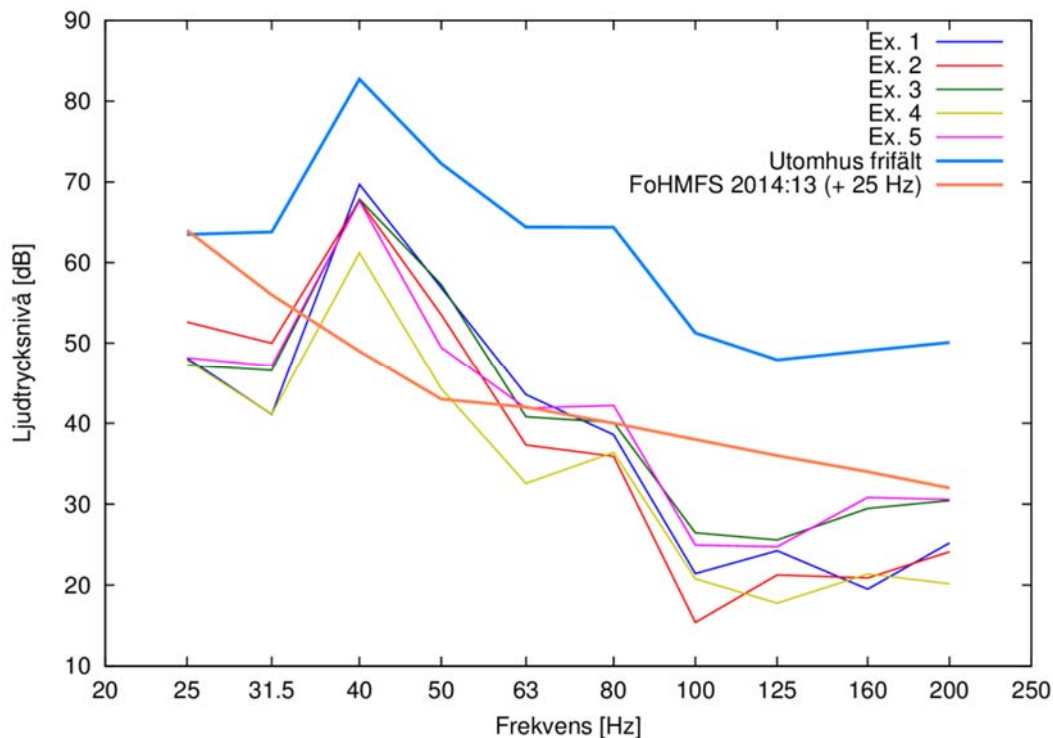
Istället har vi alltså utgått ifrån mätningar där man redovisat ljudtrycksnivåskillnaden ute och inne utförda på uppdrag av Trafikverket. Mätningarna är genomförda under 2015 på en ort i Mellansverige, och omfattar fem olika fasader i villor. Två av fasaderna var uppförda med tegel och tre var träkonstruktioner. Notera att dessa villor valdes i ett specifikt område där klagomål hade uppstått, och inte kan anses utgöra ett representativt underlag för Svenska villor i allmänhet. Mätningarna genomfördes med högtalare på utsidan och tre mätpunkter varav en hörnposition enligt standard på insidan, och redovisas ner till 25 Hz. I figur 21 jämförs nivåskillnaden för de fem exempelfasaderna (frifältsnivå på utsidan minus medelnivå på insidan) med en kurva motsvarande den ljudnivåskillnad som 80 till 90 % av Danska villor är bättre än (DELTA 2010). Nivåskillnaden verkar stämma relativt väl med den undre gränsen från Danmark, förutom för två av exemplen i området 160 – 200 Hz.



Figur 21. Nivåskillnad (frifältsnivå utomhus minus medelnivå inomhus) för fem villor jämfört med kurvan som anger den gräns som 80 till 90 % av Danska villor uppfyller.

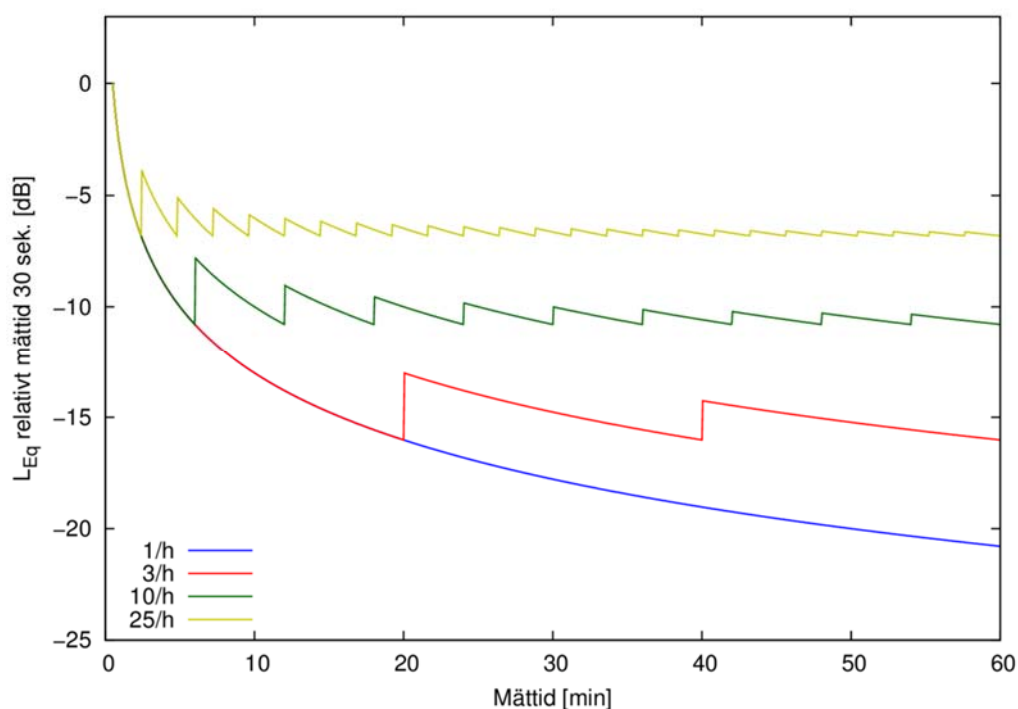
Utifrån dessa nivåskillnader har vi sedan beräknat den ekvivalenta medelljudtrycksnivån för en typisk 30 sekunders period inomhus i linje med mätmetoden SP Rapport 2015:02 (Krister Larsson 2015) i de fem exemplen för varje källa. I varje tersband har vi sedan jämfört de fem beräkningarna med FoHMF 2014:13 och beräknat medelavvikelsen och den maximala avvikelsen för de olika frekvenserna. På detta sätt kan vi se vilka källor vars lågfrekventa komponenter är dominerande, är gränsfall eller är på den säkra sidan, detta illustreras i figur 22.

Denna analys motsvarar den strängaste tolkningen av ett framtida riktvärde. För alla källor som inte är stationära, dvs alla trafikkällor, så är det helt avgörande hur man tolkar antalet händelser under en viss tid. Exempelvis kan man tillåta ett visst antal överskridanden, eller utgå ifrån en uppmätt ekvivalent nivå under en längre tid än 30 sekunder så att även perioder utan fordonspassager ingår i analysen. Vår analys av källorna utgår dock från den strikta tolkningen att det är de 30 sekunder då fordonspassagen sker som analyseras.



Figur 22. Exempel på utvärdering av källa genom att beräkna inomhusnivån med hjälp av de fem fasadexemplen. Orange kurva är rekommenderade värden enligt FoHMFS 2014:13 utökad till att omfatta även 25 Hz.

För att demonstrera effekten av olika mättid för ekvivalent nivå vid låga frekvenser genomförde vi följande enkla teoretiska analys. Antag att på en viss plats sker ljudhändelser som varar i 30 sekunder, mellan dessa händelser är det tyst. Sedan varierar vi antalet händelser per timma, och mättiden mellan 30 sekunder och en timma. Om vi har 120 händelser så är ljudet kontinuerligt och vi får samma ekvivalenta nivå oberoende av mättid. I figur 23 redovisas vad som händer om vi utvärderar med olika mättid för olika antal händelser per timma relativt den kortaste mättiden 30 sekunder. För en enda händelse inom timman så blir den ekvivalenta nivån under en timma 20,8 dB lägre än den ekvivalenta nivån under 30 sekunder som omfattar händelsen.



Figur 23. Ekvivalent nivå vid visst antal händelser per timma som funktion av mättid. Normaliserad mot mättid 30 sekunder.

För **lastbilar och bussar** så finns risk för höga nivåer vid låga frekvenser, speciellt i samband med backar och gaspådrag och i synnerhet i stadsmiljö med smala gaturum. Enskilda passager överskrider rekommenderade värden enligt FoHMFS 2014:13 för 30 sekunder i många beräkningsfall och i flertalet mätningar. Det är ett specifikt problem för låga frekvenser, varken i våra beräkningar eller i mätningar vi studerat överskrider A-vägda riktvärden enligt FoHMFS 2014:13 under mättiden för maximal eller ekvivalent nivå inomhus utom i enstaka fall.

För **tågtrafik** är godstågen med diesellok den starkaste lågfrekventa källan. Mätresultat på diesellok både i trafik och på tomgång ger höga nivåer i de låga frekvenserna inomhus. Även godståg med elektriska lok riskerar att i vissa fall att ge problem vid låga frekvenser, t.ex. på lite längre avstånd med ogynnsamma meteorologiska förhållanden eller vid högre bullerskärmar, men i normalfallet så är problemet störst nära spåret där även A-vägda riktvärden utomhus (Trafikverket 2015) överskrider. Mer information om lågfrekvent buller från godståg finns i Annex B.

Höghastighetståg ger upphov till mycket höga nivåer i de exempel vi studerat, men det är också ett begränsat underlag och ganska extrema situationer, till exempel ett TGV från Frankrike med bara 25 m avstånd mellan bostaden och järnvägen där tåget har en hastighet av 300 km/h. Ett svenskt exempel är baserat på SP Rapport 2015:42, där en beräkning redovisas för 320 km/h och 25 meters avstånd, men med en två meter hög skärm nära spåret. I detta fall är nivåerna högre än det vanliga riktvärdet för maximal nivå inomhus (Trafikverket 2015) utgående från våra exempel på ljudtrycksnivåskillnad. Vid en förenklad omräkning så visar det sig dock att det är risk för höga nivåer även vid längre avstånd eftersom energin i de lägsta frekvensbanden är så hög.

För **vindkraftverk** är risken liten för nivåer högre än rekommenderade riktvärden enligt FoHMFS 2014:13 och utvärderat under 30 sekunder, i de exempel vi studerat. I verkliga fall förekommer dels villor med sämre ljudisolering, och dels mer extrema vädersituationer, och marginalen är inte särskilt stor. Det går inte att utesluta att höga ljudnivåer vid låga frekvenser kan förekomma i enskilda fall, men sannolikt är det riktvärdet för utomhusnivå (40 dB A-vägd ekvivalent nivå vid 8 m/s vindhastighet på en höjd av 10 m över marknivå) som kommer att vara det avgörande i de flesta fall.

Sammanfattningsvis är det vår bedömning att för de allra lägsta frekvenserna, tersbanden 31,5 och 25 Hz, så tycks endast höghastighetståg producera tillräckligt med akustisk effekt för att vara ett problem inomhus. För övriga källor tyder det material vi har haft att tillgå att höga nivåer kan genereras vid låga frekvenser från 40 Hz och uppåt. Våra bedömningar är gjorda utifrån ett begränsat antal mätningar och tolkningar av mätresultat utomhus av låga frekvenser måste göras med viss försiktighet om det förekommit vind under mätningen. Även vid relativt svaga vindar och användande av vindskydd så kan vindbrus vid mikrofonen påverka ljudtrycksnivåer vid de lägsta tersbanden, vilket kan feltolkas som att källan ger ifrån sig starka ljud vid låga frekvenser.

Konsekvenser av att tillämpa riktvärden vid låga frekvenser för trafikällor

Att utföra mätningar av tersband istället för A-vägd ekvivalentnivå kommer initialt att leda till ökade kostnader vid mätningar. På sikt tror vi att beräkningsmetoder kommer att utvecklas så att antalet mätningar minskas. Så har t ex skett för vindkraft. Alla beräkningar och mätningar av buller innehåller felmarginaler. För lågfrekvent buller är risken för felmarginaler större än för mätning och beräkning av buller med mer energi i mellanregistret och de höga frekvenserna. Vår bedömning är dock att användandet av en A-vägd ljudnivå vid bedömning av människors respons skulle innebära en större felskattning, varför vi tror att utveckling av nya beräkningsmetoder kommer att underlätta bedömningen på sikt.

Genom att ändra hur riktvärdena är utformade kan olika myndigheters arbete med planering, uppföljning och åtgärder komma att påverkas. Inledningsvis kan detta ge ökade kostnader och det är mycket viktigt att dessa nya riktvärden tas fram med medverkan av både experter på området och inblandade myndigheter för att säkerställa att de är så användbara och så relevanta som möjligt. På lång sikt tror vi att det är mer effektivt att arbeta med riktvärden som tydligt kan kopplas till störning av buller även vid låga frekvenser än med enkla A-vägd riktvärden.

Att införa riktvärden skulle också kunna leda till en ökad medvetenhet av lågfrekventa ljuds betydelse, vilket i sin tur kan leda till fler klagomål. På sikt kommer en ökad medvetenhet att leda till att fler lågfrekvensproblem förebyggs och förhindras. På lång sikt tror vi att detta leder till ett minskat antal klagomål och störningar av lågfrekvent buller.

På samma sätt som skedde vid införande av tersbandsnivåer för kontinuerligt buller tror vi att införandet av ett mera precist mått för intermittenta och variabla källor kommer att leda till nöjdare myndigheter och en friskare befolkning. Mindre störning ökar chansen för god sömn, minskad stress, ökad återhämtning och bättre hälsa.

Sammanfattning av konsekvenser av att tillämpa Folkhälsomyndighetens riktvärden för olika bullerkällor

De lågfrekventa riktvärdena enligt FoHMFS 2014:13 tycks enligt våra valideringar fungera väl för kontinuerliga ljud. Frågan om hur enstaka överträdelser av tersbanden från t ex passager av trafikslag skall hanteras har vi försökt att besvara genom att gå igenom befintlig litteratur om antalets händelsers betydelse för störning och sömnstörning.

Sammantaget tycks störning kunna påverkas negativt från 2-8 händelser per timma beroende av maximalnivå för passagen. Så på samma sätt som för störning tycks det kunna räcka med 2 händelser per timma för mer utbredd sömnstörning. Vid en bedömning av hur antalet lågfrekventa trafikpassager påverkar störning och sömn är den försiktigaste tolkningen att sådan påverkan kan uppträda om de lågfrekventa riktvärdena överskrids (baserat på 30 sekunders integrationstid) från 2 ggr/timma.

Vi har även utifrån tillgängliga data om fasadkonstruktioners dämpning försökt beräkna överskridanden/underskridanden för olika källor.

Vi har även gått igenom befintliga mätmetoder, både svenska och internationella. Samtliga mätmetoder ger sämre noggrannhet ju lägre frekvens det rör sig om, och det är tydligt att lågfrekventa tersband inte bör mätas i kortare tidsperioder än 30 sekunder.

Vi kan idag utifrån befintligt kunskapsläge inte se att det finns skäl att ha olika riktvärdeskonstruktion för olika bullerkällor. Befintliga beräkningsmetoder kan utgå från tersband (Nord 2000, Harmonoise) och dagens mätinstrument kan mäta tersband med god noggrannhet. Fortsatt forskning är angelägen då det finns förhållandevis få epidemiologiska studier av lågfrekvent buller från icke stationära bullerkällor.

Åtgärder som minskar låga frekvenser

Att åtgärda lågfrekvent buller vid bostaden kan vara mycket komplicerat och kostsamt. Med nödvändighet måste skiljande konstruktioners vikt ökas för att ge bättre isolering vid de lägsta frekvenserna, och det är inte alltid möjligt att åstadkomma på befintliga byggnader. Oturliga kopplingar mellan vibrationsresonanser och rumsresonanser kan dessutom förta effekten helt eller delvis för vissa frekvenser. De bästa åtgärderna är de som reducerar emissionen vid källan.

Exempel på sådana åtgärder är att byta från traditionella bussar till eldrivna bussar i trånga gaturum där bussen ofta accelererar, eller att byta ut ett diesellok med en stor tvåtaktsdieselmotor till en elhybrid eller en modernare dieselmotor. Traditionella bullerreducerande åtgärder som effektivare ljuddämpare för förbränningsmotorer eller inkapsling av bullerkällan kan också ge goda resultat i vissa fall.

Genom att begränsa när på dygnet viss aktivitet får pågå så kan man också komma långt, exempelvis genom att förbjuda lastbilstransporter nattetid på trånga innerstadsgator, eller att bara tillåta fordon som har lägre bulleremissioner vid de låga frekvenserna. Sådana åtgärder används redan, och skyddar framförallt mot sömnstörningar. En annan åtgärd som kan vara effektiv för fordon är att påverka körstilen så att man använder mindre gaspådrag och kraftiga inbromsningar. Eco-driving är något som många professionella chaufförer är utbildade i och använder dagligen, en del av detta skulle kunna vara "quiet driving" i framtiden.

Forskningsbehov

Epidemiologiska studier av trafikbuller utgår nästan uteslutande från beräknade bullernivåer i ekvivalenta A-vägda ljudnivåer, vilket inte ger möjlighet till en närmare värdering av ljudets lågfrekventa karaktär. Det finns ett stort behov av utveckling/tillämpning av beräkningsmetoder som beskriver innehållet av lågfrekvent buller.

Det är vidare angeläget att pröva mätmetoder och klarlägga precision vid mätning av varierande eller transient lågfrekvent buller.

Jämförande studier av störning och sömnstörning av transienta och stationära ljud saknas nästan helt.

Vi saknar kunskap om exponering och hälsopåverkan av låga frekvenser inför införandet av höghastighetståg i Sverige. Kunskapsläget är bristfälligt även ur ett internationellt perspektiv.

Sömnpåverkan av lågfrekvent buller har studerats i ett fåtal studier och vi saknar kunskap för att dra slutsatser om risker vid olika nivåer. Med tanke på sömnens vitala betydelse för psykisk och fysisk hälsa är fortsatta studier av sömnpåverkan mycket angeläget för såväl vuxna som barn. Såväl experimentella försök som fältstudier fordras.

Det saknas nästan helt studier där såväl utomhusnivåer som inomhusnivåer kan relateras till störning och sömnstörning, detta skulle ge bättre kunskap om sambanden mellan ljudexponering och hälsopåverkan.

Ett mycket litet antal studier har undersökt annan hälsopåverkan än störning och samtliga studier är av tvärsnittdesign vilket inte tillåter säkra slutsatser om orsak och verkan. Det finns ett stort behov av longitudinella studier av hälsopåverkan av lågfrekvent buller. Sådana studier bör omfatta såväl vuxna som barn.

Referenser

- Aasvang, G. M., T. Moum and B. Engdahl (2008). "Self-reported sleep disturbances due to railway noise: Exposure-response relationships for nighttime equivalent and maximum noise levels." The Journal of the Acoustical Society of America **124**(1): 257-268.
- Ascari, E., G. Licitra, L. Teti and M. Cerchiai (2015). "Low frequency noise impact from road traffic according to different noise prediction methods." Science of the Total Environment **505**: 658-669.
- Basner, M., U. Müller and E.-M. Elmenhorst (2011). "Single and combined effects of air, road, and rail traffic noise on sleep and recuperation." Sleep **34**(1): 11-23.
- Basner, M. and A. Samel (2005). "Effects of nocturnal aircraft noise on sleep structure." Somnologie **9**(2): 84-95.
- Bengtsson, J. and K. Persson Waye (2003). "Assessments of low frequency noise complaints among the local Environmental Health Authorities and a follow-up study 14 years later." Journal of Low Frequency Noise Vibration and Active Control **22**(1): 9-16.
- Bengtsson, J., K. P. Waye and A. Kjellberg (2004). "Evaluations of effects due to low-frequency noise in a low demanding work situation." Journal of Sound and Vibration **278**(1-2): 83-99.
- Bengtsson, J., K. P. Waye and A. Kjellberg (2004). "Sound characteristics in low frequency noise and their relevance for the perception of pleasantness." Acta Acustica United with Acustica **90**(1): 171-180.
- Beranek, L. L. (1957). "Revised criteria for noise in buildings." Noise control **3**(1): 19-27.
- Berger, R. G., P. Ashtiani, C. A. Ollson, M. Whitfield Aslund, L. C. McCallum, G. Leventhall and L. D. Knopper (2015). "Health-based audible noise guidelines account for infrasound and low-frequency noise produced by wind turbines." Front Public Health **3**: 31.
- Bolin, K., G. Bluhm, G. Eriksson and M. E. Nilsson (2011). "Infrasound and low frequency noise from wind turbines: exposure and health effects." Environmental Research Letters **6**(3).
- Botha, P. (2013). "Ground Vibration, Infrasound and Low Frequency Noise Measurements from a Modern Wind Turbine." Acta Acustica United with Acustica **99**(4): 537-544.
- Broner, N. (1994). Low frequency noise assessment metrics-what do we know? ASHRAE.
- Broner, N. (1998). Low frequency noise loudness vs annoyance. 7th International Congress on Noise as a Public Health Problem, Sydney, Australia.
- Broner, N. and H. G. Leventhall (1985). "Annoyance loudness and unacceptability of higher level low frequency noise." Journal of Low Frequency Noise Vibration and Active Control **4**: 1-11.
- Broner, N. L., H. G. (1984). "The annoyance and unacceptability of lower level low frequency noise." J Low Freq Noise Vibr **3**: 154-166.
- Bryan, M. E. (1976). Low frequency noise annoyance. London, Academic Press.
- Byström, M., U. Landström and A. Kjellberg (1991). Effects of tones and wide band noise on annoyance during different tasks. Arbete och Hälsa. Stockholm, Sweden, Institute of Occupational Health.
- Challis, L. A. and A. M. Challis (1978). Low frequency noise problems from gas turbine power stations. The International Conference on Noise Control Engineering, San Fransisco, USA.
- Chang, T. Y., R. Beelen, S. F. Li, T. I. Chen, Y. J. Lin, B. Y. Bao and C. S. Liu (2014). "Road traffic noise frequency and prevalent hypertension in Taichung, Taiwan: a cross-sectional study." Environ Health **13**(1): 37.
- Clara Göransson, G. A. (1995). Fasaders ljudisolering i moderna svenska villor. SP Rapport. Borås, SP Sveriges Provnings- och Forskningsinstitut.
- Cocchi, A., P. Fausti and S. Piva (1992). "Experimental characterization of the low frequency annoyance arising from industrial plants." Journal of Low Frequency Noise, Vibration and Active Control **11**: 124-132.
- Colby, W. D., R. Dobie, G. Leventhall, D. M. Lipscomb, R. J. McCunney, M. T. Seilo and B. Søndergaard (2009). Wind turbine sound and health effects: An expert panel review.

- Danish ministry of the environment (2011). Statutory order on noise from wind farms. Statutory order no. 1284 of 15 December 2011. Denmark.
- Delta (2010). Low frequency noise from large wind turbines. Final report EFP-06 project. Hørsholm, Denmark, Delta.
- Dzhambov, A. and D. Dimitrova (2014). "Neighborhood noise pollution as a determinant of displaced aggression: a pilot study." Noise Health **16**(69): 95-101.
- Elmenhorst, E.-M., S. Pennig, V. Rolny, J. Quehl, U. Mueller, H. Maaß and M. Basner (2012). "Examining nocturnal railway noise and aircraft noise in the field: Sleep, psychomotor performance, and annoyance." Science of the Total Environment **424**: 48-56.
- Folkhälsomyndigheten (2014). FoHMFS 2014:13 Folkhälsomyndighetens allmänna råd om buller inomhus. Stockholm, Sweden.
- Fuchs, G. (1990). Low frequency and infra noise analysis and control in Argentina. The International Conference on Noise Control Engineering, Gothenburg, Sweden.
- Grosveld, F. W. (1985). "Prediction of Broad-Band Noise from Horizontal Axis Wind Turbines." Journal of Propulsion and Power **1**(4): 292-299.
- Göransson, C. and T. Ström (1994). Extern buller från svenska tågtyper – Nya indata till den nordiska beräkningsmodellen. SP Rapport Borås, SP.
- Hansen, K., B. Zajamsek and C. Hansen (2013). Analysis of unweighted low frequency noise and infrasound measured at a residence in the vicinity of a wind farm. Acoustics 2013. Victor Harbor, Australia, Australian Acoustical Society.
- Hoffmeyer, D. and J. Jakobsen (2010). "Sound insulation of dwellings at low frequencies." Journal of Low Frequency Noise Vibration and Active Control **29**(1): 15-23.
- Holmberg, K., U. Landstrom, L. Soderberg and A. Kjellberg (1996). "Hygenic assessment of low frequency noise annoyance in working environments." Journal of Low Frequency Noise Vibration and Active Control **15**: 7-15.
- Inaba R, O. A. (1988). "Study of the effects of infrasound and low frequency sound on sleep by EEG recordings." Journal of Low frequency Noise and Vibration **7**: 15-19.
- Inukai, Y. N., N. Taya, H. (2000). "Unpleasantness and acceptable limits of low frequency sound " J Low Freq Noise Vibr Active Contr **19**: 135-140.
- Inukai, Y. T., H Utsugi, A Nagamura, N. (1990). International Conference on Noise Control Engineering Gothenburg, Sweden.
- Ising, H. and M. Ising (2002). "Chronic Cortisol Increases in the First Half of the Night Caused by Road Traffic Noise." Noise Health **4**(16): 13-21.
- ISO (2003). ISO 226:2003 Acoustics - Normal equal-loudness contours. Geneva.
- ISO (2005). ISO 389-7:2005 Acoustics - Reference zero for the calibration of audiometric equipment - Part 7: Reference threshold of hearing under free-field and diffuse-field listening conditions.
- Kjellberg, A. and M. Goldstein (1985). "Loudness assessment of band noise of varying bandwidth and spectral shape. An evaluation of various frequency weighting networks." Journal of Low Frequency Noise Vibration and Active Control **4**: 12-26.
- Kjellberg, A., M. Goldstein and F. Gamberale (1984). "An assessment of dB(A) for predicting loudness and annoyance of noise containing low frequency components." Journal of Low Frequency Noise Vibration and Active Control **3**: 10-16.
- Kjellberg, A., K. Tesarz, K. Holmberg and U. Landström (1997). "Evaluation of frequency weighted sound level measurements for prediction of low frequency noise annoyance." Environ Int **23**: 519-527.
- Krister Larsson, C. S. (2015). Vägledning för mätning av ljudnivå i rum med stöd av SS-EN ISO 10052/16032. SP Rapport. Borås, SP Sveriges Tekniska Forskningsinstitut.
- Landstrom, U., A. Kjellberg and L. Soderberg (1991(a)). "Spectral character, exposure levels and adverse effects of ventilation noise in offices." Journal of Low Frequency Noise Vibration and Active Control **1**: 83-91.

- Leventhall, H. G. (1980). Annoyance caused by low frequency low level noise. The Conference on Low Frequency Noise and Hearing, Aalborg, Denmark.
- Lindkvist, P. (2010). Lågfrekvent buller från vindkraftverk. Masters thesis, KTH Royal Institute of Technology.
- Lundin, A. and M. Åhman (1998). "Case report: Is low frequency noise from refridgerators in a multi-family house a cause of diffuse disorders?" Journal of Low Frequency Noise Vibration and Active Control **17**: 65-70.
- Madsen, H. A. (2008). Low frequency noise from MW wind turbines - Mechanisms of generation and its modeling. Roskilde, Denmark, Risø National Laboratory, Technical University of Denmark.
- Magari, S. R., C. E. Smith, M. Schiff and A. C. Rohr (2014). "Evaluation of community response to wind turbine-related noise in western New York state." Noise Health **16**(71): 228-239.
- Mirowska, M. (1998). "An investigation and assessment of annoyance of low frequency noise in dwellings." Journal of Low Frequency Noise Vibration and Active Control **17**(3): 119-126.
- Mirowska, M. (2001). "Evaluation of Low-Frequency Noise in Dwellings. New Polish Recommendations." Journal of Low Frequency Noise, Vibration & Active Control **20** (20): 67-74.
- Moorhouse, A., D. Waddington and M. Adams (2005). "Proposed criteria for the assessment of low frequency noise disturbance."
- Moorhouse, A., D. Waddington and M. Adams (2011). Proposed criteria for the assessment of low frequency noise disturbance. Report for DEFRA, NANR45, Revision 1. Salford, UK, Acoustics Research Centre, University of Salford.
- Moorhouse, A. T., D. C. Waddington and M. D. Adams (2009). "A procedure for the assessment of low frequency noise complaints." J Acoust Soc Am **126**(3): 1131-1141.
- Møller, H. (1987). "Annoyance of audible infrasound." J Low Freq Noise Vibr **6**: 1-17.
- Møller, H. and C. S. Pedersen (2011). "Low-frequency noise from large wind turbines." The Journal of the Acoustical Society of America **129**(6): 3727-3744.
- Møller, H. and C. Pedersen Sejer (2004). "Hearing at low and infrasonic frequencies." Noise & Health **6**(23): 37-57.
- Nagai N, M. M., Yamasumi Y, Shiraishi T, Nishimura K, Matsumoto K, Miyashita K, Takeda S (1989). "Process and emergence on the effects of infrasonic and low frequency noise on inhabitants." J Low Freq Noise Vibr **8**: 87-99.
- Nilsson, M. E. (2007). "A-weighted sound pressure level as an indicator of short-term loudness or annoyance of road-traffic sound." Journal of Sound and Vibration **302**: 197-207.
- Nilsson, M. E., J. Selander, J. Alvarsson, G. Bluhm and B. Berglund (2013). "Flygbuller på uteplats: Besvärssupplevelser och hälsa i relation till maximalnivå och antal flygbullerhändelser."
- Niven, R. M., A. M. Fletcher, C. A. Pickering, E. B. Faragher, I. N. Potter, W. B. Booth, T. J. Jones and P. D. Potter (2000). "Building sickness syndrome in healthy and unhealthy buildings: an epidemiological and environmental assessment with cluster analysis." Occup Environ Med **57**(9): 627-634.
- Oerlemans, S., P. Sijtsma and B. M. Lopez (2007). "Location and quantification of noise sources on a wind turbine." Journal of Sound and Vibration **299**(4-5): 869-883.
- Oliva, D., V. Hongisto, J. Keränen and V. Koskinen (2011). "Measurement of low frequency noise in rooms." Indoor Environment Laboratory, Turku, Finnish Institute of Occupational Health, Helsinki, Finland.
- Pawlaczyk-Luszczynska, M. D., A. Wasowska, M. and Sliwinska-Kowalska, M. (2003). "Assessment of annoyance from low frequency and broadband noises." International Journal of Occupational Medicine and Environmental Health **16**: 337-343.
- Pawlaczyk-Luszczyńska, M., A. Dudarewicz, M. Waszkowska, W. Szymczak and M. Śliwińska-Kowalska (2005). "The impact of low frequency noise on human mental performance." International journal of occupational medicine and environmental health **18**(2): 185-198.
- Persson, K. and M. Bjorkman (1988). "Annoyance due to low frequency noise and the use of the dB(A) scale." Journal of Sound and Vibration **127**(3): 491-497.

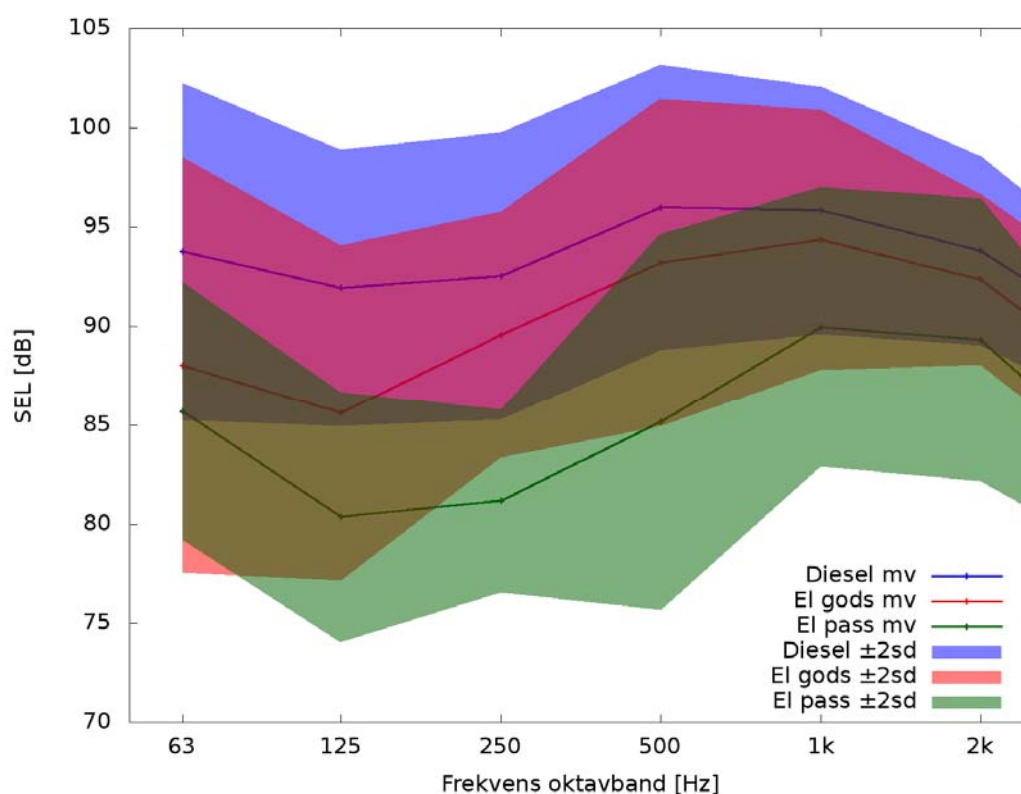
- Persson, K., M. Björkman and R. Rylander (1985). "An experimental evaluation of annoyance due to low frequency noise." Journal of Low Frequency Noise Vibration **4**: 145-153.
- Persson, K., M. Björkman and R. Rylander (1990). "Loudness, annoyance and dBA in evaluating low frequency sounds." J Low Freq Noise Vib **9**: 32-45.
- Persson, K. and R. Rylander (1988). "Disturbances of low frequency noise in the environment - a survey among the local environmental health authorities in Sweden." Journal of Sound and Vibration **121**: 339-345.
- Persson Waye, K. (1995). "Environmental low frequency noise." Assessing and Controlling Community Noise with Low Frequency Components.
- Persson Waye, K. (1995). On the effects of environmental low frequency noise. PhD med fac PhD, University of Gothenburg.
- Persson Waye, K. and A. Agge (2005). "The importance of the immediate soundscape for annoyance in the urban environment." Proceedings of the Congress and Exposition of Noise Control Engineering Inter-Noise 2005.
- Persson Waye, K., J. Bengtsson, A. Agge and M. Bjorkman (2003). "A descriptive cross-sectional study of annoyance from low frequency noise installations in an urban environment." Noise Health **5**(20): 35-46.
- Persson Waye, K., J. Bengtsson, A. Kjellberg and S. Benton (2001). "Low frequency noise "pollution" interferes with performance." Noise & Health **4**(13): 33-49.
- Persson Waye, K., A. Clow, S. Edwards, F. Hucklebridge and R. Rylander (2003). "Effects of nighttime low frequency noise on the cortisol response to awakening and subjective sleep quality." Life Sciences **72**(8): 863-875.
- Persson Waye, K., A. Clow, F. Hucklebridge, P. Evans and R. Rylander (2001). "Effects of night time low frequency noise and traffic noise on cortisol response to awakening." Proceedings of the 2001 International Congress and Exhibition on Noise Control Engineering, the Hague **4**: 1687-1690.
- Persson Waye, K. and R. Rylander (2001). "The prevalence on annoyance and effects after long-term exposure to low-frequency noise." Journal of Sound and Vibration **240**(3): 483-497.
- Persson Waye, K. and R. Rylander (2002). "The extent of annoyance and long term effects among persons exposed to low frequency noise in the home environment." Journal of Low Frequency Noise Vibration and Active Control **240**: 483-497.
- Piorr, D. and K. Wietlake (1990). "Assessment of low frequency noise in the vicinity of industrial noise sources." Journal of low frequency noise & vibration **9**(3): 116-119.
- Poulsen, T. and F. R. Mortensen (2002). "Laboratory evaluation of annoyance of low frequency noise." Working report(1).
- Rogers, A. L., J. F. Manwell and S. Wrights (2002). Wind turbine acoustic noise, Renewable energy research laboratory, Department of mechanical and industrial engineering, University of Massachusetts at Amherst
- Schomer, P. D., Y. Suzuki and F. Saito (2001). "Evaluation of loudness-level weightings for assessing the annoyance of environmental noise." J Acoust Soc Am **110**(5 Pt 1): 2390-2397.
- Schreurs, E., T. Koeman and J. Jabben (2008). Low frequency noise impact of road traffic in the Netherlands. Proceedings of Acoustics' 08: 1943-1948.
- Scott, R. (1978). "Annoyance caused by low frequency sound." Noise and Vibration Bulletin: 266-268.
- Shield, B. M., L. Matthews and J. P. Roberts (1991). "Low frequency noise from the Docklands light railway." Journal of Low Frequency Noise Vibration and Active Control **10**: 54-58.
- Stevens, S. (1972). "Perceived level of noise by Mark VII and decibels (E)." The Journal of the Acoustical Society of America **51**(2B): 575-601.
- Tempest, W. (1973). "Loudness and annoyance due to low frequency sound." Acoustica **29**: 205-209.
- Torija, A. J., D. P. Ruiz, B. De Coensel, D. Botteldooren, B. Berglund and A. Ramos-Ridao (2011). "Relationship between road and railway noise annoyance and overall indoor sound exposure." Transportation Research Part D-Transport and Environment **16**(1): 15-22.
- Trafikverket (2015). Buller och vibrationer från trafik på väg och järnväg. TDOK 2014:1021, version 1.0.

- Wagner, S., R. Bareiss and G. Guidati (1996). Wind turbine noise. Berlin ; New York, Springer.
- van den Berg, F. (2005). "The beat is getting stronger: The effect of atmospheric stability on low frequency modulated sound of wind turbines." Journal of Low Frequency Noise, Vibration and Active Control **24**.
- van den Berg, G. P. (2004). Do wind turbines produce significant low frequency sound levels? 11th International meeting on low frequency noise and vibration and its control. Maastricht, The Netherlands.
- Vasudevan, R. N. and C. G. Gordon (1977). "Experimental study of annoyance due to low frequency environmental noise." Applied Acoustics **10**(1): 57-69.
- Waye, K. P., M. Smith, O. Hammar, M. Ögren and I. Croy (2014). The impact of railway freight with regard to vibration level, noise and number of trains on sleep, ICBEN.
- Vercammen, M. L. S. (1989). "Setting limits for low frequency noise." Journal of Low Frequency Noise Vibration and Active Control **8**: 105-109.
- Vercammen, M. L. S. (1992). "Low frequency noise limits." Journal of Low Frequency Noise Vibration and Active Control **11**: 7-13.
- Widmann, U. G., S (1993). "Zur Lästigkeit tieffrequenter Schalle: Einflüsse von Lautheit und Zeitstruktur." Acustica **77**: 290-292.
- Vos, J. and M. M. Houben (2013). "Enhanced awakening probability of repetitive impulse sounds." The Journal of the Acoustical Society of America **134**(3): 2011-2025.
- Yamada, S. K., T. Bunya, K. Anemiya, T. (1980). Hearing of low frequency sound and the influence on human body. Conference on Low frequency noise and hearing. M. H. a. R. P. Aalborg, Denmark.
- Öhrström, E., M. Björkman and R. Rylander (1990). "Effects of noise during sleep with reference to noise sensitivity and habituation." Environment International **16**(4): 477-482.

Lågfrekvent buller från godståg och snabbtåg

Olika tågtyper ger olika frekvensspektrum vid passage. För godståg med diesellok så bidrar motorbullret mest vid låga frekvenser. För godståg med ellok så beror lågfrekvensinnehållet i första hand på rullningsljudet. Ojämnheterna på hjul och räl ger upphov till ljudutstrålning från både hjul, räl och sliper. Olika vagnstyper kan dessutom stråla ut ljud i olika grad från vibrationer i balkar, golv och vagnssidor om dessa finns.

En stor mätkampanj genomfördes i Sverige under 1994 (SP rapport 1994:25)⁷ som underlag till revisionen av beräkningsmetoden för buller från spårburen trafik. Tyvärr finns bara data i oktavband bevarat, även om alla mätningar genomfördes i tersband. I figur B1 redovisas data från 23 mätningar på tre olika tågtyper, 8 godståg med ellok, 7 godståg med diesellok och 8 persontåg med ellok. Mätningarna valdes ut från flera mätplatser men endast tåglängder mellan 100 m och 250 m samt hastigheter i intervallet 90 – 140 km/h togs med. Notera att vid låga motorvarv så ligger huvudkomponenten från de största dieselmotorerna lägre än vad som täcks av oktavbandet 63 Hz vilket är det lägsta som redovisas, varför spektra som redovisas nedan för dieselloken riskerar att inte täcka huvudkomponenten beroende på motorvarvtal.



Figur B1. Totalt 15 uppmätta oktavbansspektra (SEL) från godståg med diesellok (blå), godståg med ellok (röd) och passagerartåg med ellok (grön). Från SP rapport 1994:25.

⁷ Extern buller från svenska tågtyper. Clara Göransson och Tomas Ström. SP Rapport 1994:25

Godståg med diesellok ger mest lågfrekvent karaktär, och ellok med passagerarvagnar minst. Godståg med ellok sprider däremellan, ibland är de ungefär i linje med passagerartågen, ibland är det nästan lika bullriga som dieseltågen vid oktavbanden 63 Hz och 125 Hz. Utifrån indata från beräkningsmetoden, som bygger på en linjär regressionsanalys av samtliga mätningar normaliserade och medelvärdesbildade till SEL per meter tåg, så ser man dock bara små skillnader i spektra vid låga frekvenser för passagerartågen och godstågen med ellok, 1-3 dB. Det är dock tydligt att spridningen mellan individer är större för de elektriska godstågen, varför dessa riskerar att ge högre nivåer inomhus vid låga frekvenser vid vissa passager.

För höghastighetståg är det lågfrekventa bullret viktigt. Vid höga hastigheter dominerar det aerodynamiskt genererade bullret, vilket i första hand genereras av kraftig turbulens kring boggier, pantograf (strömvagnare), vagnsskarvar och andra ojämnheter. Eftersom hastigheterna är höga är dock bullrets varaktighet kort. Det är också utmanande att mäta på ett sätt som inte störs av vindbrus, varken från naturlig vind eller från vind genererad av tågpassagen. Ofta används grupp-mikrofoner (akustiska kameror) för att göra mätningar på höghastighetståg, och de har en naturlig begränsning nedåt i frekvens som avgörs av deras storlek relativt våglängden. Allt detta tillsammans gör att det är svårt att få fram pålitliga mätningar vid de lägsta frekvenserna för höghastighetståg.

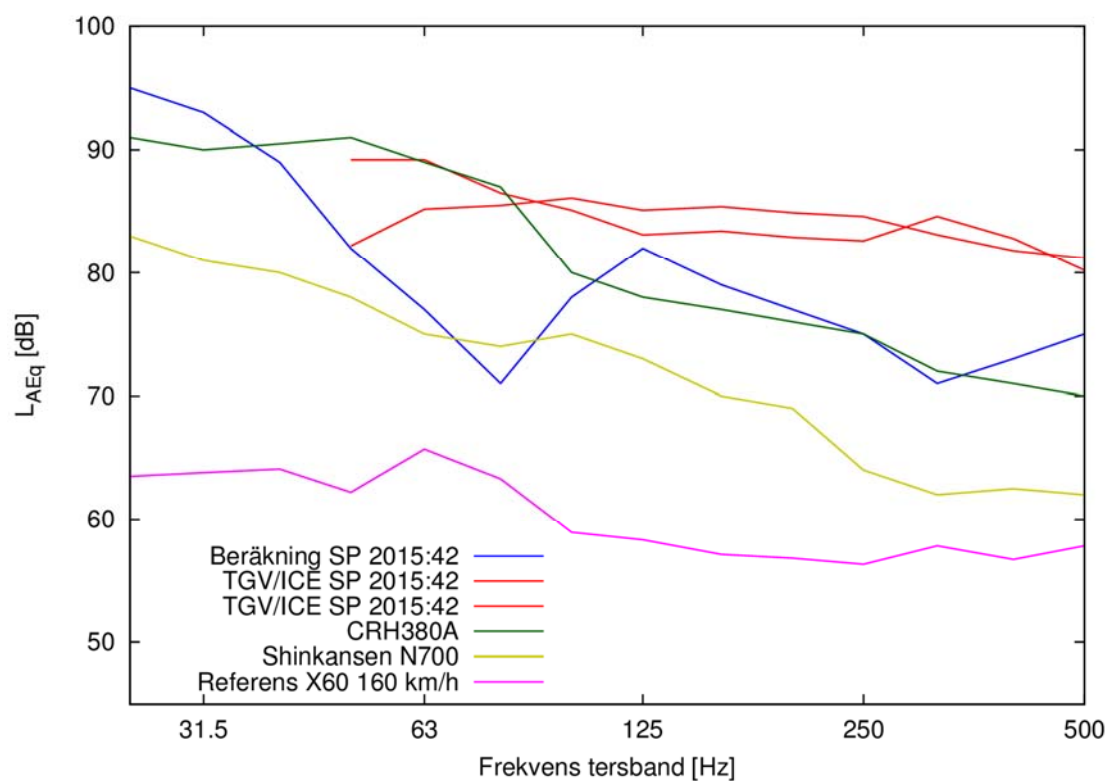
Under 2015 gjordes ett arbete kring buller från höghastighetståg för Svenska förhållanden på SP (SP Rapport 2015:42)⁸. Där analyseras mätdata och beräkningar från Shinkansen (Japan), ICE (Tyskland), TGV (Frankrike) och svenska höghastighetsprov. Dessutom studeras vad som maximalt kan tillåtas i form av ljudeffektnivå i det europeiska regelverket (TSI). Redovisade ljudtrycksnivåer under passage 25 meter från spårmittpunkt är över 95 dB vid 31,5 Hz för hastigheter kring 300 km/h. Detta innebär en stor utmaning att reducera till godtagbara nivåer om det skulle finnas bostäder nära spåret, dels eftersom det är svårt att skärma av låga frekvenser och dels för att det är svårt att göra fasader med så hög ljudisolering som skulle krävas.

För att illustrera vilka nivåer det kan röra sig om vid låga frekvenser redovisas några tersbandsspektra för ekvivalent nivå under passagetiden i figur B2. De tre första spektra är tagna från rapporten ovan (SP Rapport 2015:42), spektrum för det kinesiska höghastighetståget CR380A är från Di et al 2014⁹, spektrum för det japanska Shinkansen N700 har vi fått genom personlig kommunikation med Professor Takashi Yano. Dessutom redovisas som jämförelse ett spektrum för ett konventionellt tåg i relativt hög hastighet från Ögren och Jerson 2010¹⁰. Samtliga data är uppmätta eller beräknade 25 – 30 meter från spårmittpunkt och tåghastigheterna är mellan 270 och 320 km/h, förutom för referenståget där hastigheten var 160 km/h. De ekvivalenta nivåerna vid de lägsta tersbanden är 20 till 30 dB högre för höghastighetspassagerarna, men spridningen är stor.

⁸ Tuning of the acoustic source model – Aiming at accurate noise assessments along high-speed railways. SP Rapport 2015:42.

⁹ Annoyance and activity disturbance induced by high-speed railway and conventional railway noise: a contrastive case study. Guo-Qing Di, Qi-Li Lin, Zheng-Guang Li och Jian Kang. Environmental Health 13(12), 2014.

¹⁰ Indata till bullerberäkningsmetoder för motorvagn X60. Mikael Ögren och Tomas Jerson, VTI notat 9-2010.



Figur B2. Exempel på tersbandsspektra av beräknade och uppmätta ekvivalenta nivåer under en passage med höghastighetståg. Avstånd från spårmitt 25 – 30 m, hastighet mellan 270 och 320 km/h, förutom för referenståget X60 där hastigheten var 160 km/h.

DE SENAST UTGIVNA RAPPORTERNA

från Arbets- och miljömedicin i Göteborg

Rapport 2017:2

Technical Report. Half-lives of PFOS, PFHxS and PFOA after end of exposure to contaminated drinking water

Författare: Ying Li, Daniel Mucs, Kristin Scott, Christian Lindh, Pia Tallving, Tony Fletcher, Kristina Jakobsson

Rapport 2017:1

Airdrome Aviation Safety Climate Questionnaire (ADASCQ). Utveckling av enkätinstrument för att mäta organisationsklimat för hög flygsäkerhet vid flygplatsarbete.

Författare: Marianne Törner, Anders Pousette, Josefa Vega-Matuszczyk, Kenneth Björk

Rapport 2015:1

Hälsa och framgång! Organisationsklimat för hälsa, säkerhet, innovation och effektivitet. Slutrapport. Sahlgrenska akademien, Göteborgs universitet.

Författare: Marianne Törner, Anders Pousette, Pernilla Larsman, Mats Eklöf, Sven Hemlin.

Rapport 2014:2

Jämförelse av fysiologisk respons vid exponering för buller eller vibrationer

Författare: Michael Smith, Mikael Ögren, Kerstin Persson Waye

Rapport 2014:1

Sammanfattningar av projektarbeten. Behörighetsutbildning i försäkringsmedicin 2013

Författare: Kursdelatagare (Se GUPEA och fulltext PDF)

Rapport 2013:2

Olägenheter till följd av petrokemisk industri i Stenungsund 2012

Författare: Anita Gidlöf-Gunnarsson, Lars Barregård

Rapport 2013:1

Säkerhetsklimat i vård och omsorg. Bakomliggande faktorer och betydelse för personalsäkerhet och patientsäkerhet

Författare: Marianne Törner, Mats Eklöf, Pernilla Larsman, Anders Pousette

Rapport 2011:8

Akustikförsök - Forskarfredag 2010

Författare: Kerstin Persson Waye

Rapport 2011:7

God ljudmiljö i skola - beskrivning av rumsakustik före och efter åtgärdsprogram

Författare: Pontus Larsson

Rapport 2011:6

God ljudmiljö i förskola - beskrivning av rumsakustik före och efter åtgärdsprogram

Författare: Pontus Larsson

Rapport 2011:5

Högre säkerhet i livsmedelsindustrin. Ett interventionsprojekt för bättre säkerhetsklimat

Författare: Marianne Törner, Mats Eklöf, Anders Pousette, Christina Stave

Rapport 2011:4

God ljudmiljö i förskola och skola - krav på rum, bygg - och inredningsprodukter för minskat buller

Författare: Kerstin Persson Waye, Agneta Agge, Marie Hult, Pontus Larsson

Rapport 2011:3

God ljudmiljö i skola - samband mellan ljudmiljö, hälsa och välbefinnande före och efter åtgärdsprogram

Författare: Kerstin Persson Waye, Agneta Agge, Marie Hult, Pontus Larsson

Rapport 2011:2

God ljudmiljö i förskola - samband mellan ljudmiljö, hälsa och välbefinnandeföre och efter åtgärdsprogram

Författare: Kerstin Persson Waye, Agneta Agge, Marie Hult, Pontus Larsson

Första rapporten gavs ut 2010.

Utgiven av
Arbets- och miljömedicin i Göteborg
(2017-08-24)
ISBN 978-91-86863-10-4
© Göteborgs universitet & Författarna
amm@amm.gu.se
031-786 6300
GU rapporter, Box 414, 405 30 Göteborg
Hemsidor: www.amm.se
gupea.ub.gu.se/handle/2077/34412