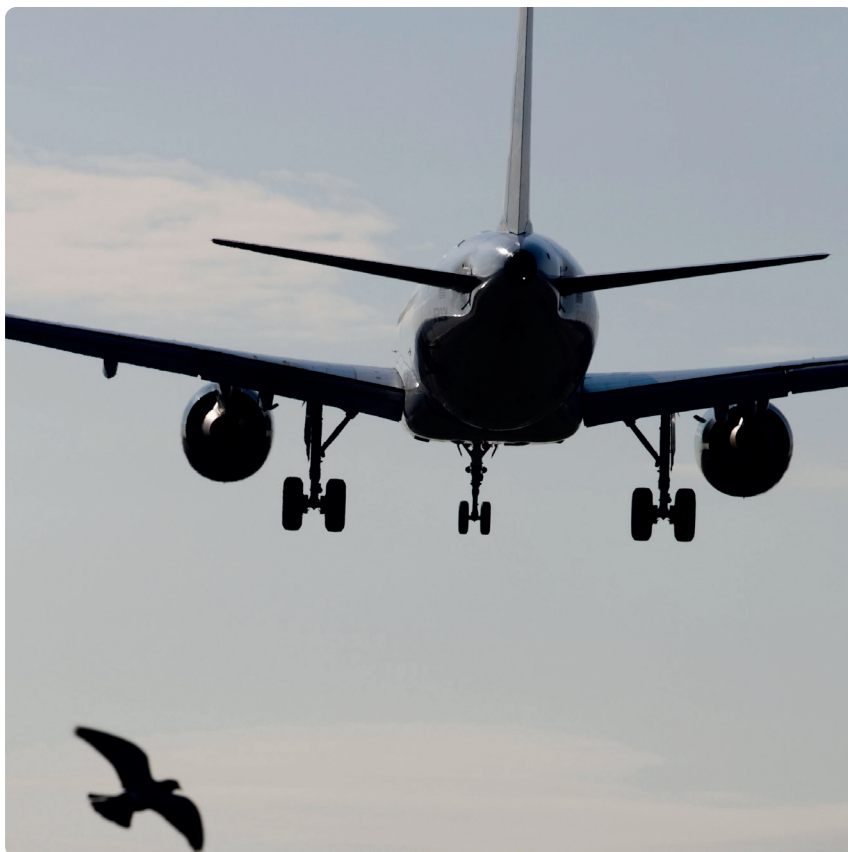
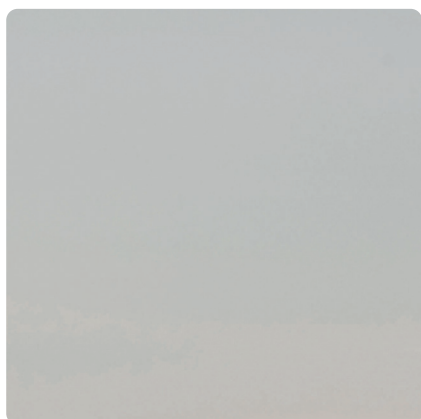


Sömnstörningar från flygbuller i en svensk kontext

CHARLOTTA ERIKSSON, ULF TENGZELIUS
OCH CHRISTIAN SIMMONS

RAPPORT 6970 • FEBRUARI 2021



Sömnstörningar från flygbuller i en svensk kontext

Författare: Charlotta Eriksson
Ulf Tengzelius, Christian Simmons

NATURVÅRDSVERKET

Beställningar

Ordertel: 08-505 933 40

E-post: natur@cm.se

Postadress: Arkitektkopia AB, Box 110 93, 161 11 Bromma

Internet: www.naturvardsverket.se/publikationer

Naturvårdsverket

Tel: 010-698 10 00

E-post: registrator@naturvardsverket.se

Postadress: Naturvårdsverket, 106 48 Stockholm

Internet: www.naturvardsverket.se

ISBN 978-91-620-6970-4

ISSN 0282-7298

© Naturvårdsverket 2021

Tryck: Arkitektkopia AB, Bromma 2021

Omslag: B Christopher / Alamy / IBL

Förord

Rapporten presenterar resultatet från en utredning rörande flygbuller och sömnpåverkan som genomförts under 2020 av Karolinska Institutet på uppdrag av Naturvårdsverkets klimatavdelning.

Sömnstörningar är en allvarlig negativ hälsoeffekt som på kort sikt kan leda till trötthet, koncentrationssvårigheter och nedsänkt välmående och på lång sikt till en ökad risk för hjärt- och kärlsjukdom, metabola sjukdomar och psykisk ohälsa. 2018 kom Världshälsoorganisationen (WHO) med europeiska riktvärden för buller från olika trafikslag. WHO:s föreslagna riktvärde för flygbuller nattetid är 40 dBA L_{night} , vilket i jämförelse med svenska riktvärden är lågt. Naturvårdsverket har låtit utreda hur WHO:s kunskapssammanställning om sömnstörningar från flygbuller förhåller sig till svensk byggstandard, svenska bullermått och trafikeringen vid svenska flygplatser. Syftet med utredningen har varit att utröna om WHO:s slutsatser är tillämpbara i Sverige och om de kan ligga till grund för försiktighetsåtgärder kring svenska flygplatser.

Denna rapport är författad av Charlotta Eriksson vid Karolinska Institutet, Ulf Tengzelius vid Aurskall Akustik och Christian Simmons vid Simmons Akustik och Utveckling AB.

Författarna ansvarar för rapportens innehåll.

Stockholm 26 februari 2021

Stefan Nyström
Chef Klimatavdelningen

Innehåll

FÖRORD	3
SAMMANFATTNING	6
SUMMARY	10
UPPDRAGSBESKRIVNING OCH SYFTE	15
METOD	16
FLYGBULLERS INVERKAN PÅ SÖMNER	18
Om sömn	18
Effekter av buller på sömnen	19
Uppvaknanden/sömnstadietförändringar	21
Blodtryck och hjärtfrekvens	23
Motilitet	23
Självrapporterad sömnstörning	24
Hjärtkärlsjukdom och metabol påverkan	27
METOD FÖR OMRÄKNING AV L_{NIGHT} TILL L_{AMAX}	29
Vanliga flygplanstyper och underliggande flygdata	29
Exempel där %HSD från L_{night} relateras till L_{Amax} för en antagen trafiksituation	33
Slutsatser om omräkningar från L_{night} till L_{Amax}	34
LJUDSTANDARD I BOSTADSBESTÅNDET RUNT SVENSKA FLYGPLATSER	35
Byggnadsår och typiska huskonstruktioner	35
Åtgärder runt Swedavias flygplatser	38
Slutsatser om ljudstandard i bostadsbeståndet runt svenska flygplatser	42
SVENSKA FLYGPLATSERS STORLEK OCH URBANISERINGSGRAD	44
ANALYS AV ENSKILDA FORSKNINGSTUDIER	47
Uppvaknanden/sömnstadietförändringar	47
Blodtryck och hjärtfrekvens	48
Motilitet	49
Självrapporterad sömnstörning	50
Studier efter 2015	53
TOLKNING AV FORSKNINGRESULTAT I EN SVENSK KONTEXT	56

MOTIV TILL STRÄNGARE RIKTVÄRDEN FÖR FLYGBULLER ÄN FÖR ÖVRIGA TRAFIKSLAG	60
Jämförelse av riktvärden för olika trafikslag	60
Skillnader i evidens vad gäller hälsopåverkan	61
Hjärt-kärlsjukdom	62
Sömnstörning och allmän störning	63
Kognition	65
Slutsatser om skillnader i hälsopåverkan för olika trafikslag	67
KÄLLFÖRTECKNING	68
BILAGA 1 Relationer mellan ljudnivåmått L_{Amax} och L_{night} vid bullerexponering från flygtrafik vid svenska flygplatser	
BILAGA 2 Ljudisolering mot flygbuller - Bedömning av bostäder runt svenska flygplatser	
BILAGA 3 Sammanställning och analys av enskilda studier om flygbuller och självrapporterad sömnstörning i Basner och McGuire 2018	

Sammanfattning

Under hösten 2019 genomförde Institutet för Miljömedicin vid Karolinska Institutet på uppdrag av Naturvårdsverket en förstudie rörande sömnstörningar från flygbuller. Syftet med förstudien var att ta fram en utvecklad bakgrundsbeskrivning rörande sömnstörningar från flygbuller samt en synopsis och projektbeskrivning för en fortsatt utredning av frågan. Den fortsatta utredningen avsågs redogöra för kunskapsläget om risker för sömnstörningar från flygbuller i en svensk kontext, med svenska bullermått och med svenska förutsättningar rörande ljudisolering i byggnader, flygplatsers storlek och urbaniseringsgrad.

Den föreliggande rapporten inleds med en allmän kunskapsöversikt av flygbullers inverkan på sömnen som till övervägande del baseras på resultat från förstudien. Därefter görs en översyn av möjligheterna att ta fram en metod att estimerar L_{Amax} utifrån kännedom om L_{night} , samt det omvända förhållandet (se bilaga 1, *Relationer mellan ljudmåtten L_{Amax} och L_{night} vid bullerexponering från flygtrafik vid svenska flygplatser*). Detta är ett underuppdrag till huvudstudien som har genomförts av Ulf Tengzelius vid Aurskall Akustik och KTH. Vidare görs en analys av förhållanden runt svenska flygplatser avseende byggnadsbeståndets ljudstandard, flygplatsers storlek och urbaniseringsgrad. Uppdraget att analysera ljudstandarden i byggnadsbeståndet runt svenska flygplatser har genomförts av Christian Simmons, Simmons Akustik AB (se bilaga 2, *Ljudisolering mot flygbuller - Bedömning av bostäder runt svenska flygplatser*). Efter detta görs en detaljerad genomgång av de forskningsstudier som ligger till grund för WHO:s slutsatser om samband mellan flygbuller och sömnstörningar, inklusive risk för uppvaknanden och sömnstadietförändringar, påverkan på blodtryck och hjärtfrekvens, motilitet (kropps rörelser) samt självrapporterad sömnstörning. Mer långtgående effekter av sömnstörningar på hjärt-kärlsystemet och metabol påverkan har bedömts ligga utanför ramen för detta uppdrag och berörs därför inte annat än i den allmänna kunskapsöversikten. I rapportens sista avsnitt beskrivs kunskapsläget om skillnader i hälsopåverkan mellan olika trafikslag som skulle kunna motivera en strängare hållning vad gäller flygbuller gentemot övriga trafikslag.

Kunskapsöversikt

Baserat på nuvarande kunskapsunderlag om flygbuller och sömn finns god evidens för att flygbuller påverkar sömnen, och därmed hälsan, på många olika sätt. Vad gäller omedelbara effekter ses öknings i antalet uppvakningar och sömnstadietförändringar från maximalnivåer inomhus i sovrummet på 38 dB. Även för motilitet, dvs. kropps rörelser, ses tydliga exponering-responssamband med start från cirka 32 dB $L_{AS,max}$ inomhus. Vad gäller effekter på blodtryck och hjärtfrekvens finns ingen tröskelnivå angiven i litteraturen men öknings i blodtryck och hjärtfrekvens har setts från cirka 35 dB $L_{AF,max}$. Till viss del kan man vänja sig vid ljud så att man inte vaknar lika lätt om man är van vid ljudmiljön, men de fysiologiska förändringarna, dvs. påverkan på stresshormoner, blodtryck och

hjärtfrekvens, kvarstår även vid långvarig exponering. Det finns även tydliga samband mellan bullernivån från flygtrafik utomhus vid bostaden och andelen allvarligt sömnstörda till följd av flygbuller i befolkningen. Ca 11 procent anger att de är mycket sömnstörda vid en ljudnivå på 40 dB L_{night} . Långvariga effekter av flygbuller på hjärt-kärlsystemet och metabola utfall har studerats i begränsad utsträckning men det finns studier som visar samband med t.ex. högt blodtryck, hjärtinfarkt och bukfetma. Det är oklart vilken medierande effekt bullerorsakad sömnpåverkan har på dessa samband.

Slutsatser om möjligheterna att ta fram en metod för omräkning från L_{night} till L_{Amax}

I internationella forskningsstudier används ofta EU-måtten L_{den} , eller dess grundkomponenter L_{day} , $L_{evening}$ och L_{night} , för att kvantifiera bullerexponering från flygtrafik. I Sverige däremot är det vanligare att använda L_{Amax} , vilket i många fall gör det svårt att översätta resultat från t.ex. andra europeiska studier till en svensk kontext. Omräkningar mellan L_{Amax} och L_{night} har många osäkerhetsfaktorer. Till att börja med är ljudnivåmått/indikatorer som dessa framtagna i syfte att representera olika aspekter av ljudmiljön och därmed inte direkt jämförbara utan snarare etablerade för att tillsammans kunna ge mer heltäckande information av bullerhändelser. Slutsatsen från denna undersökning är att det finns en möjlighet att anta ett samband mellan L_{Amax} och L_{night} utifrån antaganden om faktorer såsom 1) avstånd mellan mottagare och flygplan, 2) flygplanstyper, 3) antal överflygningar och dess fördelning över dygnet, samt 4) L_{Amax} och L_{AE} -bullerdata för ingående flygplanstyper. Dock infinner sig svårigheter att tolka och nyttja den här typen av estimat då vi inte har att göra med ett 1:1-samband mellan L_{night} och L_{Amax} utan istället tvingas införa ett flervariabel-beroende. Resultaten från denna rapport bör utvärderas och ställas mot den tänkta användningen och vad en implementering av metoden skulle kunna ge.

Ljudstandard i bostadsbeståndet, flygplatsers storlek och urbaniseringsgrad i Sverige

Underutredningen av ljudstandard i bostadsbeståndet runt svenska flygplatser i den föreliggande undersökningen gör gällande att den A-vägda ljudnivåskillnaden ($\Delta LA, C4$) mellan frifältsnivåer utomhus och medelljudnivåer inomhus bör ligga i intervallet 30–35 dBA, det vill säga minst 5 dBA högre än vad som ofta antas som schablonvärde i internationella bullerkartläggningar (25 dBA). I en mindre andel av husen, där tätnings- och glasningslister runt fönster inte underhållits eller där andra bulleråtgärder inte har vidtagits, kan värdet ligga 5–8 dB lägre. Swedavias åtgärdsprogram har dock lett till att de flesta bostadshus nära de större flygplatserna har inte maximalnivåer över 45 dBA inomhus. Det bör påpekas att dessa beräkningar innehåller osäkerheter avseende relevans för hälsoeffekter. Till exempel sågs i en nyligen genomförd undersökning i Stockholms län (baserad på Miljöhälsoenkät 2015) ingen tendens till att folk i Sverige störs mindre av flygbuller vid en viss fasadbullernivå än i studier från andra länder (Eriksson m. fl. 2020).

Majoriteten av de svenska flygplatserna där det bedrivs linjefart och/eller chartertrafik (statliga, kommunala och privata) har färre än 20 000 flygrörelser per år, vilket i ett internationellt sammanhang får betraktas som mindre flygplats. Störst är Stockholm-Arlanda flygplats med ca 230 000 flygrörelser årligen, följt av Göteborg-Landvetter (ca 70 000 flygrörelser), Stockholm-Bromma (ca 56 000 flygrörelser) och Malmö flygplats (ca 38 000 flygrörelser). Medelvärdet för svenska flygplatser var år 2019 ca 17 000 flygrörelser (notera: Innan Corona-pandemin).

Vad gäller urbaniseringsgrad är befolkningstätheten överlägset högst runt Bromma flygplats med 5 203 invånare per km². Bromma saknar dock i princip flygtrafik nattetid vilket begränsar inverkan på sömnproblem, även om det kan förekomma störningar i form av försvårad insomning och förtidigt uppvaknande kopplat till överflygningar under morgon och kväll och från ambulansflyg nattetid. Bland övriga flygplatser där det bedrivs någon form av nattrafik är befolkningstätheten låg (mellan 19 och 149 invånare/km²). Medelvärdet i kommuner runt svenska flygplatser var 184 invånare/km²).

Slutsatser om hur de internationella forskningsresultaten ska tolkas i en svensk kontext

Utifrån ovanstående förutsättningar kan man dra följande slutsatser om sambandens giltighet i en svensk kontext: Sambandet mellan flygbuller och *uppvaknanden/sömnstadietförändringar* baseras på ljudnivån inomhus och påverkas således inte av bostädernas ljudstandard, annat än att man vid uppskattningar om risker bör utgå ifrån ljudnivåer som förekommer i det svenska bostadsbeståndet. I Sverige tillämpas riktvärdet 70 dB L_{Amax} utomhus för flygbuller. Med rådande byggnadsstandard där en fasadreduktion på ~25–35 dB förväntas, beroende på om bostaden underhållits och bulleråtgärdats eller ej, motsvarar det en ljudnivå på 35–45 dB L_{Amax} inomhus. Detta ger en sannolikheten att vakna eller övergå i yttlig sömn mellan 0,1 och 1,8 procent (tabell 1) (Basner och McGuire 2018, Basner m. fl. 2006). Författarna till studien poängterar dock att dessa sannolikheter kan vara underskattade då analysen baseras på i huvudsak friska personer utan någon form av underliggande sömnproblem. Flygplatsen Köln-Bonn, där studien genomfördes, är något mindre än Stockholm Arlanda flygplats men har en högre urbaniseringsgrad.

Sambandet mellan flygbuller och *blodtryck och hjärtfrekvens* baseras även det på ljudnivån inomhus och påverkas därmed inte av bostäders ljudstandard. I den så kallade HYENA-studien ingick försökspersoner boende runt Bromma och Arlanda flygplats som uppvisade små men statistiskt säkerställda ökning av blodtrycket kopplat till en flygbullerhändelse liknande dem vid övriga studerade populationer runt flygplatserna Heathrow, Malpensa och Aten (Haralabidis m. fl. 2008). För blodtryck finns inga exponering-respons samband framtagna men effekter på blodtrycket kan väntas från ljudnivåer inomhus på 35 dB L_{AF,max}. Vad gäller hjärtfrekvens är evidensen i dagsläget för svag för att dra säkra slutsatser.

För *motilitet* ses ökning kopplat till flygbuller från ljudnivåer på ca 32 dB L_{AS,max} inomhus (Passchier-Vermeer m. fl. 2002). Vid ljudnivåer i det svenska

bostadsbeståndet (35–45 dB L_{Amax}) kan man förvänta sig små ökningar i motiliteten med upp till ca 1,5 % ökad risk. Studien om motilitet baserar sig på data från en befolkning boende runt Schiphol flygplats som är avsevärt större än de svenska flygplatserna. Befolkningstätheten motsvaras ungefärligen av den runt Stockholm-Bromma flygplats.

Självrapporterad sömnstörning kopplas i WHO:s granskning till ljudnivån från flygtrafik utomhus (Nguyen m. fl. 2009, 2010, 2011, 2012, 2015, Schreckenbergs m. fl. 2009 samt Yano m.fl. 2015). Här spelar således bostädernas ljudreducerande kapacitet som modererande variabel en relativt stor roll. Sammantaget finns en risk att WHO:s exponering-responskurva för självrapporterade sömnbesvär (uppvaknanden, svårt att somna och allmän sömnstörning) är något överskattad gentemot svenska förhållanden. Detta i huvudsak beroende på att majoriteten av studierna (fem av sex) baseras på populationer från Vietnam där förutsättningarna i många aspekter är olika svenska förhållanden. I synnerhet gäller detta bostädernas ljudstandard, men även flygplatsernas storlek och urbaniseringsgrad. I en av studierna ökade dessutom trafiken vid flygplatsen avsevärt under observationsperioden, något som kan ha lett till en överrapportering av sömnrelaterade besvär som följd av själva förändringen. Något som motsäger detta är att studien från Tyskland (Frankfurt), där förutsättningarna är mer lika svenska förhållanden, visar det näst högsta riskestimatet för självrapporterad sömnstörning kopplat till flygbuller (figur 14). Vidare visar svenska data att sambandet för *allmän störning* till följd av flygbuller stämmer väl överens med internationella data (Eriksson m. fl. 2020).

Slutsatser motiv till en strängare hållning vad gäller flygbuller gentemot övriga trafikslag

Sammanlagt finns evidens för strängare riktvärden för flygbuller än för väg- och spårtrafikbuller. Detta baserar sig i synnerhet på de skillnader som föreligger avseende självrapporterade besvär, där andelen besvärade är betydligt högre för flygbuller än för andra trafikslag, både vad gäller allmän störning och sömnstörning. Självrapporterad sömnstörning ses som en särskilt viktig markör för hälsorelaterad påverkan av buller i befolkningen. Försämrad sömn har både direkta effekter, till exempel i form av försämrad livskvalitet, och kan leda till flera allvarliga hälsoeffekter på lång sikt, däribland hjärt-kärlsjukdom (Basner och McGuire 2018). Ett ytterligare motiv till hårdare krav vad gäller flygbuller är den inverkan man sett på barns kognitiva funktioner, med en försening i läsinlärning, sämre resultat på standardiserade test och försämrat långtidsminne. Dessa effekter ses inte i samma utsträckning för väg- och spårtrafikbuller, även om den samlade evidensen bedöms som låg eller mycket låg beroende på en avsaknad av studier.

Summary

During the fall 2019, the Institute of Environmental Medicine (IMM) at Karolinska Institutet (KI) conducted a pilot investigation on the effects of aircraft noise on sleep disturbances, commissioned by the Swedish Environmental Protection Agency. The aim was to describe the current knowledge on aircraft noise and sleep disturbances and to define a strategy on how to interpret international research findings in a Swedish context, in particular with regards to Swedish noise metrics, soundproofing of buildings, size of airports and degree of urbanization.

The present report begins by describing the findings from the pilot study, thereby giving a general overview into the effects of aircraft noise on sleep disturbances. Next, it gives a summary of the possibilities of developing a method to translate the noise metric L_{Amax} to L_{night} and vice versa (see attachment 1, "*Relationer mellan ljudmåtten L_{Amax} och L_{night} vid bullerexponering från flygtrafik vid Svenska flygplatser*"). This part is a sub-assignment to the main investigation, performed by Ulf Tengzelius, Aurskall Akustik and KTH. Further on, the conditions regarding soundproofing of buildings, airport size and degree of urbanization around Swedish airports are analyzed. In this part, the sound insulation capacity of buildings around Swedish airports were investigated by Christian Simmons, Simmons Akustik AB (see attachment 2, "*Ljudisolering mot flygbuller – Bedömning av bostäder runt Svenska flygplatser*"). After this follows a detailed review of the research studies that form the basis for the World Health Organization (WHO) conclusions regarding associations between aircraft noise and sleep disturbances, including risk of awakenings and sleep stage changes, effects on blood pressure and heart rate, motility (body movements), and self-reported sleep disturbance. Long-term consequences of sleep disturbance on the cardiovascular and metabolic system have not been assessed other than in the general overview. In the final section, the report addresses differences in health effects from the different traffic noise sources which could motivate a stricter regulation of aircraft noise in comparison to road traffic and railway noise.

General overview

Based on current knowledge, there is sufficient evidence that aircraft noise affects our sleep, and consequently our health, in many ways. With regard to immediate effects, the risk of awakenings and sleep stage changes has been shown to increase from sound levels in the bedroom of around 38 dB L_{ASmax} . There are also clear exposure-response associations for motility, starting from indoor noise levels of around 32 dB $L_{AS,max}$. For effects on blood pressure and heart rate, there are no exact thresholds given in the research literature, however, effects have been seen from approximately 35 dB $L_{AF,max}$. To some extent, it is possible to habituate to noise in the sense that one does not wake up as easily if the sound environment is familiar. However, the physiological effects, including increases of stress hormones, blood pressure and heart rate, seem to persist even at long-term exposure.

There is also evidence of an exposure-response association between the outdoor sound level from aircraft noise at the residence and the proportion of highly sleep disturbed individuals in the population. Approximately 11 percent report being highly sleep disturbed at sound levels of 40 dB L_{night} . Long-term consequences of aircraft noise on the cardiovascular and metabolic system have been investigated to a limited extent, but there are studies showing associations with for example hypertension, ischemic heart disease and increases in waist circumference. The mediating role of sleep disturbances in the development of these diseases is, however, not well documented.

Conclusions on the possibilities of generating a method for transformation of L_{night} to L_{Amax}

In many international research studies, the EU noise metric L_{den} , or its components L_{day} , L_{evening} and L_{night} , is used to quantify noise exposure from aircraft traffic. In Sweden, however, it is more common to use L_{Amax} , which makes translation of the results to a Swedish context difficult. Transformations between L_{night} and L_{Amax} has many uncertainties. To begin with, noise metrics such as these are generated with the purpose of representing different aspects of the sound environment, and therefore not directly comparable. Rather, they are complementary and established to provide a more complete picture of a sound event. The conclusion from the present investigation is that there are possibilities to assume an association between L_{night} and L_{Amax} , based on information such as 1) the distance between the receiver and the aircraft, 2) existing aircraft types, 3) the number of aircraft movements and their distribution over the day, and 4) the L_{Amax} and L_{AE} -noise data for existing aircraft types. However, the method suggested is difficult to implement since it does not provide a 1:1 association between L_{night} and L_{Amax} , but rather is a multi-factorial dependency. The results of this report need to be evaluated and set against the potential benefits by use and implementation of the method.

Soundproofing in buildings, airport size and degree of urbanization in Sweden

The investigation of soundproofing in buildings in the vicinity of Swedish airports shows that the A-weighted difference in sound level (ΔL_A , C4) between the outdoor free field noise levels and the average indoor noise levels lies within the range of 30-35 dBA. This is at least 5 dB higher than what is often used as a default value of sound insulation in international noise mappings (25 dBA). In a smaller proportion of the houses, where e.g. window moldings have not been maintained or no soundproofing measures have been taken, the difference may be 5-8 dB lower. However, following Swedavia's noise action programs, maximum noise levels in most of the homes close to the larger airports should not be above 45 dB indoor. It must be noted, though, that these estimates hold some uncertainties when it comes to interpretation of consequences in terms of effects on human health. In a recent investigation performed within Stockholm County (based on the Environmental Health Survey 2015), there was no evidence of a lower degree of annoyance from aircraft noise at any specific noise level than in similar surveys from other countries (Eriksson et al. 2020).

Most Swedish airports with linear air traffic and/or charter traffic (state owned, municipal or private) have less than 20 000 aircraft movements yearly, which in an international perspective can be seen as small. Largest is Stockholm-Arlanda airport with approximately 230 000 aircraft movements yearly, followed by Göteborg-Landvetter (approx. 70 000 movements), Stockholm-Bromma (approx. 56 000 movements) and Malmö airport (approx. 38 000 movements). The average number of aircraft movements at Swedish airports was approx. 17 000 during 2019 (note: Before the Corona-pandemic).

As for the degree of urbanization, the population density is as highest around Bromma airport, with 5 203 inhabitants per km². However, since Bromma has restricted night-time traffic, the effects on sleep disturbances are limited. Although some disturbances, e.g. delayed onset of sleep and early awakenings, may arise due to overflights during the evening and morning periods, and from ambulance aircrafts at night. Amongst the other airports with night-time traffic, the population density is low (between 19 and 149 inhabitants/km²). On average, there are 184 inhabitants/km² in the municipalities close to the Swedish airports.

Conclusions about interpretation of international research findings in a Swedish context

Based on the above conditions, the following conclusions can be drawn regarding the validity of the associations between aircraft noise and sleep in a Swedish context:

The association between aircraft noise and awakenings/sleep stage changes is based on a study using sound levels indoor in the bedroom and is thus not affected by the soundproofing of buildings; although adequate sound levels present in Swedish buildings should evidently be used when assessing risks. In Sweden, a guideline value of 70 dB L_{Amax} outdoors is stipulated for aircraft noise. Under the current situation where a sound reduction of ~25-35 dB can be expected, depending on if the building has been maintained and soundproofed or not, this renders indoor noise levels of 35-45 dB L_{Amax}. This gives a probability of awakenings or transition to a shallower sleep-stage of 0.1 and 1.8 percent (table 1) (Basner and McGuire 2018, Basner et al. 2006). However, the authors of the study point out that this may be an underestimation since the analyses are based on healthy individuals with no underlying sleep disturbances. The Cologne Bonn airport, where the study was conducted, is slightly smaller than Stockholm Arlanda airport, but has a higher degree of urbanization.

The association between aircraft noise and blood pressure and heart rate is also based on a study using indoor sound levels and therefore not affected by the sound reduction of buildings. In the multi-center HYENA-study, participants living near Bromma and Arlanda airports showed small but statistically significant increases in blood pressure in relation to aircraft noise events which were similar to the other included populations around the three airports Heathrow, Malpensa and Athens

(Haralabidis et al. 2008). No exposure-response associations have been derived but effects of aircraft noise on blood pressure can be expected from indoor sound levels of 35 DB $L_{AF,max}$. Regarding heart rate, no definite conclusions can be drawn based on the existing literature.

Motility has been shown to increase at aircraft noise levels from approximately 32 dB $L_{AS,max}$ indoors (Passchier-Vermeer et al. 2002). At sound levels present in the Swedish housing stock (35-45 dB L_{Amax}), small increases in motility of up to 1.5 % increased risk is to be expected. The study on motility is based on data from a population living in the vicinity of Schiphol airport (Amsterdam), which is larger than the Swedish airports. The degree of urbanization around Schiphol is comparable to Stockholm Bromma airport.

Self-reported sleep disturbance is in the WHO review assessed in relation to the sound level from aircraft noise outdoors (Nguyen et al. 2009, 2010, 2011, 2012, 2015, Schreckenberget al. 2009 and Yano et al. 2015). In this case, the sound reduction capacity of buildings may moderate the indoor exposure significantly. Overall, there is a risk that the WHO exposure-response association for self-reported sleep disturbance (awakenings, difficulties of falling asleep and general sleep disturbance) is overestimated in comparison to Swedish conditions. Mainly, this is because most of the studies (five out of six) are based on populations from Vietnam where the conditions in many aspects are different than in Sweden. In particular, this relates to soundproofing of buildings, but also airport size and degree of urbanization. In one of the studies, there was a drastic increase in aircraft traffic during the study period, which may have led to an over-reporting of sleep related problems due to the change per se. However, the investigation from Germany (Frankfurt), in which the conditions are more similar to the Swedish, showed the second highest risk estimate of self-reported sleep disturbance in relation to aircraft noise, thus contradicting the theory of an overestimated association (figure 14). Moreover, findings based on Swedish data show that the association for aircraft noise and *noise annoyance* is in good agreement with international data (Eriksson et al. 2020).

Conclusions on motives for a stricter regulation of aircraft noise than other traffic noise sources

Overall, there is evidence which motivates a stricter regulation of aircraft noise in comparison to road traffic and railway noise. Mainly, this is based on evident differences in self-reported annoyance responses, where the proportion of annoyed at any noise level is higher for aircraft noise than for the other traffic noise sources, both for general annoyance and for sleep disturbance. Self-reported sleep disturbance is viewed as a particular important marker for an adverse impact of noise in the population. Sleep disturbances may have both direct effects on our health, e.g. by its impact on quality of life, and can in the long term increase the risk of several severe diseases, including cardiovascular disease (Basner and McGuire 2018). An additional motive for a stricter regulation of aircraft noise is its documented impact on children's cognitive functioning, including impaired reading comprehension and negative impact on standardized tests and long-term memory, even if the evidence is low or very low as a consequence of a lack of studies.

Uppdragsbeskrivning och syfte

Föreliggande rapport är resultatet av ett uppdrag från Naturvårdsverket till Institutet för Miljömedicin (IMM) att utreda sömnstörning från flygbuller i en svensk kontext. Projektet inleddes med en förstudie som genomfördes under hösten 2019 och resulterade i rapporten "Förstudie rörande sömnstörningar från flygbuller" (C. Eriksson och G. Pershagen). Förstudien granskade befintlig kunskap om hur flygbuller påverkar befolkningens hälsa och utmynnade i ett antal frågeställningar som behöver besvaras för att kunna översätta resultat från den vetenskapliga litteraturen till en svensk kontext.

Bland annat identifierade förstudien att det saknas en metod att räkna om samband beskrivna i det internationellt använda måttet för buller nattetid, L_{night} , till mått som används i Sverige, i synnerhet maximal ljudnivå, L_{Amax} . Vidare sågs en diskrepans mellan de förutsättning som rått i de studier som ligger till grund för WHO:s slutsatser om samband mellan flygbuller och sömnstörningar och svenska förhållanden. I synnerhet gällde detta bostäders ljudstandard, flygplatsernas storlek och urbaniseringsgrad. Slutligen ställdes också frågan om det är rimligt att med nuvarande kunskapsunderlag som grund ställa betydligt strängare krav vad gäller flygbuller än övriga trafikslag, dvs. väg- och spårtrafik.

Det huvudsakliga syftet med nuvarande uppdrag har varit *att analysera det samlade kunskapsläget om flygbuller och sömnpåverkan i en svensk kontext*. Specificerade delmål i uppdraget har varit:

- Att utreda möjligheterna att ta fram en metod för omräkning av L_{night} till L_{Amax} .
- Att analysera hur de internationella forskningsresultaten ska tolkas i en svensk kontext utifrån förhållanden runt svenska flygplatser i jämförelse med förutsättningar i de enskilda studier som ligger till grund för WHO:s slutsatser om samband mellan flygbuller och sömnstörningar, i synnerhet avseende bostäders ljudstandard, flygplatsers storlek och urbaniseringsgrad.
- Att analysera om det är rimligt att med nuvarande kunskapsunderlag som grund ställa betydligt strängare krav vad gäller flygbuller än övriga trafikslag.

Ansvarig för genomförandet av uppdraget från IMM:s sida har varit Charlotta Eriksson, Med. Dr. i epidemiologi vid enheten för miljömedicinsk epidemiologi. Göran Pershagen, överläkare och professor vid enheten för miljömedicinsk epidemiologi, IMM, har ansvarat för kvalitetsgranskning av rapporten.

Metod

Underlag för uppdraget har varit tillgänglig forskningslitteratur och andra typer av rapporter eller utredningar som varit av intresse för uppdragets syfte. Slutsatserna bygger således på befintlig kunskap, inte på några nya framtagna data.

Den första delen av uppdraget handlade om att undersöka möjligheterna att utveckla en metod för omräkning av L_{night} till $L_{A\text{max}}$. Denna del av uppdraget genomfördes som ett underuppdrag inom huvudstudien, av Ulf Tengzelius vid Aurskall Akustik och KTH. För en närmre beskrivning av metoden i denna del, se bilaga 1, *Relationer mellan ljudnivåmått $L_{A\text{max}}$ och L_{night} vid bullerexponering från anländande flygtrafik vid svenska flygplatser*.

I den andra delen av uppdraget gjordes en analys av hur de internationella forskningsresultaten ska tolkas i en svensk kontext utifrån en jämförelse mellan förhållanden vid svenska flygplatser avseende bostadsbeståndets ljudstandard, flygplatsers storlek och urbaniseringsgrad och de förutsättningar som rått i enskilda forskningsstudier som ligger till grund för WHO:s slutsatser om samband mellan flygbuller och sömnstörningar. Denna del av uppdraget har genomförts på följande sätt:

- Uppdraget att analysera ljudstandarden i byggnadsbeståndet runt svenska flygplatser har genomförts av Christian Simmons, Simmons Akustik AB (se vidare bilaga 2, *Ljudisolering mot flygbuller - Bedömning av bostäder runt svenska flygplatser*).
- Information om de svenska flygplatsernas storlek har inhämtats från Transportstyrelsen.¹ Som indikator för flygplatsens storlek används statistik över det totala antalet landningar för år 2019 vid respektive flygplats.
- Information om urbaniseringsgrad har hämtats från Statistiska Centralbyråns statistikdatabas.² Här används antalet invånare per kvadratkilometer (inv./km²) i den kommun flygplatsen är lokaliserad som indikator på urbaniseringsgrad runt flygplatsen.
- Enskilda forskningsstudier som ligger till grund för WHO:s slutsatser om samband mellan flygbuller och sömnstörningar i Basner och McGuire 2018 har inhämtats via sökningar i olika databaser för forskningslitteratur alternativt via direktkontakt med ansvariga forskare.
 - De sömnutfall som granskats är uppvaknanden/sömnstadietförändringar, blodtryck och hjärtfrekvens, motilitet (kropps rörelser) och självrapporterad sömnstörning.
 - Bostädernas ljudstandard är endast relevant för de samband som baseras på ljudnivån utomhus vid bostädernas fasad, ej då sambanden baseras på ljudnivå inomhus. Här har det inte varit möjligt att inom

¹ <https://www.transportstyrelsen.se/sv/luftfart/Statistik/Flygplatsstatistik/>

² <https://www.statistikdatabasen.scb.se/pxweb/sv/ssd/>

ramen för detta uppdrag samla in detaljerad information om t.ex. byggnadsår, fönster- och fasadtyper, genomförda åtgärder osv. på liknande sätt som gjorts för Sverige, utan ljudstandard har enbart bedömts grovt utifrån antaganden om t.ex. ländernas utvecklingsgrad och ekonomiska förutsättningar samt klimat.

- Information om flygplatsernas storlek har hämtats från aktuella forskningsartiklar eller sökts fram via nätet. Som indikator på flygplatsens storlek används antalet flygrörelser (starter och landningar sammanlagt). I möjligaste mån har uppgifter inhämtats för det år som studien genomförts.
- Urbaniseringsgrad runt flygplatsen har endast kunnat bedömas grovt utifrån invånarantal i närliggande städer och regioner.

I uppdragets tredje och sista del beskrivs kunskapsläget om skillnader i hälsopåverkan mellan olika trafikslag som skulle kunna motivera en strängare riktvärden vad gäller flygbuller jämfört med övriga trafikslag. Genomgången görs utifrån de av WHO identifierade ”kritiska hälsoeffekter” som kan uppkomma till följd av exponering för buller från trafik, inklusive hjärt-kärlsjukdom, sömnpåverkan, allmän störning och effekter på kognition. Översikten baseras på de kunskapssammanställningar som görs för respektive trafikslag i WHO:s Environmental Noise Guidelines 2018 (WHO 2018) och bakomliggande review:s och meta-analyser (van Kempen m. fl. 2018, Basner och McGuire 2018, Guski m. fl. 2017, Clark och Paunovic 2018).

Flygbullers inverkan på sömnen

I förstudien till denna undersökning genomfördes en litteraturgranskning och översiktlig sammanfattning av kunskapsläget om flygbuller och sömnstörningar. Sammanfattningen utgick i huvudsak ifrån två centrala kunskapssammanställningar som omfattar merparten av all forskning som gjorts på området fram till och med år 2015:

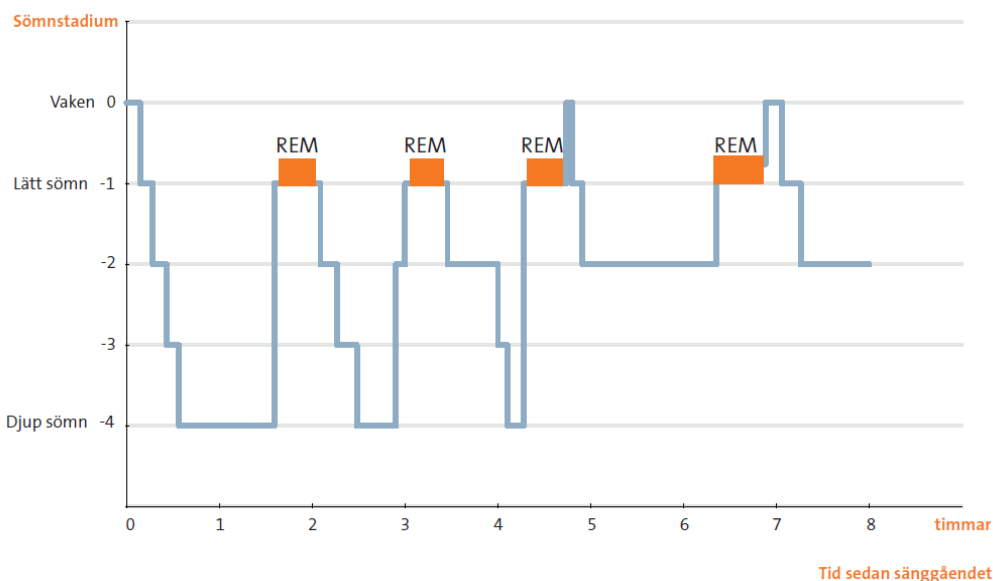
- *Night Noise Guidelines for Europe* (WHO 2009) och
- *WHO Environmental Noise Guidelines for the European Region: A Systematic Review on Environmental Noise and Effects on Sleep* (Basner och McGuire, 2018).

Nedan sammanfattas kunskapsläget om hur flygbuller påverkar sömnen. Aktuella sömnutfall är uppvaknanden/sömnstadietförändringar, blodtryck och hjärtfrekvens, motilitet (kropps rörelser) och självrapporterad sömnstörning. Dessutom ges en översikt över kopplingen mellan flygbuller och hjärt-kärlsjukdom och metabolpåverkan som bland annat kan medieras via sömnstörningar. Texten har till övervägande del hämtats från förstudien.

Om sömn

Att få sova ostört och tillräckligt länge är avgörande för vår fysiska och mentala hälsa. Många kroppsliga funktioner är beroende av en god sömn för att fungera som de ska. Sömnstörningarna har dock ökat kraftigt sedan mitten av 90-talet och idag har cirka en fjärdedel av befolkningen besvär med sin sömn flera gånger i veckan (Stressforskningsinstitutet 2015). Vanliga orsaker till sömnproblem är till exempel dålig hälsa (smärta och värk), stress (arbete, familj, sociala medier mm), levnadsvanor (kaffe, alkohol, datorspel mm) och buller.

En normal sömn har en tydlig och stabil struktur där fem olika stadier avlöser varandra (figur 1). Stadium 1 är ytlig sömn och förekommer främst i början av natten och i samband med uppvaknanden. Förekomsten av ytlig sömn ökar vanligen om sömnen är störd, till exempel av buller. Stadium 2 är den vanligaste sömnen och utgör normalt hälften av sömnperioden. Stadium 3 och 4 kallas djupsömn. Djupsömn förekommer i början av sömnen och försvinner i allmänhet efter 4–5 timmar. En ung person kan ha upp till 20 procent djupsömn men förekomsten sjunker kraftigt med stigande ålder. Stadie 5 kallas REM-sömn (Rapid Eye Movement), eller drömsömn då det är vanligt med drömmar under detta sömnstadium. Det förekommer också korta spontana uppvaknanden och kropps rörelser (motilitet) under sömnen. Ur återhämtningssynpunkt är djupsömnen den viktigaste. Under djupsömnen är också kroppstemperaturen, hjärtfrekvensen, andningsfrekvensen och blodtrycket som lägst. Under REM sömn stiger hjärtfrekvens, andningsfrekvens och blodtryck kraftigt. Detta sömnstadie anses viktigt för minnesfunktion och inlärning.

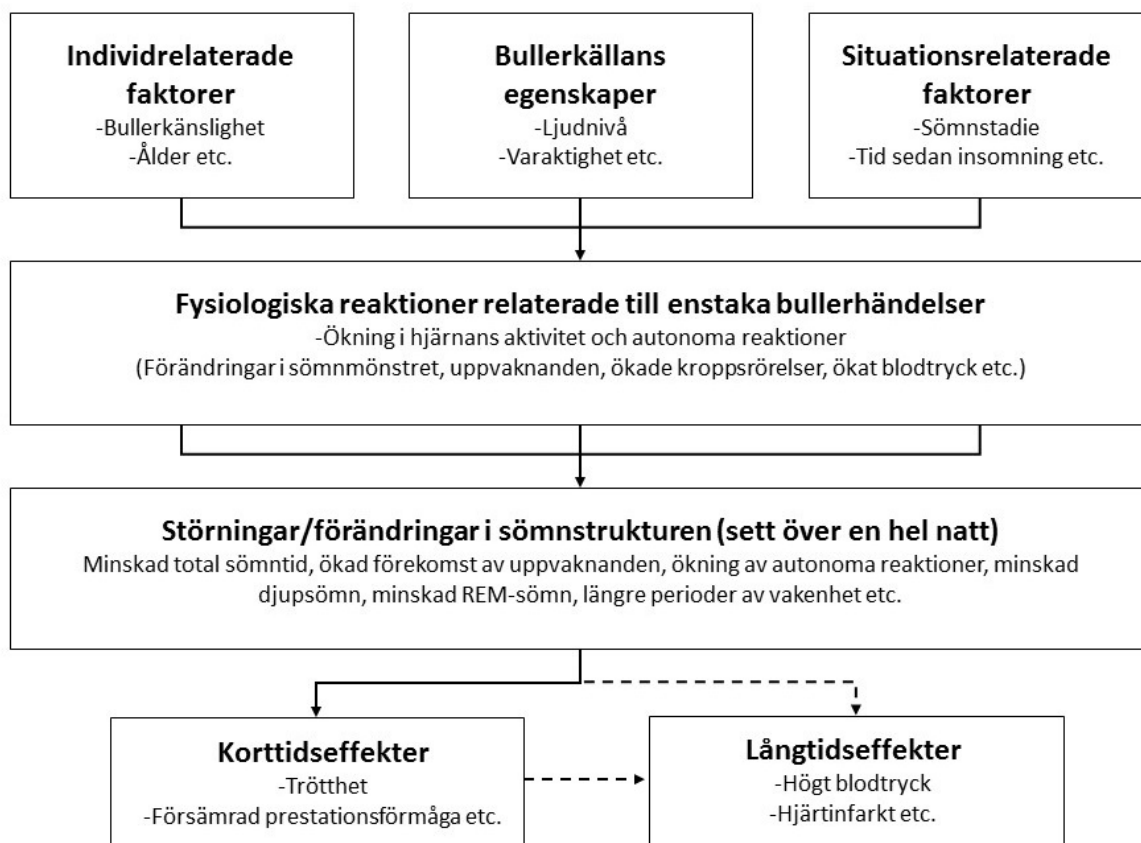


Figur 1. Sömnens olika stadier (Källa: Stressforskningsinstitutet 2015).

I medeltal sover vi cirka 7,5 timmar per natt, även om det finns en relativt stor individuell variation. På helger sover vi i genomsnitt en timme längre. Som minimum bör minst åtta timmar per natt vara skyddade mot bullerstörningar (WHO 2009), då skyddas cirka 50 procent av befolkningen. För att 80 procent ska skyddas krävs cirka 10 timmar utan bullerstörningar.

Effekter av buller på sömnen

Hörselsinnet är ett viktigt varningssystem som är aktivt även när vi sover. Buller och höga ljudnivåer nattetid kan därför störa vår sömn på flera olika sätt (figur 2). Bland annat har buller visat sig ha omedelbara effekter på sömnen genom att försena insomning, leda till uppvaknanden under natten och även orsaka förtidigt uppvaknande. Därmed förkortas den totala sömnperioden och återhämtningen försämras. Även kvaliteten på sömnen påverkas. Sömnmönstret fragmenteras och perioder av djup- och REM-sömn avbryts eller ersätts av mer ytlig sömn alternativt perioder av vakenhet. Via subkortikala kopplingar i det autonoma nervsystemet kan buller även utlösa en fysiologisk stressreaktion. Denna karakteriseras bland annat av höjda nivåer av stresshormon i blodet och ökningarna i andningsfrekvens, kroppsrörelser, hjärtfrekvens och blodtryck. Reaktionen sker utanför medvetandets kontroll och kan därför uppkomma fastän vi sover. En natt med dålig sömn kan även ge upphov till korttidseffekter dagen efter, till exempel i form av ökad trötthet, försämrat humör och minskad prestationsförmåga. Om sömnstörningarna kvarstår under en längre tid ökar risken för allvarligare sjukdomstillstånd, såsom hjärt- och kärlsjukdom och metabola rubbningar såsom övervikt och diabetes (WHO 2009, Basner och McGuire 2018, van Kempen m. fl. 2018).

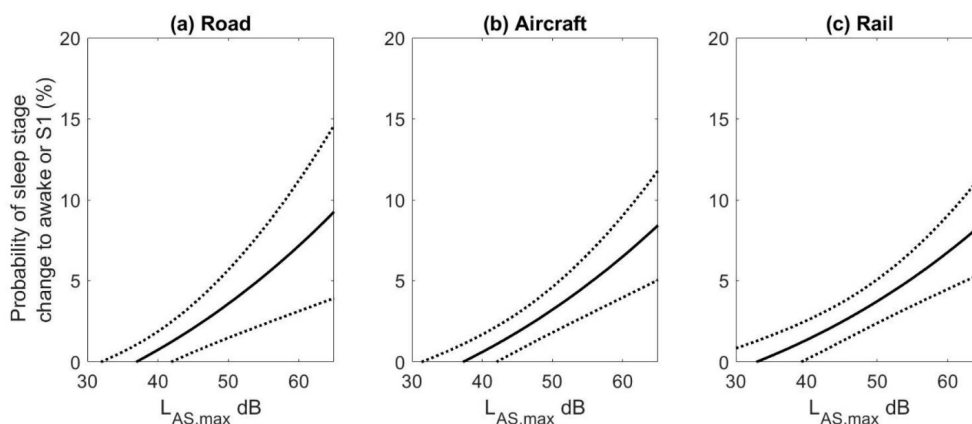


Figur 2. Schematisk bild som sammanfattar effekter av buller på sömnen (Källa: Basner och McGuire 2018).

Hur buller påverkar vår sömn kan mätas på många olika sätt och metoderna varierar beroende på vad man avser att mäta. Omedelbara effekter såsom förändringar i sömnmönster och uppvaknanden mäts bäst med polysomnografi. Med denna metod fästs elektroder på huvudet som kontinuerligt registrerar elektrisk aktivitet i hjärnbarken (EEG), ögonrörelser (EOG) och tonus i skelettmuskulaturen (EMG). Metoden har bland annat använts för att ta fram exponering-responssamband mellan den maximala ljudnivån inomhus (L_{Amax}) och sannolikheten för uppvaknanden eller förändringar i sömnmönstret. En mindre invasiv metod att mäta sömn är aktigrafi. En aktigraf är en mätanordning som påminner om ett armbandsur som mäter rörelser med hjälp av en accelerationsgivare. Utifrån rörelseaktiviteten dras sedan slutsatser om sömn kontra vakenhet. För att uppskatta andelen sömnstörda till följd av buller i större urval av befolkningen används ofta enkätundersökningar där deltagarna får svara på frågor om sömn. Självrapporterade sömnstörningar stämmer inte alltid överens med objektiva mätningar av sömnstörning, men metoden kan ändå användas i syfte att ta fram exponering-responssamband som underlag för hälsoriskbedömningar och beräkningar av sjukdomsburda kopplat till bullerrelaterad sömnstörning.

Uppvaknanden/sömnstadieförändringar

Uppvaknanden och förändringar i sömnmönster till följd av flygbuller har studerats med polysomnografi i flera fältstudier (WHO 2009). Kortikala uppvarvningar i form av övergångar från djupsömn till mer yttlig sömn alternativt vakenhet sker spontant flera gånger under natten men kan också uppkomma som en direkt konsekvens av ökningarna i ljudnivån. Utifrån två studier från Tyskland (STRAIN och DEUFRAKO) har man beräknat sannolikheten för att vakna eller övergå i yttlig sömn (sömnstadie S1) kopplat till den maximala ljudnivån inomhus ($L_{AS,max}$) från väg-, spår- och flygtrafik (Basner och McGuire 2018). För flygbuller bygger analysen på data från 61 personer som studerats under nio på varandra följande nätter med totalt 10 546 flygbullerhändelser. Resultaten visar att risken för att vakna eller övergå i yttlig sömn ökade med 32 procent per 10 dB stegring i ljudnivån (95 % KI 19–47 %). Då man tagit hänsyn till att det förekommer spontana uppvaknanden under natten fann man att sannolikheten för ytterligare uppvaknanden, dvs. enbart orsakade av flygbuller, började öka från ljudnivåer på cirka 38 dB $L_{AS,max}$ inomhus (figur 3). Från denna ljudnivå kan man alltså förvänta sig att människor vaknar eller övergår i yttlig sömn på grund av buller från en flygpassage.



Figur 3: Sannolikheten för ytterligare uppvakning eller övergång i yttlig sömn 90 sek efter en bullerhändelse som en funktion av den maximala ljudnivån inomhus ($L_{AS,max}$) för a) väg-, b) flyg- och c) spårtrafikbuller (streckade linjer 95% KI). Källa: Basner och McGuire 2018. Sannolikheten för ytterligare uppvakning eller övergång i yttlig sömn 90 sek efter en flygbullerhändelse kan enligt Basner och McGuire 2018 beräknas enligt funktionen (se även tabell 1):

$$\text{Aircraft: Prob. of Wake or S1} = -3.0918 - 0.0449 * L_{AS,max} + 0.0034 * (L_{AS,max})^2$$

Tabell 1: Sannolikheten för ytterligare uppvakning eller övergång i ytlig sömn 90 sek efter en flygbullerhändelse (Ljudnivå $L_{AS,max}$ inomhus) enligt Basner och McGuire 2018.

Ljudnivå $L_{AS,max}$	Sannolikhet för uppvaknanden eller övergång i ytlig sömn (s1)
38	0,11
39	0,33
40	0,55
41	0,78
42	1,02
43	1,26
44	1,52
45	1,77
46	2,04
47	2,31
48	2,59
49	2,87
50	3,16
51	3,46
52	3,77
53	4,08
54	4,40
55	4,72
56	5,06
57	5,40
58	5,74
59	6,09
60	6,45
61	6,82
62	7,19
63	7,57
64	7,96
65	8,35
66	8,76
67	9,16
68	9,58
69	10,00
70	10,43

Tröskeln för uppvaknanden och sömnstadietförändringar är som högst i början av sömnen då djupsömnen dominerar för att sedan avta under senare delen av natten då mer ytliga sömnstadier tar över. Studier som undersökt habituering, dvs. tillvänjning, av buller visar att de kortikala uppvarvningarna avtar med tiden vilket innebär att vi rent subjektivt till viss del kan vänja oss vid att sova i en bullrig miljö.

Blodtryck och hjärtfrekvens

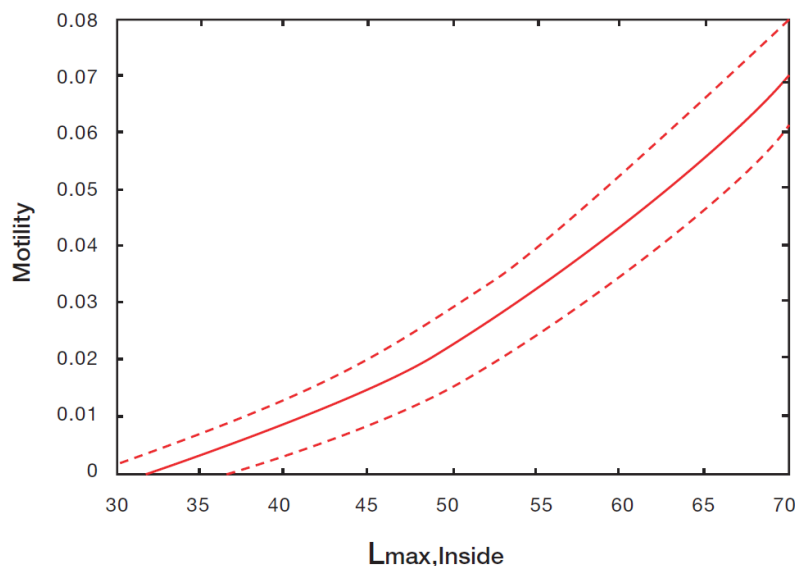
Omedelbara effekter av flygbuller på hjärt-kärlsystemet nattetid har studerats i flera fältstudier och inkluderar framförallt förändringar i medelblodtryck (systoliskt och diastoliskt) och hjärtfrekvens (WHO 2009). Intermittent ljud, så som flygbuller, har visat sig kunna orsaka övergående sammandragningar av perifera blodkärl som resulterar i ökad hjärtfrekvens och högre blodtryck. I WHO:s review från 2018 (Basner och McGuire 2018) sammanfattas resultat från en studie som undersökt hur flygbuller nattetid inverkar på blodtryck och hjärtfrekvens hos sovande försökspersoner. Den så kallade HYENA-studien inkluderade 140 personer boende nära fyra europeiska flygplatser: Aten (Grekland), Malpensa (Italien), Arlanda/Bromma (Sverige) och London Heathrow (Storbritannien) (Haralabidis m. fl. 2008). Försökspersonerna undersöktes med en ambulatorisk blodtrycksmätare under 24 timmar där blodtryck och hjärtfrekvens mättes var 15:e minut. Under natten mättes även ljudnivån inomhus i försökspersonernas sovrum och alla flygbullerhändelser över 35 dB $L_{AF,max}$ registrerades.

Resultaten visade små men statistiskt säkerställda förhöjningar av både det systoliska och diastoliska blodtrycket kopplat till flygbuller, motsvarande 0,66 mmHg (95 % KI 0,33–0,98 mmHg) för det systoliska och 0,64 mmHg (95 % KI 0,37–0,90 mmHg) för det diastoliska blodtrycket per 5 dB stegring av ljudnivån. Man observerade även ökning av hjärtfrekvensen kopplade till flygbuller men resultaten var inte statistiskt säkerställda. Studier som undersökt habituering av buller visar att effekterna på hjärt-kärlsystemet kvarstår även vid långvarig exponering. Detta är en av de troliga förklaringarna till att flygbuller kan ha mer långtgående effekter på hjärt-kärlsystemet och ge upphov till sjukdomar såsom hjärtinfarkt och stroke (se avsnittet om hjärt-kärlsjukdom och metabol påverkan).

Motilitet

Motilitet, dvs. kroppsrörelser, under sömnen är en markör för att kroppen varvar upp och övergår i mer yttlig sömn alternativt vakenhet. Korrelationen mellan sömnvariabler (t.ex. total sömntid) mätt med aktigrafi och polysomnografi är hög, cirka 0,8–0,9. Flera fältstudier finns tillgängliga vad gäller flygbuller och motilitet (WHO 2009). Bland annat genomfördes under åren 1999–2001 en studie på 418 försökspersoner i åldrarna 18–81 år boende nära Amsterdam Schiphol flygplats (Passchier-Vermeer m. fl. 2002). Försökspersonerna bar en aktigraf under 11 sammanhängande dagar och totalt inkluderades 63 242 flygbullerhändelser i analyserna. I denna studie beräknade man exponering-respons samband mellan ljudnivån från flygbuller inomhus i sovrummet och motilitet (figur 4). För varje flygbullerhändelse registrerades förekomst av kroppsrörelser under 15 sekunder då den maximala ljudnivån uppmättes. Resultaten visade en signifikant ökning i kroppsrörelser kopplad till ljudnivån inomhus från flygbuller med start från cirka 32 dB $L_{AS,max}$. Sannolikheten för kroppsrörelser vid en flygbullerhändelse var mindre än 1 procent vid ljudnivåer runt 40 dB $L_{AS,max}$ och mer än 4 procent vid 60 dB $L_{AS,max}$. Faktorer som kan påverka sambandet inkluderar när på natten bullret inträffar, tid

sedan insomnande och ålder. Till exempel ökar sannolikheten för bullerinducerad motilitet i slutet av sömnen då sömntrycket är lägre. Yngre och äldre personer visar en lägre respons rörande motilitet än medelålders personer (40–50 år).



Figur 4. Sannolikheten för kroppsrörelser kopplad till ljudnivån från flygbuller inomhus i sovrummet (streckad linje indikerar 95 % konfidensintervall) (Källa: WHO 2009, Miedema m. fl. 2003)

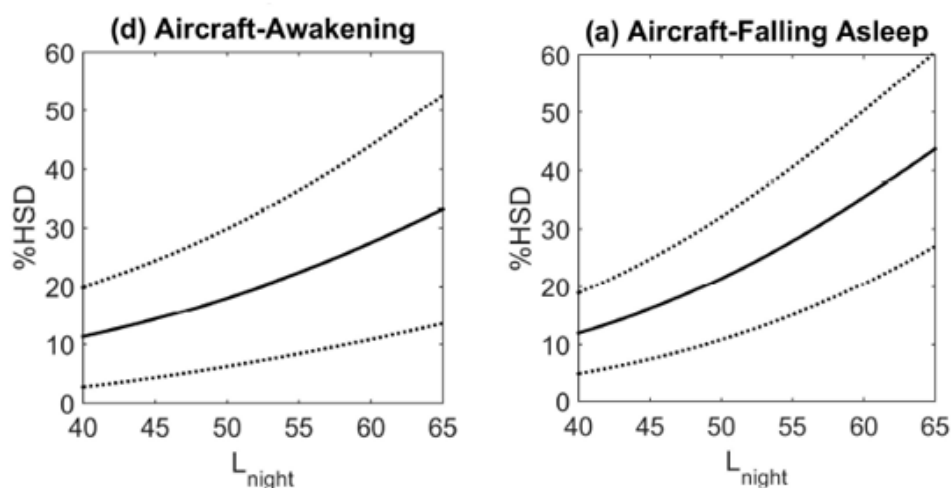
Självrapporterad sömnstörning

Självrapporterad sömnstörning till följd av flygbuller har mätts i många olika enkätundersökningar. Variationen är relativt stor vad gäller frågeutformning och svarsalternativ vilket försvårar sammanvägningar till exponering-responskurvor. I vissa undersökningar har frågan/frågorna om sömnstörning inkluderat hänvisning till bullerkällan (t.ex. flygtrafik) medan den i andra undersökningar varit mer allmänt ställd. Vanliga frågor inkluderar om man vaknar till följd av flygbuller, om flygbuller gör det svårt att somna och/eller om man i allmänhet är sömnstörd till följd av flygbuller. Flera olika exponering-responsfunktioner har publicerats som beskriver sambandet mellan flygbuller och sömnstörning (EC 2004, Miedema och Vos 2007, Janssen och Vos 2009).

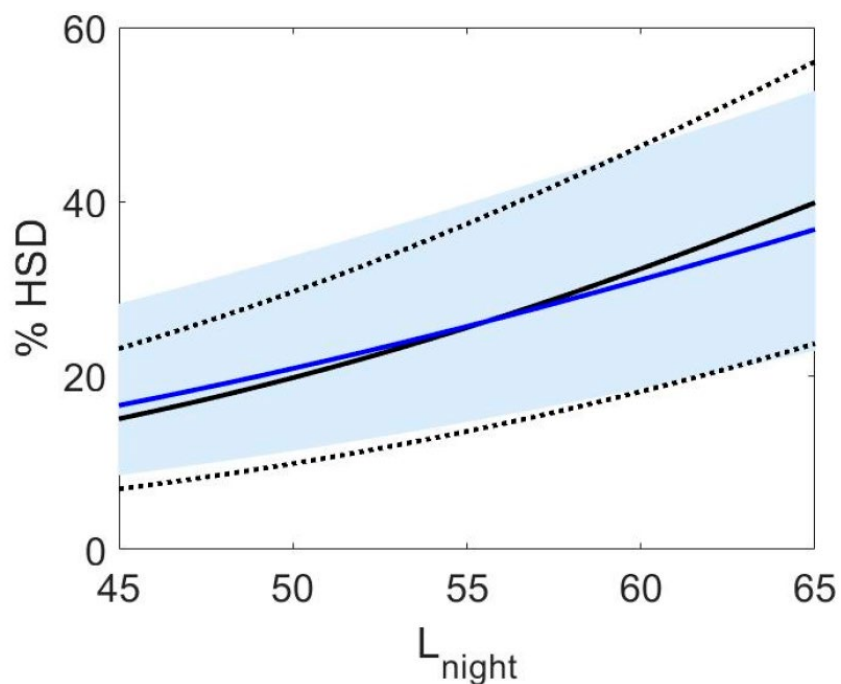
Mer nyligen presenterade Basner och McGuire uppdaterade exponering-respons samband för trafikbuller och självrapporterade sömnstörningar som underlag för WHO:s Environmental Noise Guidelines (Basner och McGuire 2018). Dessa byggde på en metaanalys av totalt nio olika undersökningar där sex av dem frågade om sömnstörning specifikt kopplat till flygbuller och tre frågade om sömnstörning generellt. Resultaten presenterades dels separat för frågorna om man har svårt att somna, om man blir väckt eller om man är sömnstörd till följd av flygbuller, dels som ett sammanslaget estimat. För varje fråga skapades en binär variabel där allvarlig sömnstörning definierades som de två översta svarskategorierna för de

frågor som använde en femgradig skala, och de tre översta svarsalternativen för de frågor som använde en 11-gradig skala (skala från inte alls sömnstörd till väldigt mycket sömnstörd). För frågorna som relaterade till bullerkällan sågs statistiskt säkerställda ökningarna i risken för allvarlig sömnstörning för samtliga frågor, med en oddskvot (OR) på 1,94 (95 % KI 1,61–2,33) per 10 dB L_{night} för det sammanslagna estimatet. För frågor som inte relaterade till bullerkällan sågs däremot inte lika tydliga samband (OR=1,17; 95 % KI 0,54–2,53 per 10 dB L_{night} för det sammanslagna estimatet).

För frågorna som relaterade till bullerkällan togs det även fram exponering-responssamband för andelen allvarligt sömnstörda ("percent Highly Sleep Disturbed"; %HSD) som en funktion av ljudnivån från flygtrafik utomhus nattetid, L_{night} . Resultaten visar att cirka 11 procent är mycket sömnstörda vid ljudnivåer på 40 dB L_{night} . Generellt är andelen allvarligt sömnstörda högre för frågor som relaterar till svårigheter att somna än för frågor som relaterar till uppvaknanden (figur 5). Som jämförelse presenteras även samband, baserat på det sammanslagna estimatet, tillsammans med resultat från en tidigare exponering-responsfunktion (Janssen and Vos 2009) som inkluderar studier från 1996 och framåt (figur 6).



Figur 5. Andelen mycket sömnstörda (%HSD) baserat på frågor om uppvaknanden och svårigheter att somna på grund av flygbuller (streckad linje indikerar 95 % konfidensintervall) (Källa: Basner och McGuire 2018).



Figur 6. Andelen mycket sömnstörda (%HSD) för ett sammanslaget estimat baserat på frågor om uppvaknanden, svårigheter att somna och allmän sömnstörning på grund av flygbuller (streckad linje indikerar 95 % konfidensintervall). Blå linje: Janssen och Vos 2009 (Källa: Basner och McGuire 2018).

Andelen allvarligt sömnstörda (sammanslaget estimat) till följd av flygbuller utomhus nattetid kan beräknas enligt (se även tabell 2):

$$\text{Aircraft \%HSD} = 16.7885 - 0.9293 * L_{\text{night}} + 0.0198 * (L_{\text{night}})^2$$

Tabell 2: Andelen allvarligt sömnstörda (sammanlagt estimat) till följd av flygbuller utomhus nattetid enligt Basner och McGuire 2018.

Lnight	%HSD
40	11,30
41	11,97
42	12,69
43	13,44
44	14,23
45	15,07
46	15,94
47	16,85
48	17,80
49	18,79
50	19,82
51	20,89
52	22,00
53	23,15
54	24,34
55	25,57
56	26,84
57	28,15
58	29,50
59	30,88
60	32,31
61	33,78
62	35,28
63	36,83
64	38,41
65	40,04

Hjärtkärlsjukdom och metabol påverkan

Att långvariga sömnstörningar, i synnerhet kort sömnduration, har allvarliga effekter på ämnesomsättningen, immunförsvaret och hormonsystemet och därmed ökar risken för hjärt-kärlsjukdom är väl känt (WHO 2009). Bland annat påverkas energibalansen genom en förändring i nivåerna av de aptitreglerande hormonerna leptin och ghrelin. Vid sömnbrist ökar produktionen av ghrelin, som stimulerar aptiten, samtidigt som produktionen av leptin minskar, ett hormon som bland annat har en aptitdämpande effekt. Konsekvenserna av detta är bland annat viktuppgång och försämrad glukostolerans. Studier har även visat att sömnbrist leder till en ökning av inflammationsmarkörer (till exempel C-reaktivt protein, CRP) i blodet vilket ökar risken för ateroskleros (åderförfattning), och i förlängningen även ökar risken att drabbas av hjärt-kärlsjukdomar såsom hjärtinfarkt och stroke.

Buller nattetid kan även initiera en stressrespons via den så kallade HPA-axeln (hypothalamus-pituitary-adrenal axis) som bland annat leder till förhöjda nivåer av stresshormon i blodet (t.ex. kortisol), ökat blodtryck och ökad hjärtfrekvens. Som nämnts ovan kvarstår dessa reaktioner även då exponeringen är långvarig, dvs. fysiologiskt sett kan vi inte vänja oss vid bullret. Ett par studier visar förhöjda kortisolnivåer i saliv hos flygbullerexponerade (Selander m. fl. 2009, Baudin m. fl. 2019). Långvarig stress har en negativ inverkan på många centrala kroppsliga funktioner, däribland blodtryck, hjärtfunktion, blodfetter och blodsockernivå; faktorer som predicerar risken för hjärt-kärlsjukdom, insulinresistens och typ 2-diabetes.

I WHO:s systematiska review om trafikbuller och hjärt-kärleffekter och metabol påverkan sammanfattas det aktuella kunskapsläget om flygbuller och blodtryck, ischemisk hjärtsjukdom (hjärtinfarkt), stroke, diabetes och övervikt fram till och med år 2015 (Van Kempen m. fl. 2018). För blodtryck fann man en något ökad risk kopplad till flygbullerexponering (5 procent per 10 dB), men denna var inte statistiskt säkerställd. Dessutom var alla studier utom en av tvärsnittsdesign vilket försvårar möjligheterna att dra slutsatser om orsakssamband. Även för hjärtinfarkt och stroke fann man små riskökningar kopplat till flygbullerexponering men studiernas kvalitet bedömdes som mycket låg. För diabetes fanns endast två studier tillgängliga och ingen av dem visade på något samband. Vad gäller övervikt fanns en studie som visade samband med ökning av bukomfång bland personer som exponerades för flygbuller, motsvarande 3,46 cm (95 % KI 2,13–4,77) per 10 dB ökning.

Sedan 2015 har det tillkommit en handfull studier om flygbuller och hjärt-kärleffekter, bland annat två longitudinella undersökningar som baseras på data från Stockholmsområdet (Pyko m. fl. 2018, Pyko m. fl. 2019). I den första studien fann man samband mellan långvarig flygbullerexponering vid rekryteringen och incidens av högt blodtryck (HR 1,11; 95 % KI 1,03–1,19 per 10 dB L_{den}). Den andra studien undersökte samband mellan flygbuller och hjärtinfarkt respektive stroke, men här sågs samband enbart för kvinnor och hjärtinfarkt (HR 1,25; 95 % KI 1,09–1,44). En studie från Grekland visade en ökad incidens av hypertoni knuten till flygbullerexponering nattetid (Dimakopoulou m. fl. 2017). En ökad dödlighet i hjärtinfarkt var relaterad till flygbullerexponering i en nationell studie från Schweiz (Héritier m. fl. 2017). För flygbuller finns ingen konsensus kring från vilken ljudnivå man ser en riskökning men för vägtrafikbuller, där den starkaste evidensen för påverkan på hjärt-kärlsjukdom finns, ses en riskökning för ischemisk hjärtsjukdom (vanligtvis hjärtinfarkt) från cirka 50 dB L_{den} (van Kempen m. fl. 2018).

Generellt sett finns ytterst få högkvalitativa studier gjorda vad gäller långtidseffekter på hjärt-kärlsystemet och metabola utfall från flygbuller. I de studier som refererats till ovan undersöks endast det direkta sambandet mellan flygbuller och förekomst eller insjuknande i olika sjukdomar. Fortsatta undersökningar behövs för att utreda sömnens inverkan som mediator för sjukdomsutveckling.

Metod för omräkning av L_{night} till L_{Amax}

Som ett underuppdrag i föreliggande studie har det genomförts en översyn av möjligheterna att estimeras L_{Amax} , för godtyckligt givet antal flygplanspassager, utifrån kännedom om L_{night} , samt det omvända förhållandet: L_{night} från givna L_{Amax} passager (se bilaga 1, *Relationer mellan ljudmått L_{Amax} och L_{night} vid bullerexponering från flygtrafik vid svenska flygplatser*). Uppdraget har genomförts av Ulf Tengzelius, Aurskall Akustik och KTH, och sammanfattas nedan.

I internationella forskningsstudier används ofta EU-måtten L_{den} , eller dess grundkomponenter L_{day} , $L_{evening}$ och L_{night} , för att kvantifiera bullerexponering från flygtrafik. I Sverige däremot är det vanligare att använda L_{Amax} , vilket i många fall gör det svårt att översätta resultat från t.ex. andra europeiska studier till en svensk kontext. Omräkningar mellan L_{Amax} och L_{night} har många osäkerhetsfaktorer. Till att börja med är ljudnivåmått/indikatorer som dessa framtagna i syfte att representera olika aspekter av ljudmiljön och därmed inte direkt jämförbara utan snarare etablerade för att tillsammans kunna ge mer heltäckande information av bullerhändelser. Däremot kan man med kännedom om den fysikaliska karaktären inom gruppen av ljudkällor som ska studeras finna relationer (korrelationer med viss statistisk spridning) mellan mått som t.ex. L_{den} , L_{night} och FBN gentemot L_{Amax} för just denna specifika uppsättning ljudkällor.

För att kunna etablera meningsfulla relationer/funktionssamband av den här typen måste man i möjligaste mån sträva efter att identifiera de variabler som har störst inverkan på relationen mellan säg L_{Amax} och L_{night} . I föreliggande fall ligger det nära till hands att anta att samband mellan L_{Amax} och L_{den} åtminstone är beroende av *avstånd* mellan mottagare och flygplan, *flygplanstyp* och *antalet överflygningar* samt dess *fördelning över dygnet*.

Vanliga flygplanstyper och underliggande flygdata

I studien börjar vi med att titta på ljuddata från olika flygplanstyper som kan representera den trafikerande flygplansflottan över tid för bullerutbredningsområden med ljudnivåer åtminstone ner till 40 dBA vid inflygningar. En förenklande omständighet för att kunna approximeras L_{night} -nivåer utifrån givna L_{Amax} är att det existerar ett någorlunda homogent mönster mellan L_{Amax} och L_{AE} (också kallat SEL, Sound-Exposure-Level, dvs. A-viktad ljudtrycksnivå, se underbilaga 4 i rapporten *Relationer mellan ljudmått L_{Amax} och L_{night} vid bullerexponering från flygtrafik vid svenska flygplatser*) för den dominerande delen av flygtrafiken samt ett krav att vi kan skatta antalet överflygningar. Vi siktar här i första hand på Arlanda, d.v.s. en internationell flygplats, och i de fall man vill studera en mindre flygplats får man

göra en alternativ selektion av flygplanstyper - möjligen mer komplicerad med anledning av större andel turbo-prop flygplan, å andra sidan kanske kompenserat av färre förekommande antal flygplanstyper.

Studien utgår från kända data över flygtrafiken (Arlanda 2018) samt öppna data över flygbuller för olika flygplanstyper, främst så kallade Noise Power-Distance (NPD)³-data i Aircraft noise and performance (ANP)-databasen (Eurocontrol)⁴. Vidare stöttas studien med beräkningar utförda med beräkningar av standard-typ, dvs ECAC Doc.29⁵-baserade, samt simuleringar med beräkningsprogrammet SAFT⁶.

Flygtrafiken på Arlanda 2018 hade en sammansättning av olika flygplanstyper enligt tabell 3 nedan, data anger hälften av antalet flygrörelser, dvs. antal landningar eller antal avgångar. Vi ser här att Boeing 737- och Airbus 320-serierna är helt dominerande på Arlanda vad gäller antalet starter och landningar.

³ Noise-Power-Distance är en flygplanstypspecifik uppsättning data som beskriver ljudnivå på ett antal olika avstånd för en uppsättning motorpådrag ("thrust setting"). I fallet approach/landning gäller data för max klaff-utslag för en fiktiv konstant hastighet på 160 knop. Ljudnivådata ges bl.a. som L_{AE} (=SEL) och L_{Amax} . Uppgifterna är inte resultatet av direkta mätningar utan är resultatet av en bearbetning av ljudmätdata som inhämtas under certifieringsmätningar. Det kan noteras att information om den samlade ljudkällans direktivitet och mer exakt spektral information saknas. Viss grov information över ljudspektrum fås genom en indelning av olika flygplanstyper i en uppsättning spektrum-klasser. Se <https://www.aircraftnoisemodel.org/data/aircraft>

⁴ <https://www.aircraftnoisemodel.org/home>

⁵ <https://www.ecac-ceac.org/ecac-docs>

⁶ <https://www.kth.se/csa/projekt/avslutade-projekt/saft-1.991973>, <https://www.kth.se/csa/publikationer>

Tabell 3: Antal landningar på Arlanda under 2018 för olika flygplanstyper.⁷

Type of aircraft	Number
BOEING 737-800	33 335
AIRBUS A-320neo	11 444
BOEING 737-700	10 798
BOMBARDIER Regional Jet CRJ-900	10 012
AIRBUS A-320	9 626
ATR ATR-72-600	6 294
BOEING 737-600	5 963
AIRBUS A-321	4 761
AIRBUS A-319	4 321
SAAB 340	2 512
AIRBUS A-330-300	2 228
BOMBARDIER Dash 8 Q400	1 800
EMBRAER E190-E2	1 679
FOKKER F50	1 643
BOEING 787-8 Dreamliner	1 447
BOEING 757-200	1 255
BRITISH AEROSPACE Jetstream 32	1 170
BOEING 767-300ER	1 027
Totalt:	111 315

Flygbullerdata är av bland annat konkurrensskäl mycket känslig information för flygplans- och flygmotortillverkare. Denna situation har lett fram till att den enda öppna, relativt heltäckande och lätt tillgängliga uppsättningen ljuddata, representerande specifika flygplanstyper, som finns att tillgå är den så kallade ANP-databasen med nämnda NPD-data (samt i viss mån den relaterade flygcertifierings databasen⁸ som utgår från samma uppsättning ljudmätningar). I detta sammanhang, när vi söker relationer mellan L_{Amax} och ekvivalentnivåer, utgör NPD-data en bra källa. Här finns nämligen tabulerat såväl L_{Amax} samt L_{AE} , där L_{AE} ju kan användas för att uppskatta t.ex. L_{night} - givet kännedom om flygtrafikens frekvens (antal passager) och något om flygflottans sammansättning.

Den startpunkt vi utgår ifrån i syfte att identifiera en relation mellan L_{Amax} och L_{AE} är att titta på NPD-data för de flygplanstyper som representerar flygtrafiken på Arlanda. En intressant fråga här är hur relationen mellan L_{Amax} och L_{AE} ser ut i NPD-data för de olika flygplanstyperna och kategorierna ovan. Vi väljer i ett första ”stickprov” av jämförbara NPD-data som redovisas i Tabell 4 nedan. Vi har här valt ett specifikt ljudutbredningsavstånd, 192 m (=630 fot), vilket svarar mot ett avstånd till landningsbanans tröskel på ca 3,7 km, antaget en glidbana på 3° och vertikal ljudutbredning. Vidare väljer vi ur NPD-data ett ”låg” och ett ”hög” värde på

⁷ Data från Transportstyrelsen, flik 2STOCKHOLM-ARLANDA” under <https://www.transportstyrelsen.se/sv/luffart/Statistik/Flygplatsstatistik/> anger av okänd anledning högre siffror, 121 854 landningar under 2018.

⁸ <https://www.easa.europa.eu/domains/environment/easa-certification-noise-levels#group-easa-downloads>

motorpådrag⁹, 3 klbf respektive 6 klbf (klbf= ”kilo pounds force”, 1 lbf = 4.45 N). Vårt val av inkommande trafik (landningar) framför avgående (starter) i studien motiveras av att en större landyta exponeras i det första fallet för kritiska ljudnivåer vid inflygningar eftersom planen då måste hålla en lägre höjd på motsvarande avstånd från flygplatsen.

Tabell 4: Flygplanstyper (Arlanda 2018) och relaterade NPD-data.

Type of aircraft	Number of flights	Thrust (“high/low”)	L_{Amax} (dB) at alt. 192 m (3.7 km from RW)	L_{AE} (dB) at alt. 192 m (3.7 km from RW)	$\Delta L_{Amax,AE} = L_{Amax} - L_{AE}$ (dB) at alt. 192 m (3.7 km from RW)
BOEING 737-800	33 335	3klbf/6klbf	81.1/82.7	88.2/89.9	-7.1/-7.2
AIRBUS A-320neo	11 444	3klbf/6klbf	76.8/77.9	84.6/85.2	-7.8/-7.3
		(saknas i ANP/NPD-data, ersätts här med A-320 -3dB)			
BOEING 737-700	10 798	3klbf/6klbf	81.1/82.7	88.2/89.9	-7.1/-7.2
BOMBARDIER CRJ-900	10 012	2.5klbf/7.25 klbf	78.6/80.2	86.4/88.1	-7.8/-7.9
AIRBUS A-320 [NPD: A320-211, CFM]	9 626	3klbf/6klbf	79.8/80.9	87.6/88.2	-7.8/-7.3
ATR ATR-72-600 Turbo-prop	6 294	(saknas i ANP/NPD-data)			
BOEING 737-600	5 963	(saknas i ANP/NPD-data, ersätts här med 737-700)			
AIRBUS A-321 [NPD: A320-232, V2530]	4 761	3klbf/6klbf	80.0/81.2	87.2/88.1	-7.2/-6.9
AIRBUS A-319 NPD: A319-131, V2522A]	4 321	3klbf/6klbf	78.7/80.0	86.5/87.9	-7.8/-7.9
SAAB 340 Turbo-prop	2 512	30%/75%	76.1/77.4	80.5/82.5	-4.4/-5.1
AIRBUS A-330-300 [NPD: A330-201]	2 228	6klbf/12klbf	82.0/84.3	90.3/91.5	-8.3/-7.2
BOMB. Dash 8 Q400 Turbo-prop [NPD: DHC8]	1 800	35%/40%	80.3/83.7	81.1/84.8	-5.6/-5.6
EMBRAER E190-E2	1 679	3klbf/5klbf	79.1/80.7	86.1/87.4	-7.0/-6.7
FOKKER F50	1 643	(saknas i ANP/NPD-data)			
BOEING 787-8 Dreamliner	1 447	5.25klbf/15 klbf	80.3/81.5	87.4/89.2	-7.1/-7.7
BOEING 757-200	1 255	6klbf/9klbf	80.1/80.8	87.8/88.5	-7.7/-7.7
BA Jetstream 32 Turbo-prop	1 170	(saknas kan ersättas med Dorn.D228)			-6.8/-6.3

⁹ Motorpådrag svarar i NPD-data och ECAC Doc.29 mot: s.k. CNT = Corrected Net Thrust i lbf (1pound force = 4.45 N).

BOEING 767-300ER	1 027	7klbs/12kl bs	85.2/86. 3	90.8/91.9	-5.6/-5.6
(NPD:BOEING 737Max)	(0)?	3klbf/6klbf	79.6/80. 6	86.7/87.8	-7.1/-7.2
(NPD: A320-232, V2527A)	-	3klbf/6klbf	78.4/79. 5	86.2/87.4	-7.8/-7.9

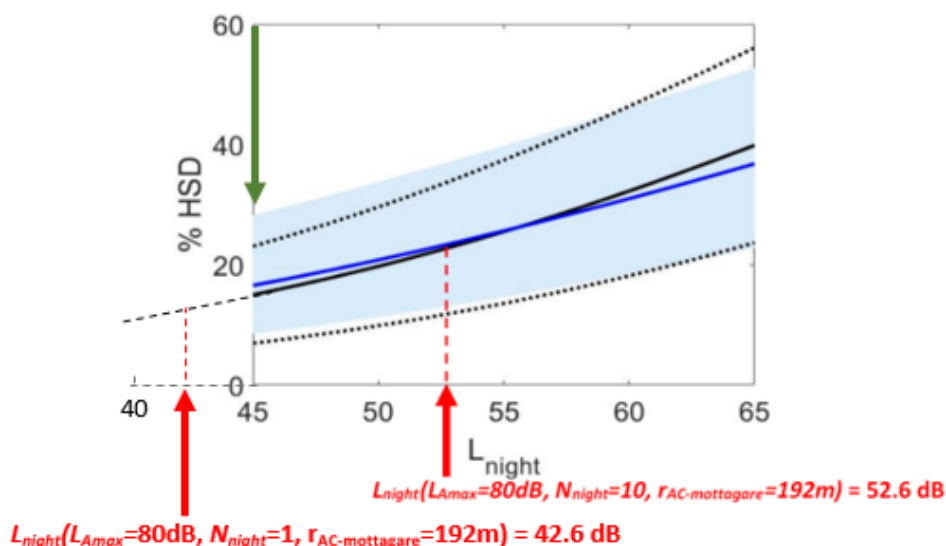
Här kan det noteras att en av svagheterna med NPD-data är att sambandet: "ljudnivå" = f ("Thrust") vid approach är en stark förenkling, speciellt för modernare flygplan där "airframe noise" oftast dominerar över "engine noise" under stora delar av inflygningen eftersom både motorpådrag och "klaffsättning/konfiguration" kan hållas "låga". Å andra sidan, om vi finner att: $\Delta L_{Amax,AE} = L_{Amax} - L_{AE}$ förhåller sig förhållandevis konstant över olika flygplanstyper baserat på NPD-data kan vi sannolikt anta att motsvarande $\Delta L_{Amax,AE}$ bör gälla även för andra konfigurationsfall och motorpådrag för givna avstånd flygplan-lyssnare. Vidare ser vi att för turbo-fans, vilka helt dominerar Arlanda-trafiken, varierar $\Delta L_{Amax,AE}$ anmärkningsvärt lite kring ett värde på ca -7.5 dB givet avståndet källa-mottagare = 192 m. Motsvarande, relativt konstanta $\Delta L_{Amax,AE}$, gäller även för andra större avstånd men då med andra nivåskillnader, t.ex. för $\Delta L_{Amax,AE}(1.92km) \approx -16$ dB, med mycket liten variation mellan olika turbo-fan flygplan. De enda turbo-fan typerna som avviker från detta mönster är de något större/äldre A330 och Boeing 767.

Exempel där %HSD från L_{night} relateras till L_{Amax} för en antagen trafiksituation

Resultat från beräkningar av ett testexempel (se bilaga 1 för detaljer) visar att 10 flygpassager med ljudnivån L_{Amax} 80 dB (från NPD-data avstånd 192 m) motsvarar 52,6 dB L_{night} , och ca 23 % mycket sömnstörda (%HSD, tabell 2) beräknat utifrån exponering-responsfunktionen från Basner och McGuire 2018 (figur 7). Liknande visar beräkningarna att 1 flygpassager med ljudnivån L_{Amax} 80 dB motsvarar 42,6 dB L_{night} , och ca 13 % sömnstörda.

Ett ytterligare exempel visar att tre flygpassager med ljudnivån 70 dB L_{Amax} och avstånd 250–500 m motsvarar 45,1 dB L_{night} och 15 % sömnstörda. Andra värden på antal överflygningar, N_{night} , avstånd mellan flygplan och mottagare samt antagen trafikammansättning (flygplanstyper) skulle förstås ge andra resultat.

$L_{night}(L_{Amax}=70dB, N_{night}=3, r_{AC-mottagare} \approx 250-500m) = 45.1 dB, \%HSD = 15$



Figur 7: Samband mellan ljudnivå från flygtrafik och andel sömnstörda i befolkningen, med omräkningar från L_{Amax} och N_{night} till %HSD enligt exempel, beräkningar i rött för 80 dB L_{Amax} och i grönt för 70 dB L_{Amax} .

Slutsatser om omräkningar från L_{night} till L_{Amax}

Som redovisats ovan finns en möjlighet att uppskatta sömnstörningsgrad (%HSD, Highly Sleep Disturbed) baserad på L_{Amax} utifrån kända uppgifter om 1) Samband mellan L_{night} och %HSD, 2) Antal överflygningar (N_{night}), 3) Förekommande flygplanstyper i studerad trafik, 4) Avståndet mellan flygplan och mottagare, samt 5) L_{Amax} och L_{AE} -bullerdata för ingående flygplanstyper.

Dock infinner sig svårigheter att tolka och nyttja den här typen av estimat då vi inte har att göra med ett 1:1-samband mellan L_{night} och L_{Amax} utan istället tvingas införa ett flervariabel-beroende för %HSD enligt ovan. Möjliga tillämpningar blir alltså med nödvändighet mer komplexa, där den ursprungliga funktionen $\%HSD = f(L_{night})$, med L_{night} känd, formellt skulle ersättas av:

$$\%HSD = f(L_{night}(L_{Amax}(\text{"NPD"}, r_{AC-mottagare}), L_{AE}(\text{"NPD"}, r_{AC-mottagare}), N_{night}, r_{AC-mottagare}, AC_{types})) \text{ där } L_{AE}(r_{AC-mottagare}) \text{ kan fås via } L_{Amax}(\text{"NPD"}), \text{ dvs en funktion av } L_{Amax}(\text{"NPD"}, r_{AC-mottagare})$$

och vi kan skriva:

$$\%HSD = f(L_{night}(L_{AE}(L_{Amax}(\text{"NPD"}), r_{AC-mottagare}), N_{night}, AC_{types}))$$

Resultaten från denna rapport bör utvärderas och ställas mot den tänkta användningen och vad en implementering av metoden skulle kunna ge.

Ljudstandard i bostadsbeståndet runt svenska flygplatser

Bedömningen av ljudstandard i bostadsbeståndet runt svenska flygplatser baserar sig på ett underuppdrag i föreliggande projekt som genomförts av Christian Simmons, Simmons akustik & utveckling ab (se bilaga 2, *Ljudisolering mot flygbuller - Bedömning av bostäder runt svenska flygplatser*). Nedan följer en sammanfattning av detta uppdrag.

Uppdraget gällde att samla in uppgifter, göra beräkningar och bedöma översiktligt vilken ljudisolering mot flygbuller som bostadshus runt de större svenska flygplatserna kan förväntas ha. Tyvärr finns inte några detaljerade beskrivningar av ytterväggar, fönster och uteluftsintag i bostadshus nära flygplatser som har kunnat användas, utan bedömningen grundas istället på flera generella jämförelser utifrån antalet flerbostadshus och fristående småhus i de berörda kommunerna, typiska byggmetoder för de år husen uppfördes, renoveringsprogram samt inventeringar som statliga Swedavia har låtit utföra i de mest bullerexponerade husen. I första hand studeras de tio flygplatser som förvaltas av Swedavia (Arlanda, Bromma, Landvetter, Malmö, Umeå, Visby, Kiruna, Luleå, Åre och Ronneby), varav sex har någon form av trafik nattetid (Arlanda, Bromma (endast ambulansflyg och flygvapnets statsflyg), Landvetter, Malmö, Umeå, Visby). Uppdraget syftade till att bedöma huruvida svenska bostadshus skulle kunna ge ett bättre skydd mot flygbuller än vad som har antagits i de internationella studier som ligger till grund för WHO:s exponering-responssamband mellan flygbuller och olika sömnutfall.

Inledningsvis bedömdes att de större flygplatserna och framförallt de som har trafik nattetid är viktigast att studera, med tanke på att bostäderna runt dem exponeras för högre ljudnivåer och fler flygrörelser än bostäder runt de mindre flygplatserna. Det är också de flygplatser där det har gjorts inventeringar och i vissa fall även åtgärder som har förbättrat de mest utsatta bostädernas ljudisolering mot flygbuller. Vi har inte studerat andra flygplatser när det gäller bostäder runt dessa, men för syftet med denna studie bedömer vi att uppgifterna från kommuner nära Swedavias flygplatser bör ge tillräcklig information.

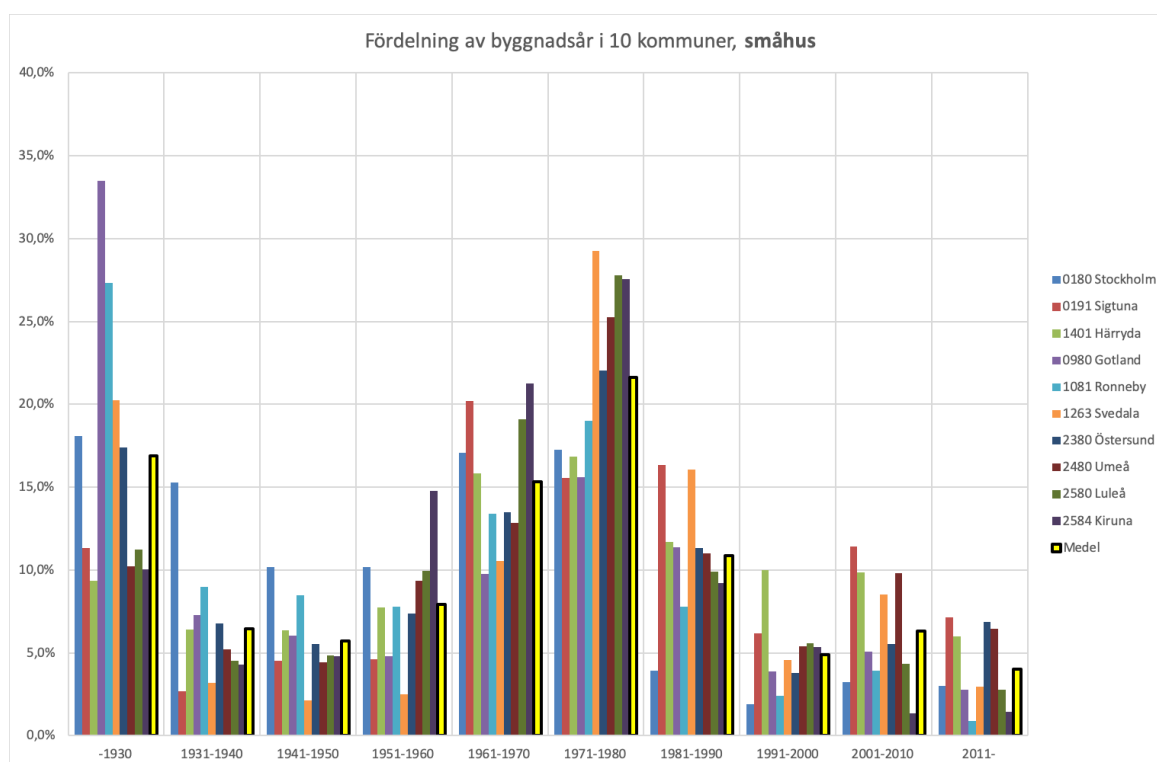
Byggnadsår och typiska huskonstruktioner

I första steget gjordes en bedömning av när bostäder är uppförda i kommuner med statliga flygplatser. Uppgifter från statistiska centralbyrån¹⁰ visar en fördelning av byggnadsår och byggnadstyp för ett antal kommuner med större flygplatser (figur 8 och 9). Urvalet omfattar kommunerna Stockholm (Bromma flygplats), Sigtuna (Arlanda), Härryda (Landvetter), Gotland (Visby), Ronneby (Ronneby), Svedala (Malmö), Östersund (Åre-Östersund), Umeå (Umeå), Luleå (Luleå-Kallax) och

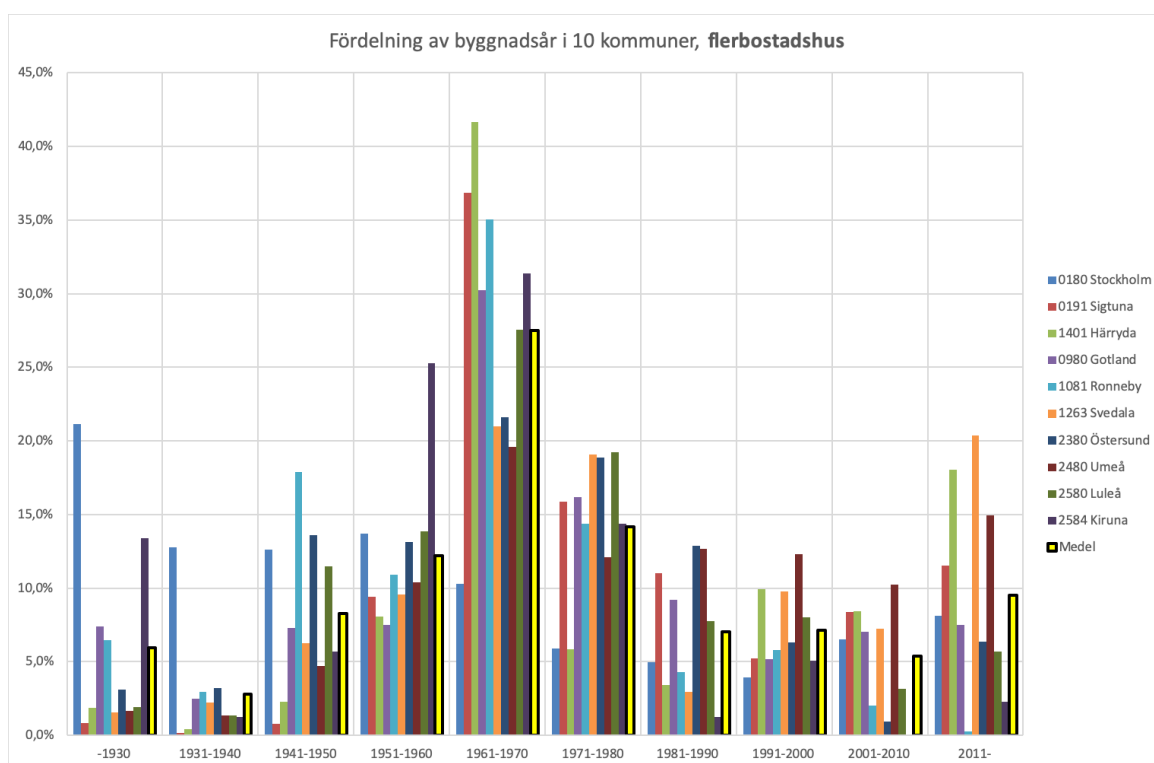
¹⁰ Statistiska Centralbyrån (SCB), Martin Verhage 2020-04-23

Kiruna (Kiruna). Spridningen mellan olika kommuner är måttlig, vilket indikerar att medelvärdet (sista stapeln i respektive årsintervall i figuren) är representativt för de bostäder som är utsatta för flygbuller. Statistiken gäller hela fastighetsbeståndet, även för de områden som inte utsätts för flygbuller. Om man gör antagandet att fördelningen även är representativ för den andel bostadshus inom respektive kommun som är utsatta för flygbuller (dvs nära flygplatserna), så kan man bilda sig en översiktlig uppfattning om vilken typ av konstruktioner som sannolikt finns i de hus som exponeras för flygbuller.

I tabell 5 redovisas medelvärden för ett snävare urval, där endast kommuner med flygplatser som har någon form av nattrafik medräknas (Arlanda, Bromma, Landvetter, Malmö, Umeå och Visby). Denna visar att 40–50% av husen i de 6 utvalda kommunerna är byggda under åren 1950–1980, vilket stämmer rätt bra med vad som är normalt för hela landet. Perioden 1950–1975 benämns ibland för rekordåren där miljonprogrammet från 1960 inräknas. Uppgifter indikerar vilka årtionden som bör studeras när det gäller byggnadstypiska konstruktioner, framförallt fönster.



Figur 8. Fördelning av byggnadsår för småhus i 10 kommuner nära större flygplatser.



Figur 9: Fördelning av byggnadsår för flerbostadshus i 10 kommuner nära större flygplatser.

Tabell 5: Fördelning av byggnadsår för bostadshus i 6 kommuner nära statliga flygplatser med någon form av nattrafik.

Småhus	Medel	StdAv	Std/Medel	A16*	A84*	Flerbostadshus	Medel	StdAv	Std/Medel	A16*	A84*
-1930	17%	9%	0,54	8%	26%	-1930	6%	8%	138%	0%	14%
1931-1940	7%	5%	0,68	2%	11%	1931-1940	3%	5%	147%	0%	8%
1941-1950	6%	3%	0,48	3%	8%	1941-1950	6%	4%	74%	1%	10%
1951-1960	7%	3%	0,46	4%	10%	1951-1960	10%	2%	22%	8%	12%
1961-1970	14%	4%	0,28	10%	18%	1961-1970	27%	12%	44%	15%	38%
1971-1980	20%	6%	0,29	14%	26%	1971-1980	13%	6%	45%	7%	18%
1981-1990	12%	5%	0,38	7%	16%	1981-1990	7%	4%	56%	3%	12%
1991-2000	5%	3%	0,51	3%	8%	1991-2000	8%	3%	44%	4%	11%
2001-2010	8%	3%	0,4	5%	11%	2001-2010	8%	1%	17%	7%	9%
2011-	5%	2%	0,43	3%	7%	2011-	13%	5%	39%	8%	19%

*Konfidensintervall.

Det har även gjorts en analys av typiska svenska huskonstruktioner och deras ljudstandard från olika årtionden. Uppgifter om ljudisolering i fönster och ytterväggar beskrivs i bilaga 2 utifrån ett antal olika utredningar:

- En rapport från Sveriges Byggindustrier (Simmons 2004), baserade på arkitekturöversikten "Så byggdes husen 1880-2000" (Björk m fl. 2013) samt från SAU Nordic database (SAU, www.bastian.nu)

- Sveriges Provnings- och Forskningsinstitut (SP) studie från 1995 som på 1990-talet gjorde dryga 20 fältmätningar på småhus med olika ytterväggar och fönster i några kommuner (Göransson och Andresen, 1995)
- Tyréns studie i Stockholm där det gjordes en översiktlig bedömning av fasadisoleringen i bostadshus i Stockholm, byggda under olika årtionden (Carlsson och Grundfelt 2012)
- Boverkets rikstäckande enkäter och inventeringar i BETSI projektet som kan utgöra grund för bedömning av statusen i bostadshus i landet som helhet (Boverket 2010).

Vidare gjordes även en internationell jämförelse av huskonstruktioner och deras ljudstandard med exempel från Frankrike, Portugal, Belgien, Schweiz och Australien.

Åtgärder runt Swedavias flygplatser

Enligt Swedavia¹¹ har förnärvarande cirka 3 000 bostäder i närheten av deras flygplatser åtgärdats, främst nära Arlanda, Bromma och Landvetter. I de allra flesta fall är det endast fönster och uteluftsintag ("friskluftsventiler") som har modifierats eller bytts ut. I enstaka fall har även åtgärder i själva ytterväggen utförts. Flertalet av de utvalda husen har inventerats av en akustiker eller erfaren entreprenör, som har bedömt vilka åtgärder som bör vidtas.

Med ledning av Swedavias beskrivning och värden i tabell 3a i bilaga 2, kan man utgå från att tätning av fönster samt byte av inre eller yttre glas (eller utbyte av hela fönster), samt byte till ljuddämpat uteluftsintag, bör ha förbättrat fasadens ljudisolering med mellan 5 och 8 dB, beroende på utgångsläget. I enstaka fall, där fönstren varit helt otäta, kan skillnaden vara större, men av energiskäl kan man utgå från att tätningslister har bytts i de flesta hus och att otätheter inte är särskilt vanliga.

Vid bedömningen har det "mest utsatta rummet" varit styrande, vilket gör att det kan finnas rum i samma hus som skärmas något av byggnaden och har något lägre ljudnivåer än angivet. I samtliga fall har man antingen konstaterat att ljudnivåerna inte är så höga att några åtgärder behöver vidtas, eller så har man genomfört åtgärder som dämpar ljudnivåerna tillräckligt för att kravet FBN 30 dBA eller maximalnivån 45 dBA ska uppfyllas.

Med flygbullernivå *FBN* avses ett viktat tidsmedelvärde för dag-kväll-natt, frifältsvärde vid fasad eller i rum.

Med maximalnivå $L_{pAFmax,3ggr150nätter}$ avses den 3:e högsta ljudnivån som beräknas förekomma högst 150 dygn/år, frifältsvärde vid fasad eller i rum.

$\Delta L_{A,C4}$: Skillnad i ljudnivå utomhus-inomhus för flygbuller med jeflyg.

¹¹ Korrespondens med Ulf Pettersson vid Swedavia.

Inventeringar runt Arlanda

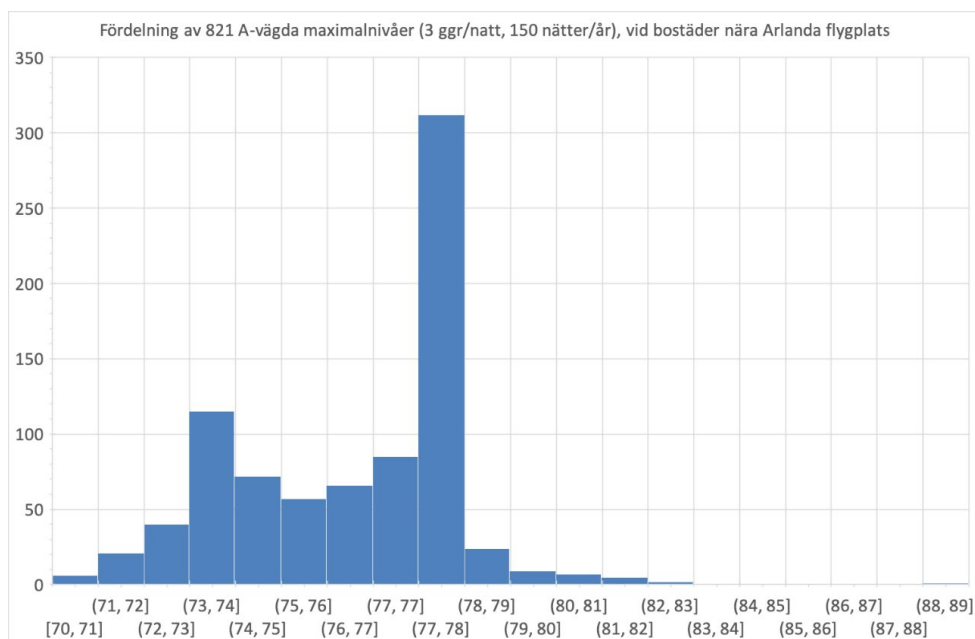
I en första etapp inventerades 224 hus med FBN över 60 dBA där fasadisoleringen kunde vara otillräcklig för att klara kravet FBN inomhus <30 dBA.

- FBN vid fasad (frifält, 216 hus) i medeltal 62,2 dBA (standardavvikelse 2,2 dBA)
- fasadisoleringen (antaget $\Delta L_{A,C4}$) i befintliga hus bedömdes till 25-30 dBA
- FBN inomhus beräknades till 42 dBA (standardavvikelse 6 dB), alla hade >30 dBA

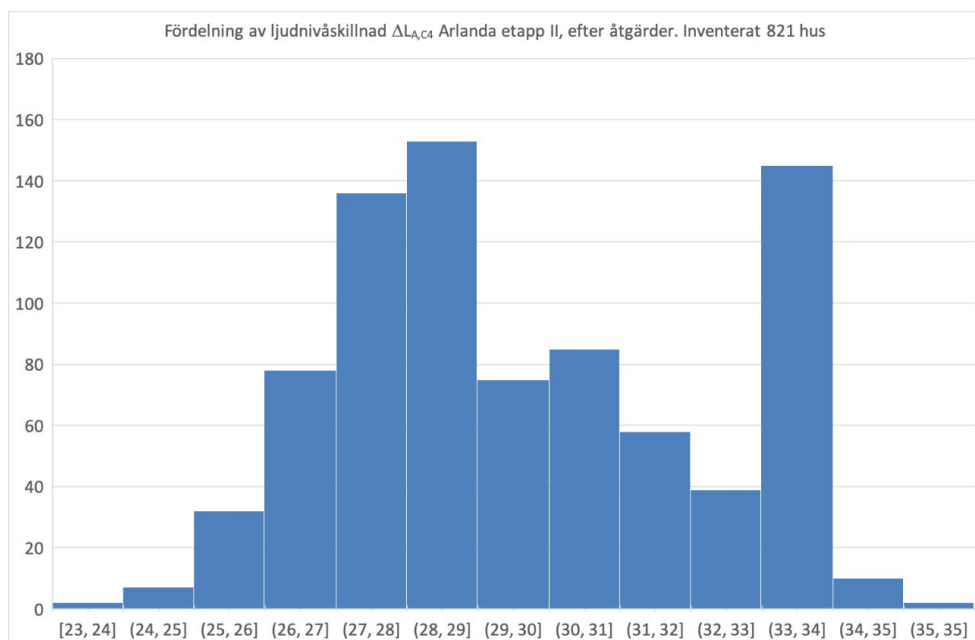
I en andra etapp inventerades 822 hus där maximalnivån nattetid $L_{pAFmax,3ggr150nätter}$ beräknades kunna överskrida 70 dBA (>3 gånger under 150 nätter/år).

- $L_{pAFmax,3ggr150nätter}$ i medeltal 76,1 dBA (standardavvikelse 2,5 dBA), 816 hus >70 dBA
- 66% av husen behövde åtgärdas (541 hus), 34% hade tillräcklig ljudisolering (281 hus)
- $L_{pAFmax,3ggr150nätter}$ i rum före åtgärder i medeltal 47,2 dBA (standardavvikelse 2,4 dBA)
- fasadisoleringen före åtgärder bedömdes i medeltal 28 dBA (standardavvikelse 2,2 dBA)
- valda åtgärder behövde således endast förbättra fasaderna med några få dBA

Uppgifter från Swedavia om frifältsnivåer vid 821 av de åtgärdade husen i etapp 2 ger en bild av vilken fasadreduktion som är vanlig, se figur 10 och 11 nedan. Baserat på en normalfördelad ljudnivå med samma medelvärde och standardavvikelse som i figur 10 kan sägas, att cirka 85 % av maximalnivåerna bör ligga i intervallet 73–79 dBA, i medeltal 76 dBA (dito för medianvärdet). Lägsta beräknade nivå är 73 dBA, högsta 82 dBA, vilka ligger inom 95% intervallet för en normalfördelad ljudnivå med samma medelvärde och standardavvikelse (71–81). Men som framgår av figur 10, så är fördelningen ojämn, det är få hus som exponeras för mer än 79 dBA maximalnivå. Med antagande om en yttervägg som isolerar väsentligt bättre än fönstret och ett väl dämpat uteluftsintag (eller inget), så skulle det räcka med $R_{A,C4}$ värde om 31 dB för att klara kravet 45 dBA inomhus vid 79 dBA utomhus (frifält, vid fasad).



Figur 10: Fördelning av maximalnivåer vid 821 utvalda bostadshus vid Arlanda flygplats. Ljudnivåskillnaden efter åtgärder vid Arlanda flygplats, etapp II (maximalnivåer nattetid) sammanfattas i figur 11. Diagrammet visar, att i de allra flesta fall uppfyller man kravet inomhus vid en resulterande ljudnivåskillnad om 34 dB eller lägre, vilket uppfylls av ett antal fönster med normal glasning och tätningar, i de vanligast förekommande ytterväggarna.



Figur 11. Fördelning av ljudnivåskillnader ($\Delta L_{A,C4}$) i de utvalda bostadshusen vid Arlanda flygplats, där samtliga antas ge högst 45 dBA maximalnivå (3:e högsta nattetid, högst 150 gånger/år).

Bromma flygplats

Bromma flygplats har ingen nattrafik, här är endast FBN relevant att studera. Runt Bromma flygplats har 1400 bostadshus inventerats:

- 28 % hade redan fullgod ljudisolering
- 49 % har åtgärdats till fullgod isolering
- 23% har åtgärdats delvis eller inte kunnat åtgärdas

Inga uppgifter fanns tillhanda om ljudnivåer ute eller ljudisolering i husen före åtgärder.

Landvetter flygplats

För Landvetter flygplats har dimensionerande bullernivåer varit maximalnivå 70 dBA högst 3 ggr per natt under mer än 150 nätter, bestämda för den mest bullrande flygplanstypen, Boeing 744.

- 302 fastigheter inventerade
- FBN vid fasad (frifält) i medeltal 60,3 dBA (standardavvikelse 2,7 dBA)
- $L_{A,max}$ vid fasad (frifält) i medeltal 79,7 dBA (standardavvikelse 4,2 dBA), 312 hus >70 dBA
- 218 hus åtgärdade, övriga har inte åtgärdats av något skäl, exempelvis att de har klarat kraven, saknat bygglov, varit i dåligt skick eller att ägaren har avböjt åtgärder

Umeå flygplats

För Umeå flygplats har dimensionerande bullernivåer varit maximalnivå 70 dBA högst 3 ggr per natt under mer än 150 nätter.

- 180 fastigheter inventerade
- $L_{A,max}$ vid fasad (frifält) i medeltal 75,6 dBA (standardavvikelse 7,3 dBA), 146 hus >70 dBA
- 96 hus är åtgärdade, övriga har inte åtgärdats av olika skäl, exempelvis att ljudisoleringen redan varit tillräcklig eller att fastighetsägaren har avböjt åtgärder.

Malmö och Visby flygplatser

För Malmö saknas uppgifter om ljudnivåer, men runt Malmö flygplats har 33 hus av 109 åtgärdats för att klara maximalnivåkravet och runt Visby har 4 hus av 7 åtgärdats för att klara FBN-kravet (ingen nattrafik).

Sammanfattande bedömning av Swedavias åtgärder

Sammantaget kan man anta, med stöd av de åtgärder och uppföljningar som har utförts av Swedavia, att ljudnivåerna inomhus i flertalet bostadshus nära de statliga flygplatserna uppfyller de ställda kraven när det gäller skydd mot flygbuller inomhus (FBN ≤ 30 dBA, $L_{Amax,3/150} \leq 45$ dBA).

Slutsatser om ljudstandard i bostadsbeståndet runt svenska flygplatser

Ljudisoleringen i bostäder nära de större flygplatserna kan bedömas utifrån de sammanställningar som presenteras i bilaga 2 och som sammanfattats ovan:

- SCB:s statistik över byggnadsår för flerbostadshus och småhus, visar att en större andel är uppförda under ”rekordåren” 1950-1980, småhusen något senare än flerbostadshusen. Vanliga konstruktioner från denna period har analyserats inom ett projekt för SBUF/Sveriges Byggindustrier, med resultatet att den A-vägda ljudnivåskillnaden Δ_{L_A,C_4} mellan frifältsnivåer utomhus och medelljudnivåer i bostadsrum kan antas ligga i intervallet 28-38 dBA, flertalet över 30 dBA.
- Boverket har genomfört besiktningar och enkäter i ett slumpmässigt urval av cirka 1500 flerbostadshus och småhus fördelade över hela landet. Från studien bedöms Δ_{L_A,C_4} ligga omkring 34 dB, med en måttlig försämring i vissa hus på grund av luftläckage i icke åtgärdade fönster och små uteluftsintag.
- Swedavia har genomfört inventeringar och i vissa fall även åtgärder, som har medfört att de flesta bostadshus nära de större flygplatserna inte har maximalnivåer över 45 dBA. Slutsatsen kan då vara, att om ljudnivåskillnaden Δ_{L_A,C_4} ligger i intervallet 28-36 efter åtgärder på fönster och uteluftsintag, så kan ljudnivåskillnaden Δ_{L_A,C_4} ha legat i intervallet 23-28 dB före åtgärder, beroende på vilket skick som fönstren har varit i före åtgärd. Tyvärr redovisas inte utgångsläget för fönstren, endast efter åtgärder.
- Det har inte varit möjligt att göra någon detaljerad jämförelse mellan fasadisolering i svenska bostadshus och andra länders bostadshus nära flygplatser. En bedömning av information från några länder gör det ändå rimligt att anta att bostadshusen i mellaneuropeiska och sydeuropeiska länder har omkring 5 dB lägre ljudisolering jämfört med i de nordiska länderna. Det främsta skälet är en fokusering på minskad energianvändning och brister i lufttäthet som medför risk för fuktskador, försämrade komfort och ökade uppvärmningskostnader i vårt klimat. De flesta fastighetsägare väljer därför att ”se om sitt hus”. Skillnader finns även i nyare fönsterkonstruktioner, där vi oftast har tre glasrutor medan man i andra länder ofta bara har två glas (isolerruta).

Sammanfattningsvis bedöms den A-vägda ljudnivåskillnaden Δ_{L_A,C_4} mellan frifältsnivåer utomhus och medelljudnivåer i svenska bostadshus nära flygplatserna ligga i intervallet 30-35 dBA, beroende på om bostaden underhållits och bulleråtgärdats eller ej, det vill säga minst 5 dBA högre än vad som ofta antas som schablonvärde i internationella bullerkartläggningar mm. I en mindre andel av husen, där tätninglistor och glasningslistor inte har underhållits eller där andra bulleråtgärder inte har vidtagits, kan värdet ligga 5-8 dB lägre.

Det kan också noteras, att skulle flygtrafiken komma att förändras av något skäl, så kan fler byggnader som ännu inte har åtgärdats komma att kräva kompletterande

åtgärder för att klara inomhusnivåkraven. Vädring, odämpade luftintag och oavsiktliga luftläckage bedöms ha en begränsad inverkan på ljudnivån inomhus i de svenska bostadshusen, men kan i enstaka fall ge en ökad störning där solinstrålningen gör det alltför varmt inomhus under delar av året.

Lågfrekvensljud bör inte ge någon markant ”skevhet” i bedömningen av kravet på maximalnivå inomhus, när ljudkällan är flygbuller, varken med originalfönster eller åtgärdade fönster. Flygbullerspektrat är relativt svagt vid de allra lägsta frekvenserna, där fönstren har låg ljudisolering. Där ljudkällan är stadstrafikbuller kan problemet blir mer aktuellt, eftersom detta spektrum har mer energi vid de lägsta frekvenserna pga. motorbuller från tunga fordon.

Det bör påpekas att ovanstående beräkningar innehåller osäkerheter avseende relevans för hälsoeffekter. Det är självfallet bra att bygga bostäder med bättre ljudisolering och att särskilda åtgärder gjorts i hus nära flygplatser. Dock sågs i en nyligen genomförd undersökning i Stockholms län (baserad på den nationella Miljöhälsoenkäten 2015) ingen tendens till att folk i Sverige störs mindre av flygbuller vid en viss fasadbullernivå än i studier från andra länder (Eriksson m. fl. 2020). I undersökningen nåddes WHO:s kritiska effekt om 10 % mycket störda av flygbuller vid 44 dB L_{den} i det svenska urvalet vilket kan jämföras med 45 dB L_{den} baserat på WHO:s uppskattning.

Svenska flygplatsers storlek och urbaniseringsgrad

Baserat på statistik från Transportstyrelsen och Statistiska Centralbyrån presenteras här en sammanställning av svenska flygplatsers storlek och urbaniseringsgrad i kommunen där flygplatsen är lokaliserad (tabell 6).

Storleksmässigt är Stockholm-Arlanda flygplats klart störst med ca 117 000 landningar (motsvarande ca 234 000 flygrörelser) år 2019. Därefter följer Göteborg-Landvetter med ca 35 000 landningar (ca 70 000 flygrörelser), Stockholm-Bromma med ca 28 000 landningar (ca 56 000 flygrörelser) och Malmö flygplats med ca 19 000 landningar (ca 38 000 flygrörelser). Majoriteten av flygplatserna har färre än 10 000 landningar (20 000 flygrörelser) per år. Medelvärdet för alla svenska flygplatser där det bedrivs linjefart och/eller chartertrafik (statliga, kommunala och privata) var år 2019 ca 8 400 landningar (ca 17 000 flygrörelser).

Vad gäller urbaniseringsgrad är befolkningstätheten överlägset högst runt Bromma flygplats med 5 203 invånare per km². Därefter följer Stockholm-Västerås flygplats med 161 invånare/km², Stockholm-Arlanda med 149 invånare/km² och Trollhättan-Vänersborg med 144 invånare/km². Majoriteten av de kommuner där det finns en flygplats har en befolkningstäthet under 100 invånare/km². Medelvärdet i dessa kommuner var dock 184 invånare/ km² år 2019.

Tabell 6: Flygplatser i Sverige 2019. Storlek (landningsfrekvens) och urbaniseringsgrad (befolkningstäthet per km² i kommunen) i kommunen.

Flygplats¹ (Kommun)	Landningsfrekvens (totalt)²	Befolkningstäthet i kommunen (invånare/km²)³
Stockholm-Arlanda (Sigtuna)	116 527	149
Göteborg-Landvetter (Härryda)	34 680	142
Stockholm-Bromma (Stockholms stad)	27 850	5 203
Malmö (Svedala)	18 678	102
Stockholm-Västerås (Västerås)	14 250	161
Stockholm-Skavsta (Nyköping)	12 736	40
Umeå (Umeå)	10 153	56
Luleå-Kallax (Luleå)	9 400	37

Visby (Gotland)	8 370	19
Kalmar-Öland (Kalmar)	6 382	73
Ängelholm-Helsingborg (Ängelholm)	5 640	101
Åre-Östersund (Östersund)	5 286	29
Linköping (Linköping)	4 976	114
Jönköping (Jönköping)	4 964	95
Norrköping-Kungsängen (Norrköping)	4 617	96
Ronneby (Ronneby)	4 567	36
Halmstad (Halmstad)	3 640	101
Örebro (Örebro)	3 391	113
Växjö-Kronoberg (Växjö)	3 040	57
Sundsvall-Timrå (Timrå)	2 946	23
Trollhättan-Vänersborg (Trollhättan)	2 860	144
Borlänge (Borlänge)	2 555	90
Kiruna (Kiruna)	2 332	1,2
Karlstad (Karlstad)	2 282	80
Skellefteå (Skellefteå)	2 047	11
Lycksele (Lycksele)	1 901	2,2
Kristianstad-Österlen (Kristianstad)	1 800	69
Arvidsjaur (Arvidsjaur)	1 776	1,1
Gällivare (Gällivare)	1 655	1,1
Örnsköldsvik (Örnsköldsvik)	1 289	8,8

Kramfors-Sollefteå (Kramfors)	882	11
Härjedalen-Sveg (Härjedalen)	824	0,9
Hagfors (Hagfors)	762	6,4
Torsby (Torsby)	607	2,8
Vilhelmina (Vilhelmina)	607	0,8
Pajala (Pajala)	518	0,8
Hemavan-Tärnaby (Storuman)	492	0,8
Mora-Siljan (Mora)	376	7,3
Sälen-Trysil (Malung-Sälen)	7	2,5
Totalt	328 652	-
Medelvärde	8 402	184

¹ Enligt Transportstyrelsens sammanställning av alla svenska flygplatser där det bedrivs linjefart och/eller chartertrafik - statliga, kommunala och privata.

² Källa: Transportstyrelsen. <https://www.transportstyrelsen.se/sv/luftfart/Statistik/Flygplatsstatistik/> 2020-06-26.

³ Källa: Statistiska Centralbyrån (SCB), statistikdatabasen. <https://www.statistikdatabasen.scb.se/pxweb/sv/ssd/>, 2020-06-26. Svenskt riksgenomsnitt: 25,4 invånare/km².

Analys av enskilda forskningsstudier

De studier som har analyserats med avseende på samband mellan flygbuller och sömnrelaterade utfall härrör från i första hand från WHO:s systematiska review och metaanalys om trafikbuller och sömnstörningar, Basner och McGuire 2018. Denna publikation täcker in studier till och med år 2015 och var en av de granskningar som låg till grund för WHO:s nya hälsobaserade riktvärden, presenterade i WHO:s Environmental Noise Guidelines for the European Region 2018 (WHO 2018). Som komplettering sammanfattas även några studier av intresse som tillkommit sedan 2015.

Uppvaknanden/sömnstadietförändringar

Endast en studie ligger till grund för de samband som presenteras mellan flygbuller och uppvaknanden eller sömnstadietförändringar i Basner och McGuire 2018, kallad STRAIN (Basner 2006). Denna fältstudie genomfördes av Deutsches Zentrum für Luft- und Raumfahrt (DLR), dvs. Tysklands flyg- och rymdcentrum, mellan september 2001 och november 2002 runt Köln-Bonn flygplats. Studien inkluderade 61 personer i åldrarna 18–61 år och totalt 483 studerade nätter och är med detta den hittills största studien som använder polysomnografi för att undersöka effekter av flygbuller på sömnen. Studiedeltagarna undersöktes under nio på varandra följande nätter och hade inga underliggande sömnsvårigheter och normal hörsel. Sömnstadiet klassificerades med hjälp av mätningar av EEG (elektroencefalogram, dvs. hjärnaktivitet), EOG (electrooculogram, dvs. ögonrörelser) och EMG (electromyogram, dvs. muskelspänning).

Ljudnivån från flygtrafik mättes inomhus nära studiepersonens öron och utomhus, 2m utanför sovrumsfönstret. Samtidigt spelade man också in ljud under natten för att kunna identifiera bullerhändelser från flygtrafiken. Sammantaget inkluderades 10 658 flygbullerhändelser bland deltagande studiepersoner i analyserna. Ljudnivån från flygbullerhändelserna synkroniserades sedan med deltagarnas respons i fråga om sömnstadietförändringar och uppvaknanden inom 90 sekunder från bullerhändelsens start. Händelsekorrelerad analys som denna används för att särskilja reaktioner som uppkommer till följd av flygbuller från reaktioner som förekommer spontant. Som utfall användes övergång till vaket tillstånd (awake) alternativt övergång till sömnstadie 1 (S1), sömnstadiet som inte bidrar nämnvärt till återhämtning.

Köln-Bonn flygplats är Tysklands sjunde största flygplats sett till antalet passagerare och har en stor andel fraktflyg nattetid. År 2001–2002 hade flygplatsen ca 130 000 flygrörelser¹². Flygplatsen är lokaliserad ca 12 km sydost om centrala Köln och 16 km nordöst om Bonn. Regionen Köln-Bonn är ett tätbefolkat urbant område i västra

¹² https://en.wikipedia.org/wiki/Cologne_Bonn_Airport

Tyskland med totalt cirka 3 miljoner invånare (815 invånare/km²)¹³. År 2002 hade Köln 969 000 invånare¹⁴ och Bonn ca 300 000 invånare¹⁵.

Då denna studie baserar sig på ljudnivån *inomhus* (i sovrummet nära försökspersonernas öron) har det inte gjorts någon bedömning av bostädernas ljudstandard.

Blodtryck och hjärtfrekvens

För effekter på blodtryck och hjärtfrekvens refereras i Basner och McGuire i synnerhet till den så kallade HYENA-studien som inkluderade 140 personer boende nära fyra europeiska flygplatser: Athen (Grekland), Malpensa (Italien), Arlanda/Bromma (Sverige) och London Heathrow (Storbritannien) (Haralabidis m. fl. 2008). Som rapporterats ovan visade denna studie på små men statistiskt säkerställda ökningar i såväl systoliskt (under hjärtats kontraktionsfas) som diastoliskt (under hjärtats vilofas) blodtryck kopplat till flygbullerhändelser som översteg 35 dB $L_{AF,max}$ inomhus i studiedeltagarnas sovrum. För hjärtfrekvens sågs också ökning kopplat till flygbuller, men dessa var inte statistiskt säkerställda.

De flygplatser som studerats varierar något i storlek. Störst vid studiens genomförande (ca år 2005) var London Heathrow med 478 000 flygrörelser¹⁶, följt av Stockholm (234 000 flygrörelser¹⁷), Malpensa (228 000 flygrörelser¹⁸) och Aten (181 000 flygrörelser¹⁹). Storleksmässigt var år 2005 London störst med 7,5 miljoner invånare, följt av Aten (3,2 miljoner), Milan (3,0 miljoner) och Stockholm (1,2 miljoner).²⁰

Centerspecifika resultat visar att resultaten från Stockholm Arlanda flygplats är jämförbara med resultaten från de övriga flygplatserna (figur 12 och 13). För urvalet i Stockholm sågs en statistiskt säkerställd ökning av blodtrycket per 5 dB ökning i ljudnivån från flygbuller för medelvärdet över 15 minuter innan blodtrycksmätningen.

¹³ https://en.wikipedia.org/wiki/Cologne_Bonn_Region

¹⁴ https://en.wikipedia.org/wiki/Demographics_of_Cologne

¹⁵ <https://en.wikipedia.org/wiki/Bonn>

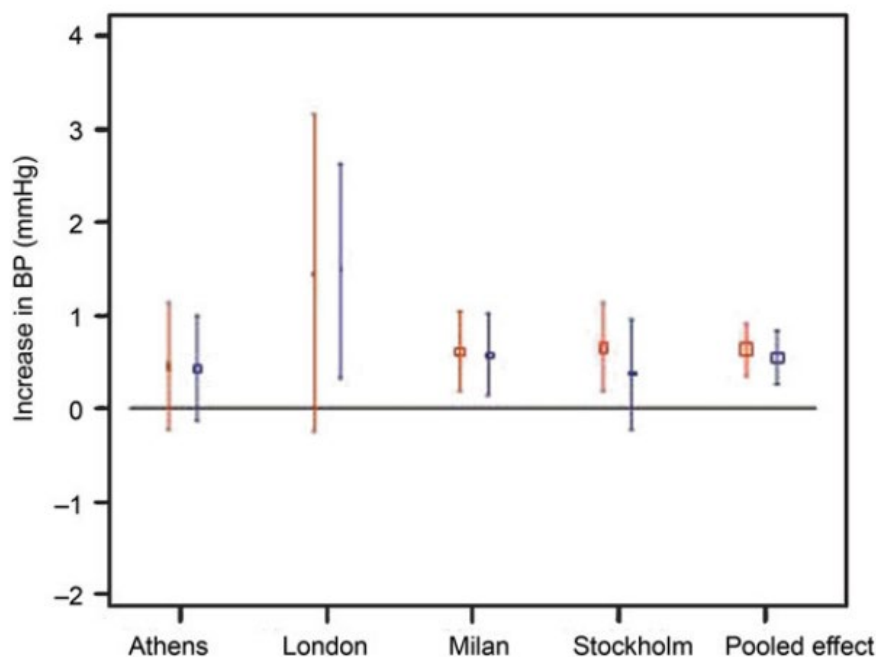
¹⁶ https://en.wikipedia.org/wiki/List_of_busiest_airports_by_aircraft_movements

¹⁷ <https://www.stockholmairport.org/aircraft-movements.shtml>

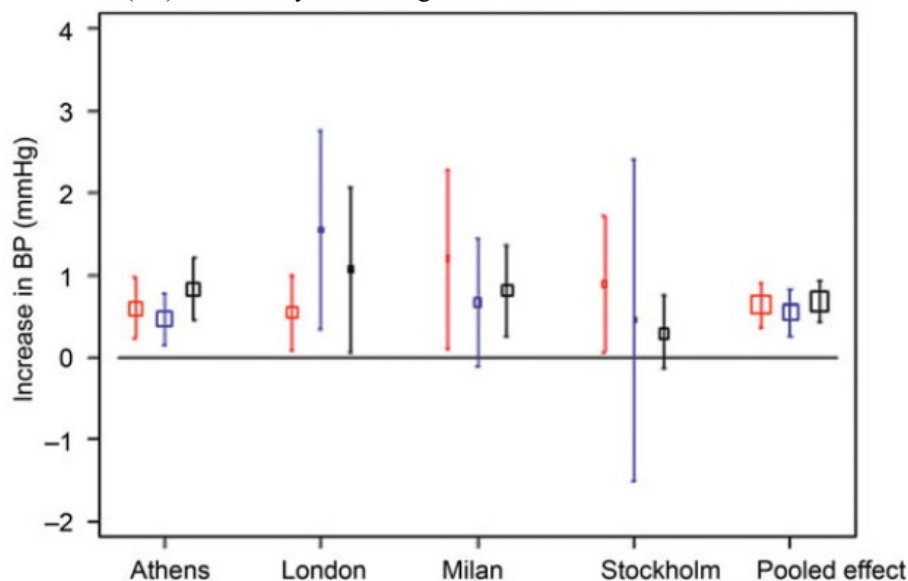
¹⁸ <https://www.malpensaairport.net/aircraft-movements.shtml>

¹⁹ http://www.aia.gr/userfiles/675393df-ab1a-4b77-826c-f3096a3d7f12/flights2005_en.pdf

²⁰ <https://worldpopulationreview.com/world-cities>



Figur 12: Centerspecifika och poolade effektestimat (inklusive 95 % konfidensintervall) för diastoliskt blodtryck associerat med en 5 dB(A) ökning i $L_{AF,max}$ för flygbuller 15 min. (röd) och 1 min. (blå) före blodtrycksmätning.



Figur 13: Centerspecifika och poolade effektestimat (inklusive 95 % konfidensintervall) för diastoliskt blodtryck per 5 dB(A) ökning i $L_{AF,max}$ för flygbuller (röd), vägtrafikbuller (blå) och ljud inomhus (svart).

Motilitet

Även för motilitet är det vetenskapliga underlaget begränsat och i Basner och McGuire hänvisas endast till en studie som redovisar exponering-respons samband

mellan buller från flygtrafik och kroppsrörelser (Passchier-Vermeer m. fl. 2002). Studien genomfördes mellan november 1999 och april 2001 och inkluderade 418 personer som bodde nära flygplatsen Schiphol i Amsterdam, Nederländerna. Deltagarna bar en så kallad aktigraf under 11 dygn som registrerade deras rörelseaktivitet dygnet runt. Flygbuller mättes inomhus i studiedeltagarnas sovrum, som $L_{AS,max}$ och SEL (korrelation 0.94), och totalt registrerades 63 242 flygbullerhändelser för alla studiedeltagare sammanlagt. Studien visar på samband mellan maximal ljudnivån från flygbuller inomhus i sovrummet och en ökad rörelseaktivitet hos studiedeltagarna med ökning av motiliteten från ca 32 dB $L_{AS,max}$.

Schiphol Airport är Nederländernas största flygplats, lokaliserad 9 km sydväst om Amsterdam. År 2019 var flygplatsen störst i Europa sett till antal flygrörelser, och tredje största sett till passagerarantal. Ingen statistik över antalet flygrörelser har kunnat hittas för de år då studien genomfördes (1999–2001) men 2004 hade flygplatsen ca 418 000 flygrörelser²¹. Sett till urbaniseringsgrad har Amsterdam en hög urbaniseringsgrad (ca 5000 invånare per km²) och år 2000 hade staden ca 1 miljon invånare²².

Självrapporterad sömnstörning

Totalt sex studier ligger till grund för WHO:s exponering-responskurvor för flygbuller och självrapporterad sömnstörning i Basner och McGuire, 2018 (tabell 7 och bilaga 3). Av dessa har fem genomförts i Vietnam och en i Tyskland. De flygplatser som studerats är Than Son Nath (Ho Chi Minh City), Noi Bai (Hanoi), Da Nang (Da Nang City) och Frankfurt (Frankfurt). Årtalet för studierna varierar mellan 2009 och 2015. Två av undersökningarna från Vietnam (Yano 2015 och Nguyen 2015) genomfördes i syfte att undersöka förändringar i exponering och störningsgrad i samband med öppnandet av en ny terminal vid flygplatsen Noi Bai utanför Hanoi. I samband med att den nya terminalen öppnades (2014) skedde en fördubbling av trafikrörelserna jämfört med tidigare.

I alla de sex studierna ställs frågor om sömnstörning som direkt relateras till flygbuller. Sömnstörning definieras i Basner och McGuire 2018 som andelen som rapporterar att de är mycket eller väldigt mycket sömnstörda (de två högsta alternativen på en femgradig skala). Fyra av de sex studierna uppvisar statistiskt säkerställda samband mellan ljudnivån nattetid och andelen sömnstörda i befolkningen med en sammanslagen Oddsquot (OR) per 10 dBA ökning i L_{night} på 2,37 (95 % konfidensintervall 1,69–3,34) (figur 14). I studier där sömnfrågan inte är kopplad till flygbuller ses inga statistiskt säkerställda samband mellan ljudnivån nattetid och andelen sömnstörda i befolkningen (OR 1,13; 95 % KI 0,92–1,39).

²¹ <https://www.schipholairport.eu/aircraft-movements.shtml>

²² <https://worldpopulationreview.com/world-cities/amsterdam-population>

När det gäller bostädernas ljudstandard i de populationer som studerats har det inom ramen för detta uppdrag inte varit möjligt att ta fram några detaljerade data t.ex. vad gäller byggnadsår, fönster- och fasadtyper, genomförda åtgärder osv. på liknande sätt som gjorts för Sverige. Vid kontakt med en av författarna till WHO:s kunskapssammanställning om buller och sömnstörning (M. Basner) framgick att inte heller de haft tillgång till någon information om bostadsbeståndet i de studier som ligger bakom sambanden, utan att sambanden enbart baseras på ljudnivåer utomhus. Bedömningen om ljudstandard i dessa bostäder blir därmed grov och ska tolkas med försiktighet. En generell bedömning är dock att bostadsstandarden i studierna från Vietnam (Nguyen 2009, 2010, 2011, 2012 och 2015 samt Yano 2015) kan förväntas vara lägre än de förhållanden som råder i Sverige, t.ex. på grund av ländernas skillnad i utvecklingsgrad och ekonomiska förutsättningar men även beroende på ett varmare klimat. En jämförelse av andelen mycket störda visade en högre grad av allmän störning för en population i Vietnam (Nguyen 2009) än i EU:s kurvor (EC 2002), i synnerhet vid ljudnivåer över 55 dB L_{night} , något som skulle kunna tyda på att bostäderna i Vietnam skyddar de boende sämre mot buller vid högre ljudnivåer än europeiska bostäder. Vad gäller studien från Tyskland/Frankfurt (Schreckenber, 2005) är det rimligt att förvänta sig en bostadsstandard mer lik den som vi har i Sverige.

Flygplatsernas storlek har bedömts utifrån antal flygrörelser, dvs. antalet starter och landningar sammantaget. Statistik över antalet flygrörelser har i möjligaste mån angetts för det år som undersökningarna genomförts. Källorna till uppgifterna varierar då det varit svårt att hitta statistik för aktuellt år. I vissa fall har flygplatsernas storlek vid studietillfället uppgetts i aktuell publikation, i andra fall har sökningar på nätet blivit nödvändiga. Störst av de sex flygplatserna är Frankfurt med uppskattningsvis 490 000 flygrörelser år 2005. Minst är Da Nang City Airport med mindre än 50 000 flygrörelser årligen det år undersökningen genomfördes.

Urbaniseringsgrad har enbart kunnat bedömas grovt utifrån antalet invånare i respektive stad där flygplatsen är lokaliserad. Störst är de vietnamesiska flygplatserna Ho Chi Minh och Hanoi med vardera cirka 7 miljoner invånare vid undersökningarnas genomförande. Studieområdena beskrivs i publikationerna som kraftigt urbaniserade med hög invånartäthet. Minst i sammanhanget är Frankfurt med ca 650 000 invånare och Da Nang med ca 900 000 invånare de år då undersökningarna genomfördes (2005 respektive 2009).

Tabell 7: Enskilda studier som ligger till grund för exponering-respons samband mellan flygbuller och självrapporterad sömnstörning i Basner och McGuire 2018.

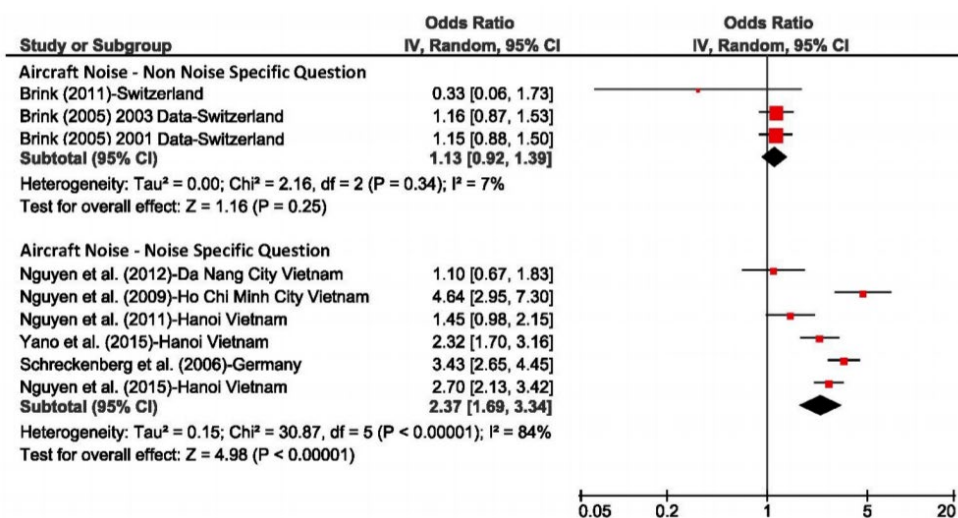
Studie	Land, Stad (Flygplats)	Antal flygrörelser (starter och landningar)/år (Källa)	Bedömning av urbaniseringsgrad (Källa)
Nguyen m. fl. 2009	Vietnam, Ho Chi Minh (Tan Son Nhat Airport)	95 000 år 2009 ²³	Mycket hög. Ca 7 miljoner invånare i Ho Chi Minh år 2009 (Nguyen 2012).
Schreckenbergs m. fl. 2009	Tyskland, Frankfurt (Frankfurt Airport)	Ca 490 000 år 2005 ²⁴	Medelhög. Ca 650 000 invånare i Frankfurt år 2005 ²⁵
Nguyen m. fl. 2010, 2011	Vietnam, Hanoi (Noi Bai airport)	75 000 år 2010. (Nguyen 2019)	Mycket hög. Ca 7 miljoner invånare i Hanoi år 2009 (Nguyen 2012)
Nguyen m. fl. 2012	Vietnam, Da Nang (Da Nang Airport)	<50 000 (I dagsläget 81 000 flygrörelser per dag. Trafiken har ökat kraftigt sedan studien genomfördes) ²⁶	Medelhög. Ca 900 000 invånare i Da Nang City år 2009. (Nguyen 2012)
Yano m. fl. 2015	Vietnam, Hanoi (Noi Bai airport)	180 000 år 2015 (Yano 2015: 500 flygrörelser per dag)	Mycket hög. Ca 7 miljoner invånare i Hanoi 2009 (Nguyen 2012)
Nguyen m. fl. 2015	Vietnam, Hanoi (Noi Bai airport)	180 000 år 2015 (Nguyen 2015: 500 flygrörelser per dag)	Mycket hög. Ca 7 miljoner invånare i Hanoi 2009. (Nguyen 2012)

²³ https://en.wikipedia.org/wiki/Tan_Son_Nhat_International_Airport#Aircraft_movement

²⁴ <file:///C:/Users/cherik/Downloads/annual-report-2005.pdf>

²⁵ <https://worldpopulationreview.com/world-cities/frankfurt-population>

²⁶ https://en.wikipedia.org/wiki/Da_Nang_International_Airport#Statistics



Figur 14: Meta-analys av samband mellan flygbuller och självrapporterad sömnstörning (kombinerat estimat) baserat på Odds Ratio (OR) för en 10 dB ökning i L_{night} för flygbuller (Källa: Basner och McGuire 2018).

Studier efter 2015

Sedan WHO:s granskning genomfördes har det tillkommit några studier av intresse vad gäller flygbullers inverkan på sömnen. Resultat från dessa studier sammanfattas i korthet nedan.

The effect of aircraft noise on sleep disturbance among the residents near av civilian airport: a cross-sectional study (Kwak m. fl. 2016)

En tvärsnittundersökning som syftade till att undersöka samband mellan flygbuller och sömnstörningar i en population på 3 308 personer boende runt Gimpo International Airport, Seoul, Sydkorea. Deltagarna klassificerades i tre exponeringsgrupper, ej exponerad, lågexponerad samt högexponerad, baserat på mätningar av ljudnivåer runt flygplatsen år 2008. Två sömnindex användes för att utvärdera sömnpåverkan; Insomnia Severity Index (ISI) och Epworth Sleepiness Scale (ESS). Studien visar statistiskt säkerställda skillnader i sömnstörning mellan den högexponerade gruppen jämfört med referensgruppen, med en ca tre gånger högre risk bland de exponerade.

Aircraft noise effects on sleep – Results of a pilot study near Philadelphia International Airport. (Basner m. fl. 2019)

I denna pilotstudie undersöktes metoder för datainsamling kopplat till sömnstörningar från flygbuller. Ett sekundärt syfte var att jämföra objektiva och subjektiva mått på sömnstörning i relation till flygbullerexponering. Totalt deltog 80 personer i studien, varav 40 bodde nära Philadelphia International Airport (PHL), USA, och 40 utgjorde referensgrupp (dvs. ej exponerade). Baserat på data från 2 375 flygbullerhändelser fann man ett statistiskt säkerställt samband mellan maximal ljudnivå från flygbuller inomhus i sovrummet och sannolikhet för uppvaknanden, härlett från registrerad hjärtfrekvens och motilitet. Den exponerade gruppen

rapporterade även i högre utsträckning en försämrad sömnkvalitet än kontrollgruppen, medan ingen skillnad sågs i blodtryck medan de båda grupperna.

Self-reported sleep disturbance from road, rail and aircraft noise: Exposure-response relationships and effect modifiers in the SiRENE study (Brink m. fl. 2019)

Denna tvärsnittsundersökning syftar till att studera sambandet mellan buller nattetid från väg-, spår, och flygtrafik och självrapporterad sömnstörning (%HSD). Undersökningen baserar sig på 5 592 deltagare från den så kallade Swiss SiRENE-studien, slumpmässigt utvalda från den schweiziska populationen. Källspecifika ljudnivåer beräknades utomhus vid deltagarens bostad. Studien bekräftar resultaten från WHO:s metaanalys att flygbuller orsakar mest besvär i form av självrapporterad sömnstörning jämfört med väg- och spårtrafik. Studien undersöker även inverkan av sovrummets läge (minskad störning om det vetter mot en bullerskyddad sida), urbaniseringsgrad (högre störning i rurala områden jämfört med i städer och förorter) samt sovtider och sömnduration (ingen skillnad).

Aircraft Noise Exposure and Subjective Sleep Quality: The Results of the DEBATS Study in France (Nassur m. fl. 2019a).

En longitudinell fältstudie från Frankrike (DEBATS; Discussion on the Health Effects of Aircraft Noise) som syftade till att undersöka samband mellan exponering för flygbuller och självrapporterad sömnkvalitet. Studien genomfördes bland boende runt tre franska flygplatser: Paris-Charles de Gaulle, Lyon Saint-Exupéry och Toulouse-Blagnac. Totalt följdes ca 1 200 personer under fyra år. Deltagarna intervjuades och svarade på enkäter (2013, 2015 och 2017) som bland annat innehöll frågor om upplevd sömnkvalitet. Exponering för flygbuller bedömdes utifrån kartor över bullerutbredning runt respektive flygplats, beräknat med INM (Integrated Noise Model). Föreliggande studie bygger på data från undersökningen 2013. Resultaten visar på statistiskt säkerställda samband mellan flygbuller och kort total sömntid (≤ 6 h), OR 1,63; 95 % KI 1,15–2,32 per 10 dB L_{den} , och med ökad trötthet vid uppvaknandet.

Effects of Aircraft Noise Exposure on Heart Rate during Sleep in the Population Living Near Airports (Nassur m. fl. 2019b)

En fältstudie (DEBATS, se ovan) som syftade till att studera samband mellan ljudnivå från flygtrafik inomhus i sovrummet och hjärtfrekvens under sömnen. Totalt deltog 92 personer boende runt de två flygplatserna Paris-Charles de Gaulle och Toulouse-Blagnac. Deltagarnas hjärtfrekvens registrerades var 15:e sekund under en natt. Samtidigt mättes ljudnivån från flygbuller inomhus i sovrummet. I medeltal registrerades 30 flygbullerhändelser nattetid med ett medelvärde på 31 dB L_{Amax} . Resultaten visar ett samband mellan den totala ljudnivån (SPL) inomhus och hjärtfrekvens, men ingen skillnad i hjärtfrekvens kopplat specifikt till flygbullerhändelser. Dock sågs ett samband mellan flygbullerhändelser och en ökning av hjärtfrekvensamplitud.

The impact of aircraft noise exposure on objective parameters of sleep quality: results of the DEBATS study in France (Nassur m. fl. 2019b)

En fältstudie (DEBATS, se ovan) som syftade till att studera samband mellan ljudnivå från flygtrafik inomhus i sovrummet och objektiva sömnparametrar. Totalt deltog 112 personer boende runt de två flygplatserna Paris-Charles de Gaulle och Toulouse-Blagnac. Deltagarna bar en aktigraf runt handleden under åtta nätter som registrerade försenad insomning (Sleep Onset Latency, SOL), vakenhet under natten (Wake After Sleep Onset, WASO), total sömntid (Total Sleep Time, TST), total tid i sängen (Time in Bed, TB) och sömneffektivitet (Sleep Efficiency, SE, beräknad som total sleep time/total sleep period). Deltagarna fyllde även i en sömndagbok efter varje natt. Resultaten visar att ökade nivåer av flygbuller och i synnerhet ökat antal flygbullerhändelser var associerat med försenad insomning, längre vakenhet under natten och minskad sömneffektivitet. Studien visar även samband med ökad total sömntid och tid i sängen, något som tolkas som mekanismer för att kompensera den försämrade sömnkvaliteten.

On the feasibility of measuring physiologic and self-reported sleep disturbance by aircraft noise on a national scale: A pilot study around Atlanta airport (Smith m. fl. 2020)

Denna undersökning är en pilotstudie inför en nationell fältundersökning i USA med huvudsyfte att utvärdera metodiken men även att jämföra objektiva och subjektiva mått på sömnstörning i relation till flygbuller. Totalt deltog 407 personer boende nära Atlanta Hartsfield Jackson International Airport (ATL) i en enkätundersökning. Av dessa genomförde 34 personer sömnmonitorering genom elektrokardiografi och aktigrafi under fem nätter. Resultaten visar att den maximala ljudnivån inomhus i sovrummet från flygbuller visade samband både med självrapporterade uppvaknanden och med fysiologiskt registrerade uppvaknanden.

Tolkning av forskningsresultat i en svensk kontext

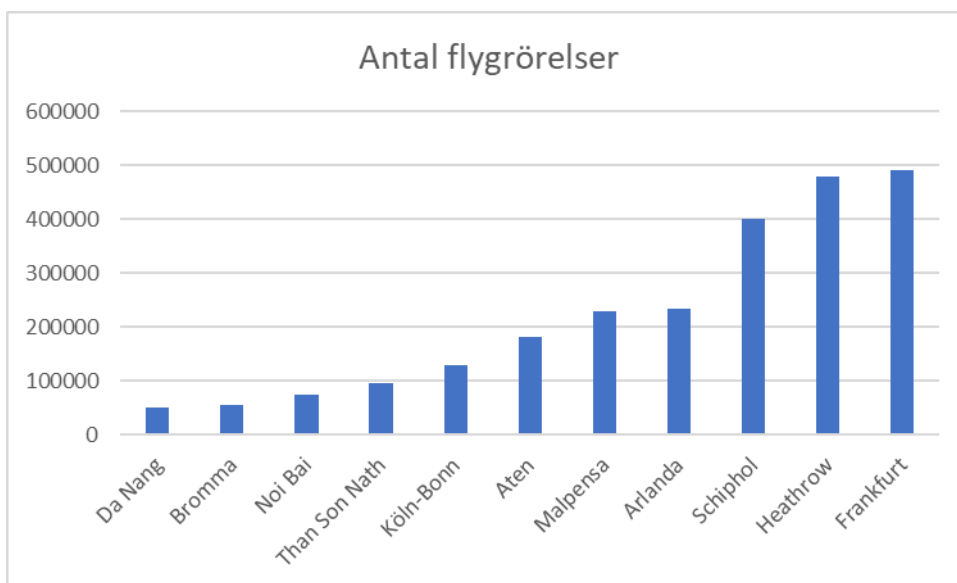
Hur ska då WHO:s slutsatser om samband mellan flygbuller och olika sömnutfall tolkas i en svensk kontext? Till att börja med kan vi sammanfatta följande från den nuvarande utredningen:

Bostadsbeståndet runt flygplatser i Sverige bedöms i genomsnitt ha en högre ljudreduktion än en internationell standard. Underutredningen av bostadsbeståndet runt svenska flygplatser i den föreliggande undersökningen gör gällande att den A-vägda ljudnivåskillnaden ($\Delta LA, C4$) mellan frifältsnivåer utomhus och medelljudnivåer inomhus bör ligga i intervallet 30–35 dBA i de bostäder som underhållits och bulleråtgärdats, det vill säga minst 5 dBA högre än vad som ofta antas som schablonvärde i internationella bullerkartläggningar (25 dBA). Ett fåtal bostäder kan dock ha 5-8 dB lägre ljudisolering. Swedavias åtgärdsprogram har lett till att de flesta bostadshus nära de större flygplatserna har inte maximalnivåer över 45 dBA inomhus. Detta till trots har vi, baserat på data från den nationella miljöhälsoenkäten 2015, inga hållpunkter att folk i Sverige skulle störas mindre av flygbuller vid en viss fasadbullernivå än i studier från andra länder (Eriksson m. fl. 2020).

Majoriteten av de svenska flygplatserna där det bedrivs linjefart och/eller chartertrafik (statliga, kommunala och privata) har färre än 20 000 flygrörelser per år, vilket i ett internationellt sammanhang får betraktas som mindre flygplats. Störst är Stockholm-Arlanda flygplats med ca 230 000 flygrörelser årligen, följt av Göteborg-Landvetter (ca 70 000 flygrörelser), Stockholm-Bromma (ca 56 000 flygrörelser) och Malmö flygplats (ca 38 000 flygrörelser). Medelvärdet för svenska flygplatser var år 2019 ca 17 000 flygrörelser (notera: Innan Corona-pandemin).

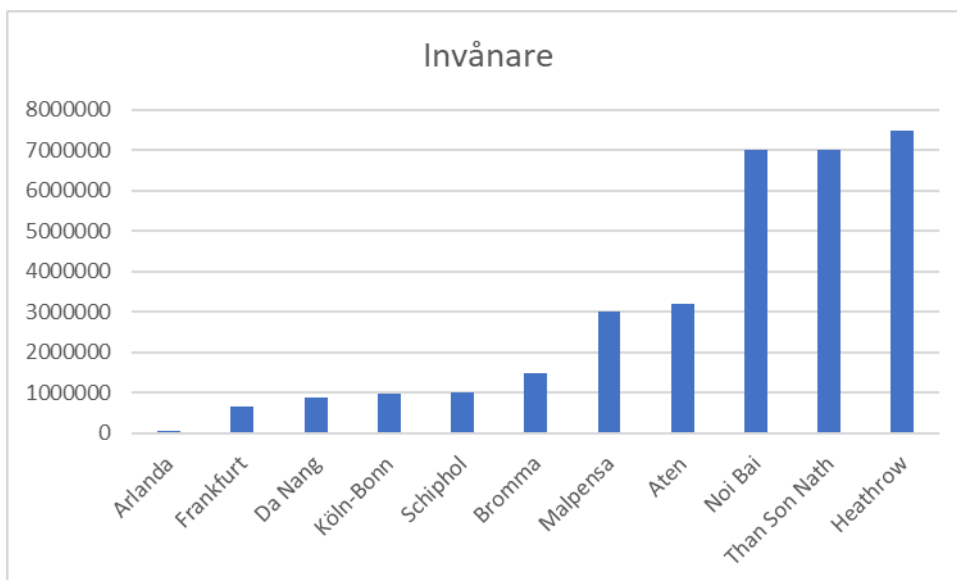
Vad gäller urbaniseringsgrad är befolkningstätheten överlägset högst runt Bromma flygplats med 5 203 invånare per km². Bromma saknar dock i princip flygtrafik nattetid vilket begränsar inverkan på sömnproblem, även om det kan förekomma störningar i form av försvårad insomning och förtidigt uppvaknande kopplat till överflygningar under morgon och kväll och från ambulansflyg nattetid. Bland övriga flygplatser där det bedrivs någon form av nattrafik är befolkningstätheten låg (mellan 19 och 149 invånare/ km²). Medelvärdet i kommuner runt svenska flygplatser var 184 invånare/km².

Totalt 11 flygplatser har studerats i de enskilda forskningsstudier som ligger till grund för WHO:s slutsatser om samband mellan buller och sömn, varav Stockholm-Arlanda och Bromma är två (figur 15). Arlanda flygplats ligger storleksmässigt ungefär i mitten, medan Bromma är bland de minsta i sammanhanget.



Figur 15: Antal flygrörelser vid de flygplatser som ligger till grund för WHO:s samband om flygbuller och olika sömnutfall. Antalet motsvarar det år då undersökningen genomfördes (förutom för Bromma och Arlanda där aktuell statistik har använts som referens).

Sett till invånarantal i regionen runt flygplatsen är antalet minst runt Arlanda (baserat på Sigtuna kommun, delar av tätorter i andra kommuner är dock också utsatta för buller från flygtrafiken vid Arlanda, t.ex. Upplands Väsby) medan Bromma ligger mer mot mitten av de inkluderade flygplatserna (Stockholms kommun) (figur 16).



Figur 16: Antal invånare i städer vid de flygplatser som ligger till grund för WHO:s samband om flygbuller och olika sömnutfall. Antalet motsvarar det år då undersökningen genomfördes (förutom för Bromma och Arlanda där aktuell statistik har använts som referens).

Som nämnts tidigare är ljudstandard i bostadsbeståndet enbart relevant där sambandet med sömnpåverkan relateras till ljudnivån utomhus. Av de fyra sömnutfall som granskats i WHO:s sammanställning gäller detta då enbart sambandet med självrapporterad sömnstörning. Fem av dessa studier har genomförts i Vietnam och en i Tyskland. En generell bedömning av resultaten från studierna i Vietnam är att de ska tolkas med viss försiktighet i en svensk kontext. Detta beroende på att

- Bostadsstandarden kan förväntas vara lägre än de förhållanden som råder i Sverige, t.ex. på grund av ländernas skillnad i utvecklingsgrad och ekonomiska förutsättningar men även beroende på ett varmare klimat.
- Studierna runt Hanoi (Noi Bai Airport) genomfördes under en tidsperiod då trafiken ökade mycket och en ytterligare landningsbana togs i bruk vilket kan medföra att störningsgraden är högre än vid stabil trafik.
- En jämförelse av andelen *mycket eller väldigt mycket störda* visade en högre grad av störning för den vietnamesiska populationen (Nguyen m. fl. 2009) än i EU:s kurvor (EC 2002).

Vad gäller studien från Tyskland/Frankfurt (Schreckenbergs m. fl. 2009) är det rimligt att förvänta sig en bostadsstandard mer lik den som vi har i Sverige.

Utifrån ovanstående förutsättningar kan man dra följande slutsatser om sambandets giltighet i en svensk kontext:

- Sambandet mellan flygbuller och uppvaknanden/sömnstadietförändringar baseras på ljudnivån inomhus och påverkas således inte av bostädernas ljudstandard, annat än att man vid uppskattningar om risker bör utgå ifrån ljudnivåer som förekommer i det svenska bostadsbeståndet. I Sverige tillämpas riktvärdet 70 dB L_{Amax} utomhus för flygbuller. Med rådande byggnadsstandard där en fasadreduktion på ~25–35 dB, beroende på om bostaden underhållits och bulleråtgärdats eller ej, förväntas motsvarar det en ljudnivå på 35–45 dB L_{Amax} inomhus. Baserat på ekvationen från är sannolikheten att vakna eller övergå i yttlig sömn mellan 0,1 och 1,8 procent vid dessa ljudnivåer (tabell 1) (Basner och McGuire 2018, Basner m. fl. 2006). Författarna till studien poängterar dock att dessa sannolikheter kan vara underskattade då analysen baseras på i huvudsak friska personer utan någon form av underliggande sömnproblem. Tyvärr saknas data för att bedöma hur sannolikheten för uppvaknanden påverkas av *antalet* bullerhändelser under natten. Flygplatsen Köln-Bonn är något mindre än Stockholm Arlanda flygplats men har en högre urbaniseringsgrad.
- Sambandet mellan flygbuller och blodtryck baseras även det på ljudnivån inomhus och påverkas därmed inte av bostädernas ljudstandard. I den så kallade HYENA-studien ingick försökspersoner boende runt Bromma och Arlanda flygplats som uppvisade små men statistiskt säkerställda ökning av blodtrycket kopplat till en flygbullerhändelse liknande dem vid övriga studerade populationer runt flygplatserna Heathrow, Malpensa och Aten (Haralabidis m. fl. 2008). För blodtryck finns inga exponering-responssamband framtagna men effekter på blodtrycket kan väntas från

ljudnivåer inomhus på 35 dB $L_{AF,max}$. Vad gäller hjärtfrekvens är evidensen i dagsläget för svag för att dra säkra slutsatser.

- För motilitet ses ökningskopplat till flygbuller från ljudnivåer på ca 32 dB $L_{AS,max}$ inomhus (Passchier-Vermeer m. fl. 2002). Vid ljudnivåer i det svenska bostadsbeståndet (35–45 dB $L_{A,max}$) kan man förvänta sig små ökningskopplat till flygbuller från ljudnivåer på ca 32 dB $L_{AS,max}$ inomhus (Passchier-Vermeer m. fl. 2002). Vid ljudnivåer i det svenska bostadsbeståndet (35–45 dB $L_{A,max}$) kan man förvänta sig små ökningskopplat till flygbuller från ljudnivåer på ca 32 dB $L_{AS,max}$ inomhus (Passchier-Vermeer m. fl. 2002). Vid ljudnivåer i det svenska bostadsbeståndet (35–45 dB $L_{A,max}$) kan man förvänta sig små ökningskopplat till flygbuller från ljudnivåer på ca 32 dB $L_{AS,max}$ inomhus (Passchier-Vermeer m. fl. 2002).
- Självrapporterad sömnstörning kopplas i WHO:s granskning till ljudnivån från flygtrafik utomhus (Nguyen m. fl. 2009, 2010, 2011, 2012, 2015, Schreckenbergs m. fl. 2009 samt Yano m.fl. 2015). Här spelar således bostädernas ljudreducerande kapacitet som modererande variabel en relativt stor roll. Sammantaget finns en risk att WHO:s exponerings-responskurva för självrapporterade sömnbesvär (uppvaknanden, svårt att somna och allmän sömnstörning) är något överskattad gentemot svenska förhållanden. Detta i huvudsak beroende på att majoriteten av studierna (fem av sex) baseras på populationer från Vietnam där förutsättningarna i många aspekter är olika svenska förhållanden. I synnerhet gäller detta bostädernas ljudstandard, men även flygplatsernas storlek och urbaniseringsgrad. I en av studierna ökade dessutom trafiken vid flygplatsen avsevärt under observationsperioden, något som kan ha lett till en överrapportering av sömnrelaterade besvär som följd av själva förändringen. Något som motsäger att sambandet skulle vara överskattat är att studien från Tyskland (Frankfurt), där förutsättningarna är mer lika svenska förhållanden, visar det näst högsta riskestimatet för självrapporterad sömnstörning kopplat till flygbuller (figur 14). Vidare visar svenska data att sambandet för *allmän störning* till följd av flygbuller stämmer väl överens med internationella data (Eriksson m. fl. 2020).

Motiv till strängare riktvärden för flygbuller än för övriga trafikslag

Jämförelse av riktvärden för olika trafikslag

Såväl WHO:s rekommenderade riktvärden för trafikbuller som de svenska riktvärdena är strängare vad gäller flygbuller än för väg- och spårtrafikbuller. Nedan följer en beskrivning av de riktvärden som rekommenderas för olika trafikslag av WHO och i Sverige.

Följande riktvärden rekommenderas av WHO (WHO 2018):

Vägtrafik: 53 dB L_{den} samt 45 dB L_{night}

Spårtrafik: 54 dB L_{den} samt 44 dB L_{night}

Flygtrafik: 45 dB L_{den} samt 40 dB L_{night}

De svenska riktvärdena för buller är komplexa och olika beroende på om de avser befintlig eller ny bebyggelse. För nybyggnation (och även vid prövning av flygplatser) kan riktvärdena sammanfattas nedan (Sveriges Riksdag 2015):

Vägtrafik och spårtrafik:

- 60 dB $L_{Aeq,24h}$ generellt och upp till 65 dB $L_{Aeq,24h}$ för en bostad om högst 35 m².
- För uteplats, om en sådan ska anordnas, gäller 50 dB $L_{Aeq,24h}$ och 70 dB L_{Amax} .
- Om ljudnivån 60/65 dB $L_{Aeq,24h}$ ändå överskrids bör
 - minst hälften av bostadsrummen i en bostad vara vända mot en sida där 55 dB $L_{Aeq,24h}$ inte överskrids vid fasaden, och
 - minst hälften av bostadsrummen vara vända mot en sida där 70 dB L_{Amax} inte överskrids mellan kl. 22.00 och 06.00 vid fasaden.
- Om ljudnivån 70 dB L_{Amax} på uteplats ändå överskrids bör den inte överskridas mer än 10 dB fem gånger per timme mellan kl. 06.00 och 22.00.

Flygtrafik:

- Buller från flygplatser bör inte överskrida 55 dB L_{Amax} vid en bostadsbyggnads fasad.
- För buller från flygplatser i Stockholms kommun gäller dock inte den begränsning som anges om maximal ljudnivå för flygtrafik i punkten ovan mellan kl. 06.00 och 22.00.
- Om ljudnivån 70 dB L_{Amax} ändå överskrids bör nivån inte överskridas mer än
 - sexton gånger mellan kl. 06.00 och 22.00, och
 - tre gånger mellan kl. 22.00 och 06.00.
- För buller från flygplatser i Stockholms kommun gäller inte begränsningen i antal överskridanden av maximal ljudnivå dagtid.

För *befintlig miljö* gäller 55 dB $L_{Aeq,24h}$ vid bostadens fasad för vägtrafik om bostaden är byggd mellan 1997 och 2015. Om bostaden byggdes före 1997 gäller istället

65 $L_{Aeq,24h}$. Motsvarande värden för spårtrafik är 60 dB $L_{Aeq,24h}$ respektive 55 dB L_{Amax} (inne nattetid).

Riktvärdena för buller *inomhus* är detsamma för alla trafikslag; 30 dB L_{Aeq} och 45 dB L_{Amax} . (Folkhälsomyndigheten 2014).

Skillnader i evidens vad gäller hälsopåverkan

Frågan är om det finns skillnader i riskökning för kritiska hälsoeffekter beroende på trafikslag som motiverar strängare riktvärden för flygbuller än för väg- och spårtrafikbuller?

WHO:s rekommenderade riktvärden har satts vid ljudnivåer där man utifrån tillgängligt vetenskapligt underlag, dvs. systematiska kunskapssammanställningar och metaanalyser, har kunnat påvisa riskökningar för ett antal olika så kallade kritiska hälsoeffekter.

De av WHO identifierade så kallade kritiska hälsoeffekterna till följd av buller från trafik är:

- Hjärt-kärlsjukdom
 - Ischemisk hjärtsjukdom (IHD), så som angina pectoris och hjärtinfarkt
 - Högt blodtryck
 - Stroke
- Sömnstörning
 - Andel mycket sömnstörda (%HSD)
 - Sannolikhet för (ytterligare) uppvaknanden/sömnstadietförändringar
 - Blodtryck och hjärtfrekvens
 - Motilitet/kroppsrorelser och
 - Sömnstörning hos barn
- Allmän störning
 - Andel mycket störda av buller
- Försämrad kognition
 - Läs- och talförståelse
 - Försämring på standardiserade test
 - Kort- och långtidsminne
 - Försämrad uppmärksamhet
 - Försämrat arbetsminne

Relevanta riskökningar som WHO tagit i beaktande vid beslut om riktvärde för respektive hälsoutfall:

- IHD (nyinsjuknande): 5 % riskökning
- Högt blodtryck (nyinsjuknande): 10 % riskökning
- Andel mycket störda: 10 % ökning
- Andel mycket sömnstörda: 3 % ökning
- Läs- och talförståelse: En månads försenad läsinläring (barn)

Hjärt-kärlsjukdom

För hjärt-kärlsjukdom finns som nämnts i den allmänna kunskapsöversikten starkast evidens för ett samband mellan vägtrafikbuller och ischemisk hjärtsjukdom (IHD), främst hjärtinfarkt (tabell 8), med ca 8 % riskökning per 10 dB L_{den} (van Kempen m. fl. 2018). Även för flygtrafik ses statistiskt säkerställda riskökningar (ca 9 % per 10 dB L_{den}) men dessa studier har lägre evidensgrad på grund av ekologisk design. Generellt finns fortfarande relativt få högkvalitativa longitudinella studier på trafikbuller och hjärt-kärlsjukdom vilket gör att det är svårt att dra några definitiva slutsatser om skillnader mellan trafikslagen. Två studier från Stockholm som tillkommit sedan WHO:s kunskapssammanställning visar generellt ingen ökad risk för hjärtinfarkt eller stroke knuten till flygbullerexponering, men indikerar ett samband för kvinnor och hjärtinfarkt (HR 1,25; 95 % KI 1,09–1,44) (Pyko m. fl. 2019), samt en ökad risk för högt blodtryck (Pyko m. fl. 2018).

Tabell 8: Sammanställning av evidens för riskökning av hjärt-kärlsjukdom relaterade till buller från väg-, spår- och flygtrafik fram till år 2015 (WHO 2018).

Kritisk hälsoeffekt	Vägtrafik	Spårtrafik	Flygtrafik
Hjärt-kärlsjukdom			
<i>IHD (hjärtinfarkt)</i>	Sju tillgängliga longitudinella studier. RR per 10 dB L_{den} : 1,08 (95 % KI 1,01–1,15). Hög evidensgrad. Signifikant riskökning för tvärsnittsstudier. RR per 10 dB L_{den} : 1,24 (95 % KI 1,08–1,42). Låg evidensgrad.	Inga tillgängliga longitudinella studier. Ingen signifikant riskökning för tvärsnittsstudier. OR per 10 dB L_{den} : 1,18 (95 % KI 0,82–1,68). Mycket låg evidensgrad.	Inga tillgängliga longitudinella studier. Signifikant riskökning för studier av ekologisk design. RR per 10 dB L_{den} : 1,09 (95 % KI 1,04–1,15). Mycket låg evidensgrad. Ingen signifikant riskökning för tvärsnittsstudier. RR per 10 dB L_{den} : 1,07 (95 % KI 0,94–1,23). Låg evidensgrad.
<i>Högt blodtryck</i>	Endast en longitudinell studie, inget samband.	Endast en longitudinell studie, inget samband.	Endast en longitudinell studie, inget samband.

	RR per 10 dB L _{den} : 0,97 (95 % KI 0,90–1,05). Låg evidensgrad.	OR per 10 dB L _{den} : 0,96 (95 % KI 0,88–1,04). Låg evidensgrad.	RR per 10 dB L _{den} : 1,00 (95 % KI 0,77–1,30). Moderat evidensgrad.
	Signifikant riskökning för tvärsnittsstudier. RR per 10 dB L _{den} : 1,05 (95 % KI 1,02–1,08). Låg evidensgrad.	Ingen signifikant riskökning för tvärsnittsstudier. OR per 10 dB L _{den} : 1,05 (95 % KI 0,88–1,26). Mycket låg evidensgrad.	Ingen signifikant riskökning för tvärsnittsstudier. OR per 10 dB L _{den} : 1,05 (95 % KI 0,95–1,17). Låg evidensgrad.
<i>Stroke</i>	Endast en longitudinell studie. RR per 10 dB L _{den} 1,14 (95 % KI 1,03–1,25). Moderat evidensgrad. Ingen signifikant riskökning för tvärsnittsstudier. RR per 10 dB L _{den} : 1,00 (95 % KI 0,91–1,10). Mycket låg evidensgrad.	Inga tillgängliga longitudinella studier. Ingen signifikant riskökning i en tvärsnittsstudie. OR per 10 dB L _{den} : 1,07 (95 % KI 0,92–1,25). Mycket låg evidensgrad.	Inga tillgängliga longitudinella studier. Ingen signifikant riskökning för studier av ekologisk design. RR per 10 dB L _{den} : 1,05 (95 % KI 0,96–1,15). Mycket låg evidensgrad. Ingen signifikant riskökning för tvärsnittsstudier. RR per 10 dB L _{den} : 1,02 (95 % KI 0,80–1,28). Mycket låg evidensgrad.

Sömnstörning och allmän störning

Vad gäller sömnpåverkan visar WHO:s kunskapssammanställning (Basner och McGuire 2018) en tydlig skillnad mellan trafikslagen för självrapporterad sömnstörning, %HSD (tabell 9). Vid ljudnivån 40 dB L_{night} är en betydligt högre andel i befolkningen mycket sömnstörda vad gäller flygbuller (11 %) än för övriga trafikslag (2 % för väg- och spårtrafik). Detta återspeglas även vid högre ljudnivåer (figur 17).

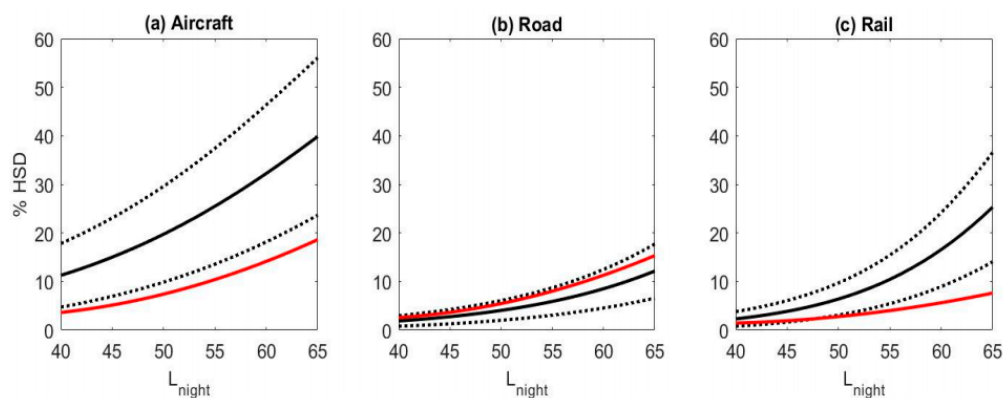
För övriga sömnparametrar ses inga tydliga skillnader mellan trafikslagen. En undersökning från 2019 som baseras på data från tre laboratoriestudier indikerar dock en skillnad mellan trafikslagen när det gäller sannolikhet för uppvaknanden (Elmenhorst m. fl. 2019). Resultaten från denna studie visar att flygbuller orsakar uppvaknanden i något lägre utsträckning än väg- och spårtrafik. Det totala vetenskapliga underlaget för skillnader i olika objektiva sömnutfall kopplat till trafikslag är dock begränsat vilket påverkar möjligheten att dra några definitiva slutsatser.

För allmän störning ses en tydlig skillnad i rapporteringen av besvär där WHO:s relevanta riskökning på 10 % nås vid en lägre ljudnivå för flygtrafik (45 dB L_{den}) än för väg- och spårtrafik (53 respektive 54 dB L_{den}) (tabell 9) (Guski m. fl. 2017).

Tabell 9: Sammanställning av evidens för riskökning av sömnpåverkan och allmän störning relaterade till buller från väg-, spår- och flygtrafik fram till år 2015 (WHO 2018).

Kritisk hälsoeffekt	Vägtrafik	Spårtrafik	Flygtrafik
Effekter på sömnen			
<i>Självrapporterad sömnstörning (%HSD)</i>	2 % allvarligt sömnstörda vid 40 dB. L_{night} . OR per 10 dB L_{night} : 2,13 (95 % KI 1,82–2,48). Moderat evidensgrad.	2 % allvarligt sömnstörda vid 40 dB. L_{night} . OR per 10 dB L_{night} : 3,06 (95 % KI 2,83–3,93). Moderat evidensgrad.	11 % allvarligt sömnstörda vid 40 dB. L_{night} . OR per 10 dB L_{night} : 1,94 (95 % KI 1,61–2,33). Moderat evidensgrad.
<i>Uppvakningar/sömnstadietförändringar</i>	OR per 10 dB $L_{AS,max}$ inomhus: 1,36 (95 % KI 1,19–1,55). Moderat evidensgrad.	OR per 10 dB $L_{AS,max}$ inomhus: 1,35 (95 % KI 1,21–1,52). Moderat evidensgrad.	OR per 10 dB $L_{AS,max}$ inomhus: 1,35 (95 % KI 1,22–1,50). Moderat evidensgrad.
<i>Blodtryck och hjärtfrekvens</i>	Få studier, samband med systoliskt och diastoliskt blodtryck. Mycket låg evidens.	Inga tillgängliga studier.	Få studier, samband med systoliskt och diastoliskt blodtryck. Mycket låg evidens.
<i>Motilitet</i>	Samband med ökad motilitet. Låg evidensgrad.	Samband med ökad motilitet. Låg evidensgrad.	Samband med ökad motilitet. Låg evidensgrad.

<i>Sömnpåverkan hos barn</i>	Samband med självrapporterad sömnstörning och ökad motilitet. Mycket låg evidensgrad.	Samband med självrapporterad sömnstörning och ökad motilitet. Mycket låg evidensgrad.	Få studier, inget samband. Mycket låg evidensgrad.
Allmän störning			
<i>Självrapporterad störning (%HA)</i>	10 % allvarligt störda vid 53,3 dB L_{den} . OR per 10 dB L_{den} : 3.03 (95 % KI 2,59–3,55). Moderat evidensgrad.	10 % allvarligt störda vid 53,7 dB L_{den} . OR per 10 dB L_{den} : 3.53 (95 % KI 2,83–4,39). Moderat evidensgrad.	10 % allvarligt störda vid 45 dB L_{den} . OR per 10 dB L_{den} : 4.78 (95 % KI 2,27–10,05). Moderat evidensgrad.



Figur 17: Andel mycket sömnstörda (%HSD) som en funktion av ljudnivån nattetid (L_{night}) för flyg-, väg- och spårtrafikbuller (Basner och McGuire 2018). Röd linje indikerar jämförelse med en tidigare metaanalys (Miedema och Vos 2007).

Kognition

För effekter på kognition finns studier tillgängliga primärt för barn (Clark och Paunovic 2018). Här ses starkast evidens för flygbuller, med samband med framför allt försenad läsinlärning, sämre resultat på standardiserade test och försämrat långtidsminne (tabell 10). Studier av väg- och spårtrafik visar generellt sett få samband, med fler högkvalitativa studier behövs i detta avseende.

Tabell 10: Sammanställning av evidens för riskökning av kognition relaterade till buller från väg-, spår- och flygtrafik fram till år 2015 (WHO 2018).

Kritisk hälsoeffekt	Vägtrafik	Spårtrafik	Flygtrafik
Kognition			
<i>Läs- och talförståelse</i>	Få studier, inget samband. Mycket låg evidensgrad.	Inga tillgängliga studier.	Samband med försämrad läs- och talförståelse. Moderat evidensgrad.
<i>Försämring på standardiserade test</i>	Få studier, samband med försämrade resultat på standardiserade test. Låg evidensgrad.	Få studier, samband med försämrade resultat på standardiserade test. Mycket låg evidensgrad.	Samband med försämrade resultat på standardiserade test. Moderat evidensgrad.
<i>Kort- och långtidsminne</i>	Inga studier på korttidsminne. Få studier, samband med effekter på långtidsminne. Mycket låg evidensgrad.	Inga studier på korttidsminne. Få studier, samband med effekter på långtidsminne. Mycket låg evidensgrad.	Inga studier på korttidsminne. Samband med effekter på långtidsminne. Moderat evidensgrad.
<i>Försämrad uppmärksamhet</i>	Få studier, inget samband. Mycket låg evidensgrad.	Få studier, inget samband. Mycket låg evidensgrad.	Inget samband. Låg evidensgrad.
<i>Försämrat arbetsminne</i>	Inget samband med arbetsminne. Låg evidensgrad.	Inga studier rapporterade.	Inget samband. Mycket låg evidensgrad.

Slutsatser om skillnader i hälsopåverkan för olika trafikslag

Sammantaget finns evidens för strängare riktvärden för flygbuller än för väg- och spårtrafikbuller. Detta baserar sig i synnerhet på de skillnader som föreligger avseende självrapporterade besvär, där andelen besvärade är betydligt högre för flygbuller än för andra trafikslag, både vad gäller allmän störning och sömnstörning. Självrapporterad sömnstörning ses som en särskilt viktig markör för hälsorelaterad påverkan av buller i befolkningen. Försämrad sömn har både direkta effekter, till exempel i form av försämrad livskvalitet, och kan leda till flera allvarliga hälsoeffekter på lång sikt, däribland hjärt-kärlsjukdom (Basner och McGuire 2018). Ett ytterligare motiv till hårdare krav vad gäller flygbuller är den inverkan man sett på barns kognitiva funktioner, med en försening i läsinlärning, sämre resultat på standardiserade test och försämrat långtidsminne. Dessa effekter ses inte i samma utsträckning för väg- och spårtrafikbuller, även om den samlade evidensen bedöms som låg eller mycket låg beroende på en avsaknad av högkvalitativa studier.

Generellt skulle det dock behövas en tydligare utredning av frågan, där man i framtida studier i högre utsträckning beaktar och analyserar skillnader beroende på trafikslag och eventuella bakomliggande mekanismer.

Källförteckning

Basner M, Isermann U, Samel A. Aircraft noise effects on sleep: Application of the results of a large polysomnographic field study. *J Acoust Soc Am.* 2006;119, 2772-2784.

Basner M och Mc Guire S. WHO Environmental Noise Guidelines for the European Region: A Systematic Review on Environmental Noise and Effects on Sleep. *Int J Environ Res Public Health.* 2018;15(3), 519.

Basner M, Witte M och McGuire S. Aircraft noise effects on sleep – Results of a pilot study near Philadelphia International Airport. *Int J Environ Res Public Health.* 2019;16(17):3178.

Baudin C, Lefèvre M, Selander J m. fl. Saliva cortisol in relation to aircraft noise exposure: pooled-analysis results from seven European countries. *Environ Health.* 2019 Nov 27;18(1):102.

Björk C, Kallstenius P, Reppen L. Så byggdes husen 1880-2000. Svensk Byggtjänst, 2013 ISBN: 9789173336185.

Boverket, 2010. God bebyggd miljö – förslag till nytt delmål för buller inomhus – resultat från projektet BETSI. ISBN pdf: 978-91-86342-57-9.

Brink M, Schäffer B, Vienneau D m. fl. Self-reported sleep disturbance from road, rail and aircraft noise: Exposure-response relationships and effect modifiers in the SiRENE study. *Int J Environ Res Public Health.* 2019;16(21):4186.

Carlsson K, Grundfelt G. Estimating the insulation of exterior walls regarding traffic noise in the city of Stockholm. *EURONOISE 2012 10–13 June, Prag.*

Clark C och Paunovic K. WHO Environmental Noise Guidelines for the European Region: A Systematic Review on Environmental Noise and Cognition. *Int J Environ Res Public Health.* 2018;15, 285.

Dimakopoulou K, Koutentakis K, Papageorgiou I m. fl. Is aircraft noise exposure associated with cardiovascular disease and hypertension? Results from a cohort study in Athens, Greece. *Occup Environ. Med* 2017;74(11):830–7.

Elmenhorst EM, Griefhan B, Rolny V m. fl. Comparing the Effects of Road, Railway, and Aircraft Noise on Sleep: Exposure-Response Relationships from Pooled Data of Three Laboratory Studies. *Int J Environ Res Public Health.* 2019;16:1073.

Eriksson C, Pyko A, Lind T m. fl. Trafikbuller i befolkningen – Exponering, utsatta grupper och besvär. Centrum för Arbets- och miljömedicin, Region Stockholm, 2020.

European Communities (EC), Position paper on dose-response relationships between transportation noise and annoyance, EU's future noise policy, WG-Dose/Effect (2002).

Guski R, Schreckenberg D, Schuemer R. WHO Environmental Noise Guidelines for the European Region: A Systematic Review on Environmental Noise and Annoyance. *Int J Environ Res Public Health*. 2017;14(12), 1539.

Göransson C, Andresen G. Fasaders ljudisolering i moderna svenska villor. Sveriges Provnings- och Forskningsinstitut SP Rapport 1995:39. ISBN-91-7848-567-3. Tillgänglig på:
<http://www.diva-portal.se/smash/get/diva2:961958/FULLTEXT01.pdf>.

Haralabidis A, Dimakopoulou K, Vigna-Taglianti F m. fl. Acute effects of night-time noise exposure on blood pressure in populations living near airports. *European Heart Journal*. 2008, 29, 658-664.

Héritier H, Vienneau D, Foraster M m. fl. Transportation noise exposure and cardiovascular mortality: a nationwide cohort study from Switzerland. *Eur J Epidemiol*. 2017;32(4):307–15.

Janssen SA och Vos H. A comparison of recent surveys to aircraft noise exposure-response relationships; TNO Report; THO-034-DTM-2009-01799, TNO, The Hague, The Netherlands, 2009.

Kwak MK, Ju YS, Kwon YJ m. fl. The effect of aircraft noise on sleep disturbance among the residents near a civilian airport: a cross-sectional study. *Ann Occup Environ Med*. 2016;28(1):31.

Miedema HME, Passchier-Vermeer W, Vos H. Elements for a position paper on night-time transportation noise and sleep disturbance. TNO Inro, Delft, 2002-59.

Miedema HME och Vos H. Associations between self-reported sleep disturbance and environmental noise based on reanalyses of pooled data from 24 studies. *Behav Sleep Med*. 2007, 5, 1-20.

Nassur AM, Lefèvre, Laumon B m. fl. Aircraft Noise Exposure and Subjective Sleep Quality: The Results of the DEBATS Study in France. *Behav Sleep Med*. 2019a;17(4):502-513.

Nassur AM, Léger D, Lefèvre M m. fl. Effects of Aircraft Noise Exposure on Heart Rate during Sleep in the Population Living Near Airports. *Int J Environ Res Public Health*. 2019b;16(2):269.

Nassur AM, Léger D, Lefèvre M m. fl. The impact of aircraft noise exposure on objective parameters of sleep quality: results of the DEBATS study in France. *Sleep Medicine*. 2019c; 54:70-77.

Nguyen TL, Yano T, Nishimura T, Sato T. Social survey on community response to aircraft noise in Ho Chi Minh city. In Proceedings of the 38th International Congress and Exposition on Noise Control Engineering, InterNoise, Ottawa, ON, Canada, 23–26 August 2009; pp. 1146–1154.

Nguyen TL, Yano T, Nguyen HQ, Hoang TL, Nishimura T, Morihara T, Hashimoto Y, Sato T. Community response to aircraft and combined noises in Hanoi. In Proceedings of the 39th International Congress and Exposition on Noise Control Engineering, InterNoise, Lisbon, Portugal, 13–16 June 2010; pp. 2740–2749.

Nguyen TL, Yano T, Nguyen HQ, Nishimura T, Fukushima H, Sato T, Morihara T, Hashimoto Y. Community response to aircraft noise in Ho Chi Minh City and Hanoi. *Appl. Acoust.* 2011, 72, 814–822.

Nguyen TL, Yano T, Nguyen HQ, Khanh Tuyen Thi N, Hiroaki F, Keiji K, Tsuyoshi N, Tetsumi S. Aircraft and road traffic noise annoyance in Da Nang City, Vietnam. In Proceedings of the 41th International Congress and Exposition on Noise Control Engineering, InterNoise, New York, NY, USA, 19–22 August 2012; pp. 2305–2314.

Nguyen LT, Nguyen TL, Yano T, Morinaga M, Yamada I, Sato T, Nishimura T. Social surveys around Noi Bai Airport before and after the opening of a new terminal building. In Proceedings of the 44th International Congress and Exposition on Noise Control Engineering, InterNoise, San Francisco, CA, USA, 9–12 August 2015.

Passchier-Vermeer W, Vos H, Steenbekkers JHM m. fl. Sleep Disturbance and Aircraft noise exposure. Exposure-effect relationships. TNO-report 2002.027. TNO Prevention and Health, Leiden, the Netherlands, 2002.

Pyko A, Eriksson C, Lind T m. fl. Long-Term Exposure to Transportation Noise in Relation to Development of Obesity—a Cohort Study. *Environ Health Perspect.* 2017 Nov 20;125(11):

Pyko A, Lind T, Mitkovskaya N m. fl. Transportation noise and incidence of hypertension. *Int J Hyg Environ Health.* 2018 Sep;221(8):1133-1141.

Pyko A, Andersson N, Eriksson C m. fl. Long-term transportation noise exposure and incidence of ischaemic heart disease and stroke: a cohort study. *Occup Environ Med.* 2019 Apr;76(4):201-207.

SAU Nordic database för programvarorna BASTIAN och SONarchitect.
www.bastian.nu.

Schreckenber D, Heudorf U, Eikmann T, Meis M. Aircraft noise and health of residents living in the vicinity of Frankfurt airport. In *Proceedings of the Euronoise, Edinburgh, UK, 26–28 October 2009.*

Selander J, Bluhm G, Theorell T m. fl. Saliva cortisol and exposure to aircraft noise in six European countries. *Environ Health Perspect.* 2009 Nov;117(11):1713-7.

Simmons C. Ljudisolering i bostadshus byggda 1880-2000 : Praktiska erfarenheter och indata för beräkningar. Göteborg: Sveriges byggindustrier 2004. FoU-Väst 1402-7410 ; 2004-05

Smith M, Rocha S, Witte M och Basner M. On the feasibility of measuring physiologic and self-reported sleep disturbance by aircraft noise on a national scale: A pilot study around Atlanta airport. *Sci Total Environ.* 2020;718:137368.

Stockholms Universitet. En introduktion till sömn. Stressforskningsinstitutets temablad. Nedladdat från <https://www.stressforskning.su.se/om-oss/allm%C3%A4nt-om-stress-s%C3%B6mn/temablad-om-s%C3%B6mn-stress> 2019-12-02. Senast uppdaterat år 2015.

Sveriges Riksdag. Förordning om trafikbuller vid bostadsbyggnader, SFS 2015:216 (ändrad t.o.m. SFS 2017:359).

Van Kempen E, Casas M, Pershagen P, Foraster M. WHO Environmental Noise Guidelines for the European Region: A Systematic Review on Environmental Noise and Cardiovascular and Metabolic Effects: A Summary. *Int J Environ Res Public Health.* 2018;15(2), 379.

World Health Organization (WHO). Night Noise Guidelines for Europe. WHO Regional Office for Europe, 2009.

World Health Organization (WHO). Environmental Noise Guidelines for the European Region, WHO, 2018.

BILAGA 1

Relationer mellan ljudnivåmått L_{Amax} och L_{night} vid bullerexponering från flygtrafik vid svenska flygplatser

Författare: Ulf Tengzelius
Aurskall Akustik

Sammanfattning

I denna rapport redovisas frågeställningar och resultat från en översyn av möjligheterna att estimeras L_{Amax} , för godtyckligt givet antal flygplanspassager, utifrån kännedom om L_{night} , samt det omvända förhållandet: L_{night} från givna L_{Amax} passager. I samband med detta tittar vi också kort på möjligheter att studera och effektivt redovisa *sömnstörningseffekter*, givet nivåer nattetid kring svenska flygplatser samt samband mellan L_{night} och sömnstörning funna i litteraturen på området.

En genomgång av data över flygtrafiksammansättning på Arlanda (2018), och dess bullerdata, samt testsimuleringar med beräkning av bullerkonturer från inflygningar indikerar att man med hjälp av dessa, samt skattningar av antal inflygningar, antagande om höjdprofiler och förekommande flygplanstyper skulle kunna gå vägen över L_{Amax} för att estimeras t.ex. L_{night} . Något försök till skattning av osäkerheter i denna typ av estimeringar har dock inte rymts inom studien.

Även med tillgång till en sådan osäkerhetsskattning, d.v.s. i $L_{night} = f(L_{Amax}) \pm$ "osäkerhet", är det inte givet att etableringen den här typen av funktionssamband skulle vara meningsfullt. Anledningen till detta är att den extra datainsamling, av kompletterande variabler, såsom: antal passager m.m. som skulle krävas som inputvariabler skulle bli så pass omfattande att man likaväl skulle kunna gå den gängse vägen: $L_{night} = funktion(L_{Aeq,night})$, där $L_{Aeq,night} = funktion(L_{AE,night})$.

Innehåll

BAKGRUND	4
FLYGTRAFIK OCH FLYGPLANSTYPER PÅ ARLANDA	10
FLYGBULLERDATA FÖR FLYGPLAN I TRAFIK PÅ ARLANDA	12
EXEMPEL PÅ BERÄKNADE BULLERKONTURER	15
EXEMPEL DÄR %HDS FRÅN LNIGHT RELATERAS TILL LAMAX	17
BERÄKNING I SAFT AV DOS-RESPONSSAMBAND REDOVISADE SOM KONTURLINJER	21
SLUTSATSER OCH MÖJLIG FORTSATT UTVÄRDERING	23
UNDERBILAGA 1 EXEMPEL PÅ RESULTAT PÅ LJUDNIVÅKONTURER FRÅN BERÄKNINGAR MED SAFT	25
UNDERBILAGA 2 NATTLIGA LANDNINGAR PÅ ARLANDA	31
UNDERBILAGA 3 EXEMPEL: L_{NIGHT} FRÅN 3ST PASSAGER MED $L_{AMAX} = 70DBA$	32
UNDERBILAGA 4. DEFINITIONER L_{AE} OCH L_{AEQ}	34

Bakgrund

Institutet för miljömedicin, Karolinska Institutet, har fått i uppdrag av Naturvårdsverket att genomföra ett projekt som syftar till att sammanfatta forskningsläget rörande flygbullers inverkan på sömnen i en svensk kontext vilket genomförs i projektet: ”Sömnstörningar från flygbuller i en svensk kontext”.

I föreliggande studie, ”Relationer mellan ljudnivåmått L_{Amax} och L_{night} vid bullerexponering från anländande flygtrafik vid svenska flygplatser”, försöker vi utvärdera möjligheterna för att ta fram en metod för omräkning från kända L_{Amax} -värden till L_{night} -värden, och vice versa, för ankommande flygtrafik. Detta som ett stöd till huvudprojektet ”Sömnstörningar från flygbuller i en svensk kontext”.

Om huvudprojektet: ”Sömnstörningar från flygbuller i en svensk kontext”

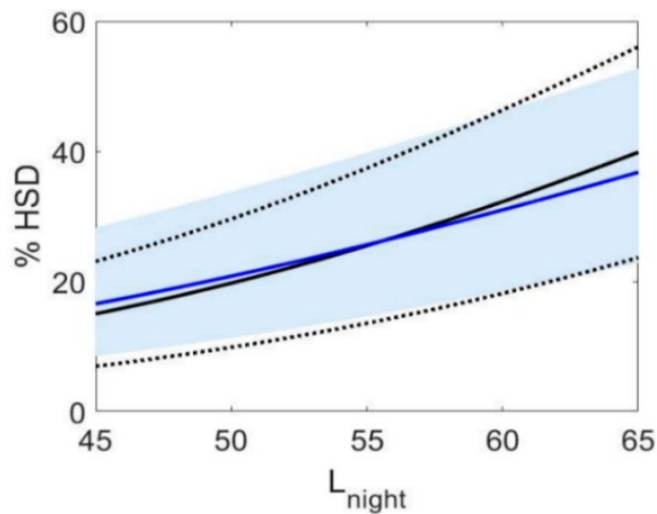
Forskningsresultaten i huvudprojektet ska analyseras utifrån svenska förhållanden, i synnerhet med avseende på byggnadsstandard/bostäders ljudkvalitet, urbaniseringsgrad och flygplatsstorlek. Kort sagt: Gäller nuvarande forskningsresultat i Sverige?

Hälsoeffekter som avses är

- Omedelbara effekter
 - ökning i hjärnans aktivitet, t.ex. sömnstadietförändringar och uppvaknanden
 - autonoma reaktioner, t.ex. ökningar i stresshormon, puls och blodtryck
 - självrapporterad sömnstörning

- Långtidseffekter
 - Hjärt- och kärlpåverkan, t.ex. högt blodtryck, hjärtinfarkt, stroke
 - Metabol påverkan, t.ex. övervikt, bukomfång, diabetes,

Exponering-responssamband: Ljudnivån utanför/i bostaden kopplas till förekomst av besvär. Används som underlag i hälsoriskbedömningar, prioriteringar av åtgärder etc. T.ex. så tog WHO fram exponering-responssamband för andel allvarligt sömnstörda i befolkningen som en funktion av ljudnivån från flygtrafik utomhus nattetid.



Figur 1. Andelen mycket sömnstörda (%HSD) för ett sammanslaget estimat baserat på frågor om uppvaknanden, svårigheter att somna och allmän sömnstörning på grund av flygbuller (streckad linje indikerar 95 % konfidensintervall). Blå linje: Janssen och Vos 2009 (Källa: Basner och McGuire 2018).

L_{night} i ovanstående studier (Figur 1) utgör det sammantagna resultatet från flera olika underliggande studier. Dessa underliggande studier utgår i vissa fall från ljudmätningar (ute eller inne, i lab- eller hemmiljö) och i andra från beräkningar av bullerkonturer. I de fall det anges att bullerkonturberäkningar använts för att skapa indata i sömnstörningsstudierna så kan vi anta att de är baserade på s.k. NPD¹-data, detta p.g.a. det faktum att något egentligt alternativ ännu inte existerar. I vilken omfattning de olika typerna av bullerdosdata använts är inte utrett i föreliggande studie, men sannolikt av vikt för resultatet. I samtliga dessa grupper av studier har vi med olika typer av osäkerheter att göra.

Här bör också noteras att bakom varje dos-respons samband av typen %HSD (“dos”), som i Figur 1, döljer sig naturligtvis en betydligt mer komplex verklighet, vars nyanser och möjliga variationer reduceras till ett enda värde. D.v.s. till starkt approximerade endimensionella beroenden av typen ” $y=f(x)$ ”.

Alternativa mer kompletta modeller och antaganden kommenteras i *Basner och McGuire 2018* bl.a. med:

“There is general agreement that the number and acoustical properties of single noise events better reflect the actual degree of nocturnal sleep disturbance in a single night.

¹ Noise-Power-Distance är en flygplanstypspecifik uppsättning data som beskriver ljudnivå på ett antal olika avstånd för en uppsättning motorpådrag (“thrust setting”). I fallet approach/landning gäller data för max klaff-utslag för en fiktiv konstant hastighet på 160 knop. Ljudnivådata ges bl.a. som L_{AE} (=SEL) och L_{Amax} . Uppgifterna är inte resultatet av direkta mätningar utan är resultatet av en bearbetning av ljudmätdata som inhämtas under certifieringsmätningar. Det kan noteras att information om den samlade ljudkällans direktivitet och mer exakt spektral information saknas. Viss grov information över ljudspektrum fås genom en indelning av olika flygplanstyper i en uppsättning spektrum-klasser. Se <https://www.aircraftnoisemodel.org/data/aircraft>

It is thus questionable whether L_{night} can be used as the only indicator for predicting the effects of noise on sleep and the consequences of noise-induced sleep disturbance, or whether supplemental noise indicators are needed”

Som framgår nedan är NPD-data också den typ av grunddata vi också förlitar oss på i denna studie.

Om ljudnivåmått för flygbuller

I internationella forskningsstudier används ofta EU-måtten L_{den} , eller dess grundkomponenter L_{day} , $L_{evening}$ och L_{night} , för att kvantifiera bullerexponering från flygtrafik. I Sverige däremot är det vanligare att använda L_{Amax} , vilket i många fall gör det svårt att översätta resultat från t.ex. andra europeiska studier till en svensk kontext. För alla ljudnivåer som nämns här avses A-vägda ljudnivåer, dvs även om index ”A” inte skrivs ut explicit gäller det A-vägda värden.

Medan L_{Amax} är en lättbegriplig kvantitet, nämligen helt enkelt maxnivån för en eller flera bullerhändelser (under en föreskriven tid) så kräver L_{den} och dess ingående delar en lite utförligare beskrivning:

Ljudnivåmåtten L_{day} , $L_{evening}$ och L_{night} är alla en form av ”ekvivalent kontinuerlig ljudnivå”, benämnd L_{eq} , över en viss fastställd tid som också tilldelas ett överenskommet tillägg (”penalty”) vid beräkning av L_{den} beroende på när bullerhändelsen sker. Här gäller för alla ingående ljudnivåmått L_{eq} , L_{day} , $L_{evening}$ och L_{night} att de är A-vägda.

Nämnda tider och tillägg/”penalties” vid beräkning av L_{den} är:

L_{day}	12 tim	kl.07:00 - 19:00	0 dB
$L_{evening}$	4 tim	kl.19:00 - 23:00	5 dB
L_{night}	8 tim	kl. 23:00-07:00	10 dB ²

Där tidsspännan också utgör integrationstiden för respektive L_{eq} värde.

Med L_{eq} ”ekvivalent kontinuerlig ljudnivå” avses i en något mer exakt mening en medelvärdes-ljudnivå baserad på ljudtryck² (”ljudtrycket i kvadrat”) över en viss tid, T, där medelvärdesnivån har samma totala energinivå (ljudtryck²-nivå) som det ursprungliga fluktuerande ljudet över tiden T, där t.ex. T kan vara 12 timmar, mellan 07:00-19:00 som i L_{day} beräkningar.

² **Naturvårdsverkets not:** I Sverige används tidsperioderna dag 06-18, kväll 18-22 och natt 22-06 för beräkning av både L_{den} och FBN. Det är alltså samma antal timmar i varje tidsperiod som i författarens sammanställning men de är förskjutna en timme. Detta bedöms inte ha någon påverkan på utredningens resultat och slutsatser.

För att beräkna dygnsmedelvärdet L_{den} utifrån ingående komponenter L_{day} , $L_{evening}$ och L_{night} används följande uttryck:

https://en.wikipedia.org/wiki/Day%E2%80%93evening%E2%80%93night_noise_level):

$$L_{den} = 10 \log_{10} \left(\frac{1}{24} \left(12 \cdot 10^{\frac{L_{day}}{10}} + 4 \cdot 10^{\frac{L_{evening}+5}{10}} + 8 \cdot 10^{\frac{L_{night}+10}{10}} \right) \right) \quad (1)$$

Mer om dessa ljudnivåmått finns att läsa om via länken: <http://www.acoustic-glossary.co.uk/>

NOT: I Sverige används ofta FBN³ istället för L_{den} på årsbasis som ett mått på ljudexponering från flygtrafik.

Vid mätning och beräkning av enstaka bullerhändelser (flygplanspassager) brukar man ange både ett L_{Amax} -värde och ett s.k. ”ekvivalent nivå” eller L_{AE} -värde. Detta L_{AE} -värde kallas på engelska ”Sound Exposure Level” (SEL) och utgörs av en ren summering av energin (ljudtryck², ”upphöjt till 2”) med antagandet att hela bullerhändelsen har skett under 1 sekund. Alltså till skillnad från L_{eq} där man normerar med det tidsspänn under vilket bullerhändelserna ska studeras för att få en energimässig ”medelljudnivå”. $SEL = L_{AE} = L_{Aeq} + 10 \log_{10}(T)$, där T = exponeringstid i sekunder. Se definitioner för L_{AE} och L_{Aeq} i underbilaga 4.

Finessen med L_{AE} -värden i detta sammanhang är att de kan summeras för alla kända bullerhändelser under t.ex. en ”night”, dvs 8 timmar 23:00-07:00, så att vi kan erhålla ett mått på L_{night} med säg N överflygningar enligt:

$$L_{night} = L_{Aeq,23:00-07:00} = 10 \log_{10} \sum_{j=1}^N 10^{\frac{L_{AE,j}}{10}} - 10 \log_{10} \left(\frac{T_{night}}{T_0} \right) \quad (2 a)$$

där:

$T_{night} = 8$ tim, $T_0 = 1$ sek, N = antal bullerhändelser/passager i aktuellt tidsintervall

dvs: $10 \log_{10} \left(\frac{T_{night}}{T_0} \right) = 10 \log_{10}(8 \cdot 3600/1) = 44.594$ dB
(3600 = antal sekunder/timme)

³ FBN = Flyg-Buller-Nivå, en svensk motsvarighet till L_{den} men med tidsintervallen något förskjutna gentemot L_{den} på så vis att dag = 06:00 - 18:00, kväll = 18:00 - 22:00, natt 22:00 - 06:00 samt att kvälls-tillägget är en faktor 3 (bullerhändelser), dvs 4.77 dB istället för 5 dB (3.16 bullerhändelser)

Varvid vi får för L_{night} , och motsvarande för L_{day} och $L_{evening}$:

$$L_{night} = 10 \log_{10} \left(\sum_{j=1}^{N_{night}} 10^{\frac{L_{AE,j}}{10}} \right) - 44.6 \text{ dB} \quad (2 \text{ b})$$

$$L_{day} = 10 \log_{10} \left(\sum_{j=1}^{N_{day}} 10^{\frac{L_{AE,j}}{10}} \right) - 46.4 \text{ dB} \quad (3)$$

$$L_{evening} = 10 \log_{10} \left(\sum_{j=1}^{N_{evening}} 10^{\frac{L_{AE,j}}{10}} \right) - 41.6 \text{ dB} \quad (4)$$

Generella osäkerheter i omräkningar mellan L_{Amax} till L_{night}

Omräkningar mellan L_{Amax} till L_{night} har många osäkerhetsfaktorer. Till att börja med är ljudnivåmått/indikatorer som dessa framtagna i syfte att representera olika aspekter av ljudmiljön och därmed inte direkt jämförbara utan snarare etablerade för att tillsammans kunna ge mer heltäckande information av bullerhändelser. Däremot kan man med kännedom om den fysikaliska karaktären inom gruppen av ljudkällor som ska studeras finna relationer (korrelationer med viss statistisk spridning) mellan mått som t.ex. L_{den} , L_{night} och FBN gentemot L_{Amax} för just denna specifika uppsättning ljudkällor. För att kunna etablera meningsfulla relationer/funktionssamband av den här typen måste man i möjligaste mån sträva efter att identifiera de variabler som har störst inverkan på relationen mellan säg L_{Amax} och L_{night} . I vårt fall ligger det nära till hands att anta att samband mellan L_{Amax} och L_{den} åtminstone är beroende av avstånd mellan mottagare och flygplan, flygplanstyp och antalet överflygningar samt dess fördelning över dygnet.

En ytterligare förutsättning för att t.ex. ett förhållande som $L_{AE} = L_{AE}(L_{Amax})$ möjligen ska kunna betraktas som ”enkelt” är att vi har att göra med bredbandigt ljud. I de fall tonalt ljud dominerar eller utgör en signifikant del av den totala ljudenergin, som t.ex. för turbo-prop flygplan, kan vi inte förvänta oss det enkla linjära, näst intill konstanta, förhållandet som redovisas för turbo-fans, se Tabell 3 nedan.

Ansatser i denna studie är att utgå bl.a. från NPD-data i sökandet efter en relation mellan L_{Amax} och L_{night} . Här kan å ena sidan anföras att NPD-data å ena sidan har starka begränsningar (se fotnot i avsnitt 4 sid 12) men å andra att det är den enda tillgängliga mer eller mindre kompletta bullerdatan för ”alla världens flygplanstyper”. Här kan återigen nämnas att denna NPD-data, i brist på andra alternativ, sannolikt används i flertalet studier där %HSD eller liknande storheter uppskattas som en funktion av bl.a. beräknade L_{night} från flygtrafik (i motsats till i studier som baseras på uppmätta eller inspelade ljud).

Om mål, tillvägagångssätt och risk i aktuell studie

Detta delprojekt syftar alltså till att se över möjligheterna att kunna approximera olika L_{night} -nivåer utifrån givna L_{Amax} -nivåer. Som tidigare nämnts kräver ett estimat av den här typen en rad antaganden, t.ex. om trafikens sammansättning i olika flygplanstyper, antal passager och avstånd till bebyggelse/beräkningspunkter och även passerande flygplans hastighet - åtminstone i de fall man kräver större noggrannhet än vad NPD-data erbjuder (NPD approximering: konstant hastighet 160 knop).

I studien börjar vi med att titta på ljuddata från olika flygplanstyper som kan representera den trafikerande flygplansflottan över tid för bullerutbredningsområden med ljudnivåer åtminstone ner till 40 dBA vid inflygningar. En förenklande omständighet för att kunna approximera L_{night} -nivåer utifrån givna L_{Amax} är att det existerar ett någorlunda homogent mönster mellan L_{Amax} och L_{AE} för den dominerande delen av flygtrafiken samt ett krav att vi kan skatta antalet överflygningar. Vi siktar här i första hand på Arlanda, d.v.s. en internationell flygplats, och i de fall man vill studera en mindre flygplats får man göra en alternativ selektion av flygplanstyper - möjligen mer komplicerad med anledning av större andel turbo-prop flygplan, å andra sidan kanske kompenserat av färre förekommande antal flygplanstyper (?).

Vi utgår nedan från kända data över flygtrafiken (Arlanda 2018) samt öppna data över flygbuller för olika flygplanstyper, alltså från nämnda NPD-data i ANP-databasen⁴ (Eurocontrol) Vidare stöttas studien med beräkningar utförda med beräkningar av standard-typ, dvs ECAC Doc.29⁵-baserade, samt simuleringar med beräkningsprogrammet SAFT⁶

Risk: Som nämnts ovan kan vi anta att samband mellan L_{Amax} och L_{night} åtminstone är beroende av:

- avstånd mellan mottagare och flygplan
- flygplanstyp
- antalet överflygningar samt dess fördelning över dygnet

Med detta uppskattade minimum av information, nödvändig för att kunna genomföra estimeringar mellan de båda måtten L_{Amax} och L_{night} , inser man att en relativt omfattande inledande datainsamling över flygtrafik och relaterat buller sannolikt skulle krävas. Möjligen skulle kraven på sådana förenklade ” $L_{night}(L_{Amax})$ ”-estimeringsmetoder kunna visa sig vara lika höga som på ”kompleta $L_{AE} + L_{Amax} + L_{night}$ estimeringar”, med följderna att estimeringsmetoder av den sökta typen riskerar att bli för komplexa och därmed överflödiga.

⁴ <https://www.aircraftnoisemodel.org/home>

⁵ <https://www.ecac-ceac.org/ecac-docs>

⁶ <https://www.kth.se/csa/projekt/avslutade-projekt/saft-1.991973> ,
<https://www.kth.se/csa/publikationer>

Flygtrafik och flygplanstyper på Arlanda

Flygtrafiken på Arlanda 2018 hade en sammansättning av olika flygplanstyper enligt tabell 1 nedan, data anger hälften av antalet flygrörelser, dvs antal landningar eller antal avgångar [Swedavia]:

Tabell 1. Antal landningar på Arlanda under 2018 för olika flygplanstyper⁷

Type of aircraft	Number
BOEING 737-800	33 335
AIRBUS A-320neo	11 444
BOEING 737-700	10 798
BOMBARDIER Regional Jet CRJ-900	10 012
AIRBUS A-320	9 626
ATR ATR-72-600	6 294
BOEING 737-600	5 963
AIRBUS A-321	4 761
AIRBUS A-319	4 321
SAAB 340	2 512
AIRBUS A-330-300	2 228
BOMBARDIER Dash 8 Q400	1 800
EMBRAER E190-E2	1 679
FOKKER F50	1 643
BOEING 787-8 Dreamliner	1 447
BOEING 757-200	1 255
BRITISH AEROSPACE Jetstream 32	1 170
BOEING 767-300ER	1 027
Totalt:	111 315

I Tabell 1 ser vi fördelningen av olika flygplanstyper/modeller i den totala trafiken på Arlanda under 2018. I tabellen redovisas ”medium size” turbo-fans i gult (BOEING 737-varianter) respektive rött (Airbus 320-serien). Grön och blå t.ex.t representerar större-/långdistansflygplan från Airbus respektive BOEING. Resten, givna i svart t.ex.t representerar regional flyg d.v.s. storleksmässigt mindre turbo-fan flygplan samt i mer begränsad omfattning turbo-prop. Om vi nu grupperar om data till typer enligt ovan får vi en sammansättning av flygtrafiken enligt Tabell 2 nedan:

⁷ Data från Transportstyrelsen, flik 2STOCKHOLM-ARLANDA* under <https://www.transportstyrelsen.se/sv/luftfart/Statistik/Flygplatsstatistik/> anger av okänd anledning högre siffror, 121 854 landningar under 2018

Tabell 2. Antal starter och landningar på Arlanda 2018 grupperat i flygplanskategorier

Type of aircraft	Number	Part
BOEING 737	50 096	
AIRBUS 320-series	30 152	
Sum Medium size turbo-fans:	80 248	72%
BOMBARDIER Regional Jet CRJ-900	10 012	
ATR ATR-72-600	6 294	
SAAB 340	2 512	
BOMBARDIER Dash 8 Q400	1 800	
EMBRAER E190-E2	1 679	
BRITISH AEROSPACE Jetstream 32	1 170	
FOKKER F50	1 643	
Sum Regional:	25 110	23%
AIRBUS A-330-300	2 228	
BOEING 787-8 Dreamliner	1 447	
BOEING 757-200	1 255	
BOEING 767-300ER	1 027	
Sum Long distance	5 957	5%

Vi ser här att Boeing 737- och Airbus 320-serierna är helt dominerande på Arlanda vad gäller antalet starter och landningar, 72% medan ”Regional”-gruppen svarar för 23% och större flygplan, ”Long distance” endast för ca 5% av trafiken.

Flygbullerdata för flygplan i trafik på Arlanda

Flygbullerdata är av bland annat konkurrensskäl mycket känslig information för flygplans- och flygmotortillverkare. Denna situation har lett fram till att den enda öppna, relativt heltäckande och lätt tillgängliga uppsättningen ljuddata, representerande specifika flygplanstyper, som finns att tillgå är den så kallade ANP-databasen med nämnda NPD-data (samt i viss mån den relaterade flygcertifieringsdatabasen⁸ som utgår från samma uppsättning ljudmätningar). I detta sammanhang, när vi söker relationer mellan L_{Amax} och ekvivalentnivåer, utgör NPD-data en bra källa. Här finns nämligen tabulerat såväl L_{Amax} samt L_{AE} (SEL, Sound-Exposure-Level), där L_{AE} ju kan användas för att uppskatta t.ex. L_{night} - givet kännedom om flygtrafikens frekvens (antal passager) och något om flygflottans sammansättning.

Den startpunkt vi utgår ifrån i syfte att identifiera en relation mellan L_{Amax} och L_{AE} är att titta på NPD-data för de flygplanstyper som representerar flygtrafiken på Arlanda. En intressant fråga här är hur relationen mellan L_{Amax} och L_{AE} ser ut i NPD-data för de olika flygplanstyperna och kategorierna ovan. Vi väljer i ett första ”stickprov” av jämförbara NPD-data som redovisas i Tabell 3 nedan. Vi har här valt ett specifikt ljudutbredningsavstånd, 192 m (=630 fot), vilket svarar mot ett avstånd till landningsbanans tröskel på ca 3,7 km, antaget en glidbana på 3° och vertikal ljudutbredning. Vidare väljer vi ur NPD-data ett ”lågt” och ett ”hög” värde på motorpådrag⁹, 3 klbf respektive 6 klbf (klbf = ”kilo pounds force”, 1lbf = 4.45N).

⁸<https://www.easa.europa.eu/domains/environment/easa-certification-noise-levels#group-easa-downloads>

⁹ Motorpådrag svarar i NPD-data och ECAC Doc.29 mot: s.k. CNT = Corrected Net Thrust i lbf (1pound force = 4.45 N)

Tabell 3. Flygplanstyper (Arlanda 2018) och beräknad skillnad mellan L_{Amax} och L_{AE}

Type of aircraft	Number of flights	Thrust ("high/low")	L_{Amax} (dB) at alt. 192 m (3.7 km from RW)	L_{AE} (dB) at alt. 192 m (3.7 km from RW)	$\Delta L_{Amax,AE} = L_{Amax} - L_{AE}$ (dB) at alt. 192 m (3.7 km from RW)
BOEING 737-800	33 335	3klbf/6klbf	81.1/82.7	88.2/89.9	-7.1/-7.2
AIRBUS A-320neo	11 444	3klbf/6klbf	76.8/77.9	84.6/85.2	-7.8/-7.3
		(saknas i ANP/NPD-data, ersätts här med A-320 -0.9dB)			
BOEING 737-700	10 798	3klbf/6klbf	81.1/82.7	88.2/89.9	-7.1/-7.2
BOMBARDIER CRJ-900	10 012	2.5klbf/7.25 klbf	78.6/80.2	86.4/88.1	-7.8/-7.9
AIRBUS A320 [NPD: A320-211, CFM]	9 626	3klbf/6klbf	79.8/80.9	87.6/88.2	-7.8/-7.3
ATR ATR-72-600 Turbo-prop	6 294	(saknas i ANP/NPD-data)			
BOEING 737-600	5 963	(saknas i ANP/NPD-data, ersätts här med 737-700)			
AIRBUS A-321 [NPD: A320-232, V2530]	4 761	3klbf/6klbf	80.0/81.2	87.2/88.1	-7.2/-6.9
AIRBUS A-319 NPD: A319-131, V2522A]	4 321	3klbf/6klbf	78.7/80.0	86.5/87.9	-7.8/-7.9
SAAB 340 Turbo-prop	2 512	30%/75%	76.1/77.4	80.5/82.5	-4.4/-5.1
AIRBUS A-330-300 [NPD: A330-201]	2 228	6klbf/12klbf	82.0/84.3	90.3/91.5	-8.3/-7.2
BOMB. Dash 8 Q400 Turbo-prop [NPD: DHC8]	1 800	35%/40%	80.3/83.7	81.1/84.8	-5.6/-5.6
EMBRAER E190-E2	1 679	3klbf/5klbf	79.1/80.7	86.1/87.4	-7.0/-6.7
FOKKER F50	1 643	(saknas i ANP/NPD-data)			
BOEING 787-8 Dreamliner	1 447	5.25klbf/15 klbf	80.3/81.5	87.4/89.2	-7.1/-7.7
BOEING 757-200	1 255	6klbf/9klbf	80.1/80.8	87.8/88.5	-7.7/-7.7
BA Jetstream 32 Turbo-prop	1 170	(saknas kan ersättas med Dorn.D228)			
BOEING 767-300ER	1 027	7klbs/12klbs	85.2/86.3	90.8/91.9	-5.6/-5.6
(NPD:BOEING 737Max)	(0)?	3klbf/6klbf	79.6/80.6	86.7/87.8	-7.1/-7.2
(NPD: A320-232, V2527A)	-	3klbf/6klbf	78.4/79.5	86.2/87.4	-7.8/-7.9

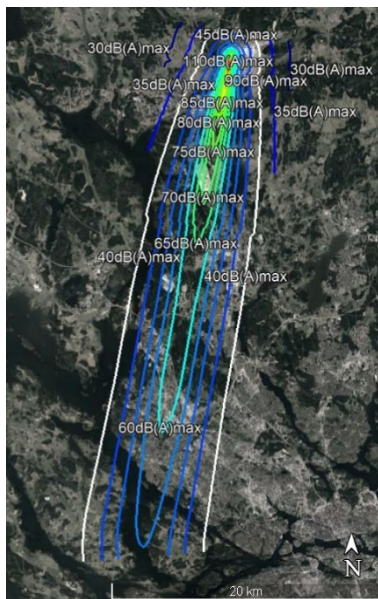
Här kan det åter noteras att en av svagheter med NPD-data är att sambandet "ljudnivå" = f ("Thrust") vid approach är en stark förenkling, speciellt för modernare

flygplan där "airframe noise" oftast dominerar över "engine noise" under stora delar av inflygningen eftersom både motorpådrag och "klaffsättning/konfiguration" kan hållas "låga". Å andra sidan, om vi finner att: $\Delta L_{Amax,AE} = L_{Amax} - L_{AE}$ förhåller sig förhållandevis konstant över olika flygplanstyper baserat på NPD-data kan vi sannolikt anta att motsvarande $\Delta L_{Amax,AE}$ bör gälla även för andra konfigurationsfall och motorpådrag för givna avstånd flygplan-lyssnare. Vidare ser vi att för turbo-fans, vilka helt dominerar Arlanda-trafiken, varierar $\Delta L_{Amax,AE}$ anmärkningsvärt lite kring ett värde på ca -7.5 dB givet avståndet källa-mottagare = 192 m. Motsvarande, relativt konstanta $\Delta L_{Amax,AE}$, gäller även för andra större avstånd men då med andra nivåskillnader, t.ex. för $\Delta L_{Amax,AE}(1.92km) \approx -16$ dB, med mycket liten variation mellan olika turbo-fan flygplan. De enda turbo-fan typerna som avviker från detta mönster är de något större/äldre A330 och Boeing 767.

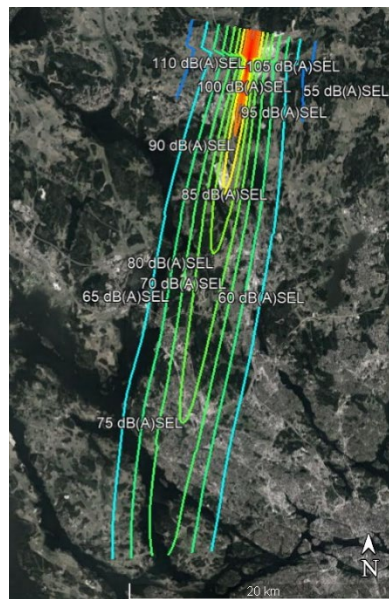
Exempel på beräknade bullerkonturer

Här nedan redovisas några resultat på ljudnivåkonturer från inflygningar till bana 01L, beräknade med SAFT-programmet, med bäring på vår fråga om möjligheterna till beräkning av L_{night} utgående från L_{Amax} . Syftet är att ge en bild av:

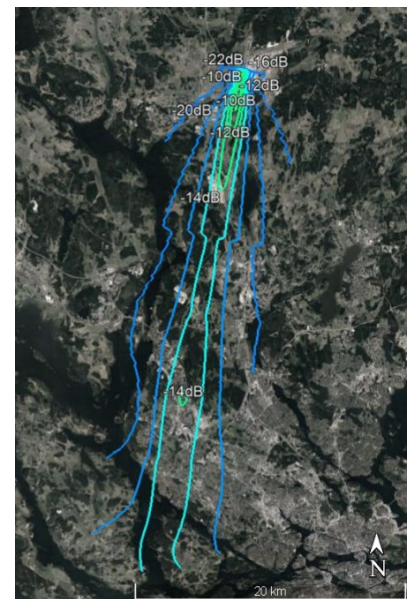
- $\Delta L_{Amax,AE}$ -variation över utbredningsområde ($L_{Amax} > 40\text{dB}$, 40dB redovisas i vitt i figur 2)
- Ljudnivåer (ankommande) för en flygplanstyp, A321-232, som kan anses representativ¹⁰ för huvuddelen av trafiken på Arlanda
- $\Delta L_{Amax-LAE}$, alltså den variabel vi önskar kunna beskriva på ett "enkelt" sätt för att med hjälp av L_{Amax} och antal överflygningar kunna skatta L_{night} ¹¹ varierar kraftigt "nära" landningsbanan men tycks uppvisa ett någorlunda stabilt värde, ca $15\text{dB} \pm 4\text{dB}$ säg 5km från landningsbanan och utåt.



2. L_{Amax} SAFT ECAC Doc29
5dB steg mellan konturlinjer



3. L_{AE} SAFT ECAC Doc29
5dB steg mellan konturlinjer



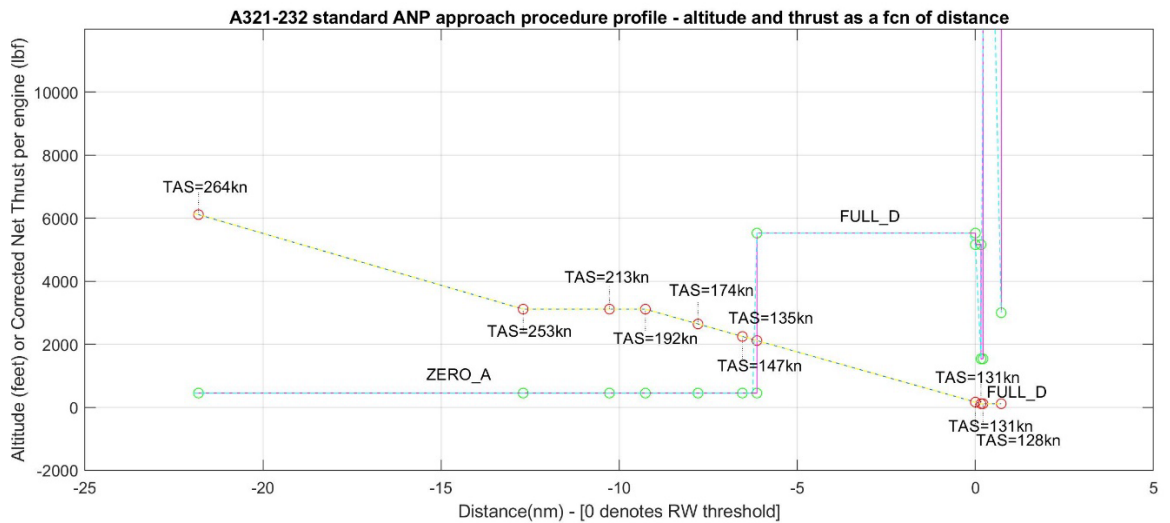
4. $\Delta L_{Amax-LAE} = L_{Amax}$ (fig.1) - L_{AE} (fig.2)
2dB steg mellan konturlinjer

I samtliga beräkningar med SAFT har en standardprofil för A321-232 använts

¹⁰ Med representativ avses här en flygplanstyp vars ljudnivåer ligger nära eller "något över medel" för den dominerande delen av trafiken. Spridningen i ljudnivå, L_{Amax} , är som det visas i Tabell 3 kolumn 4 relativt liten för turbo-fan flygplanen, bortsett från undantaget den äldre modellen BOEING 767-300ER med 85.2 dB ligger värdena mellan 78.4 - 81.1 för "Medium size turbo-fans" och upp till 82.0 dB om vi tar med "long distance A330". För den senaste generationen flygplan som A320neo och 737Max kan man räkna med ytterligare ca 3 dB lägre nivåer.

¹¹ Samt i ett nästa steg dos-respons samband av typen %HSD(L_{night}), där L_{night} = funktion(L_{AE}) och L_{AE} = funktion(L_{Amax} , N_{night}), N_{night} = antal nattliga överflygningar.

Denna redovisas i Figur 5 nedan:



Figur 5. Standardprofil A321-232 som använts genomgående i föreliggande studie

Här kan noteras att i standard ANP-data approximeras inflygningen med det något orealistiska antagandet att inflygning sker med konfiguration "0", dvs utan klaffutslag fram till ca 6 NM före landningsbanan då "fullt" klaffutslag sätts. Fullt klaffutslag nyttjas sällan i verkliga fall men antas i detta vårt sammanhang vara en tillräckligt bra skattning, speciellt som vi främst är ute efter ljudnivåer på större avstånd från landningsbanan och i första hand relativa värden, L_{Amax} gentemot L_{AE} . Det ska här noteras att klaffutslag/konfigurations-information inte utnyttjas i den typ av schabloniserade ECAC Doc.29 + ANP/NPD baserade beräkningar som använts här. Endast en flygrelaterad indatavariabel, motorpådrag ("thrust setting"), utnyttjas, tillsammans med avståndet, för att fastställa ljudnivåer på marken.

En utförligare beskriven och mer omfattande uppsättning av konturberäkningar redovisas i underbilaga 1 där bl.a. inverkan av något olika beräkningsmetoder/antaganden på $\Delta L_{Amax,AE}$ exemplifieras.

Vårt val av inkommande trafik (landningar) framför avgående (starter) i studien motiveras av att en större landyta exponeras i det första fallet för kritiska ljudnivåer vid inflygningar eftersom planen då måste hålla en lägre höjd på motsvarande avstånd från flygplatsen.

Exempel där %HDS från L_{night} relateras till L_{Amax}

I Tabell 3 ovan, i sista kolumnen, ser vi att den del av trafiken på Arlanda som utgörs av turbo-fan flygplan redovisar ett relativt stabilt värde på $\Delta L_{Amax,AE}$, dvs skillnaden mellan L_{Amax} och L_{AE} , på ca -7.5 dB för ett avstånd flygplan källa på ca 192 m (ca 3,7 km från bantröskeln).

Ett ytterligare antagande i exemplet nedan är att vi använder direkt NPD-data, L_{Amax} och L_{AE} utan införande av ”markeffekter” (”lateral attenuation”¹²) enligt ECAC Doc29, vilket liknar önskemålet att studera ”frifältsförhållanden”, dvs inte inbegripa markreflektioner i analysen (dock med den diskutabla konsekvensen, enligt ovan, att ljud på större avstånd/strykande infall ges ett högre än utan ”markeffekter”.

Indata testexempel

Låt oss i ett första exempel och en första approximation använda nedanstående antaganden och indata för att se var vi hamnar i ett försök att koppla ett värde i Figur 1. ”Andelen mycket sömnstörda (%HSD)” till L_{Amax} istället för den ursprungliga inputvariabeln L_{night} , med förutsättningarna:

- Resultat från studier bakom Figur 1 gäller trafiksammansättning på Arlanda
- Antal landningar per dygn: 305 [=”tot. antal landn. 2018”/(dagar/år) = 111 315¹³/365]
- Uppskattning av antalet nattliga landningar:

Någon exakt uppgift på antalet nattliga landningar på Arlanda att använda som utgångsvärde här har inte kunnat hittas i öppna källor. I väntan på denna typ av data kan vi finna ett värde som i någon mening representerar nattlig trafik på Arlanda enligt följande, från tabell i underbilaga 2:

95 av samtliga RNP¹⁴-landningar skedde nattetid under kvartal 3 2018. Utifrån uppgifter i underbilaga 2 ansätter vi antalet nattliga landningar i testexemplen till 1 respektive 10 per dygn. (NOT:

¹² ECAC Doc.29 Volume 2: Technical Guide Ed.4 Chapter 4.5.4

”Lateral attenuation is a reflection effect, due to interference between directly radiated sound and that which reflects from the surface. It depends on the nature of the surface and can cause significant reductions in observed sound levels at low elevation angles. It is also very strongly affected by sound refraction, steady and unsteady, caused by wind and temperature gradients and turbulence which are themselves attributable to the presence of the surface”

¹³ Olika uppgifter förekommer över antal in- och utflygningar på Arlanda, Trafikverket redovisar tex en högre siffra för 2018: 121 854, <https://www.transportstyrelsen.se/sv/luffart/Statistik/Flygplatsstatistik/>

¹⁴ RNP - ”Required Navigation Performance” en typ av s.k. ”performance - based -navigation”(PBN) som tillåter ett flygplan att flyga en specific bana genom fastställda 3D-punkter i lufrummet.

exemplen 1 resp. 10 nattliga flygningar gör inte anspråk på att representera verkliga förhållanden utan utgör just bara test-indata.)

(NOT: här används FBN[EU]: dvs natt som i L_{night} , 23-07)

- Flygplanstyp(er): trafiken representeras av en flygplanstyp, A321-232 (se Tabell 3)

Testexempel 1 - fixt avstånd, flygplan-mottagare (röd text/pilar i figur 6 nedan):

- Position, avstånd flygplan-mottagare: 192 m (3,7 km från bantröskel)
- Bullerdata ANP/NPD, ”lågt motorpådrag”: $L_{Amax} = 80$ dB, $L_{AE} = 87.2$ dB (se Tabell 3)

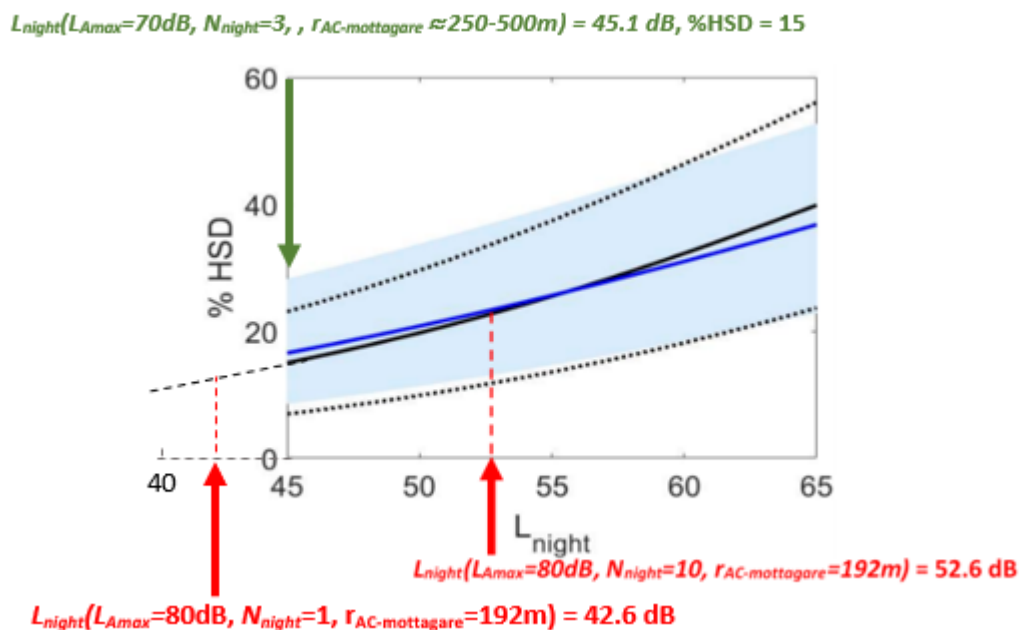
Vi har nu tillräckliga ingångsdata för att kunna estimeras L_{night} med hjälp av L_{Amax} och L_{AE} med hjälp av ekvation (2) för det givna testexemplet:

$$L_{night} = 10 \log_{10} \left(\sum_{j=1}^{N_{night}} 10^{\frac{L_{AE,j}}{10}} \right) - 44.6 \text{ dB}$$

med $L_{Amax} = 80$ dB (från NPD-data avstånd 192 m) fås ur NPD-data $L_{AE} = 87.2$ dB vilket ger:

för $N_{night} = 10$: **$L_{night} = 52.6$ dB och ur Figur 6 nedan: %HSD = ca 23%**
och för $N_{night} = 1$: **$L_{night} = 42.6$ dB och ur Figur 6 nedan: %HSD = ca 13%**

se röda markeringar i figur 6 nedan.



Figur 6. (Figur 1 repeterad) nu med omräkning från L_{Amax} och N_{night} till %HSD från exempel 1, beräkningar i rött, och exempel 2 i grönt (se Figur 7+Bilaga 3)

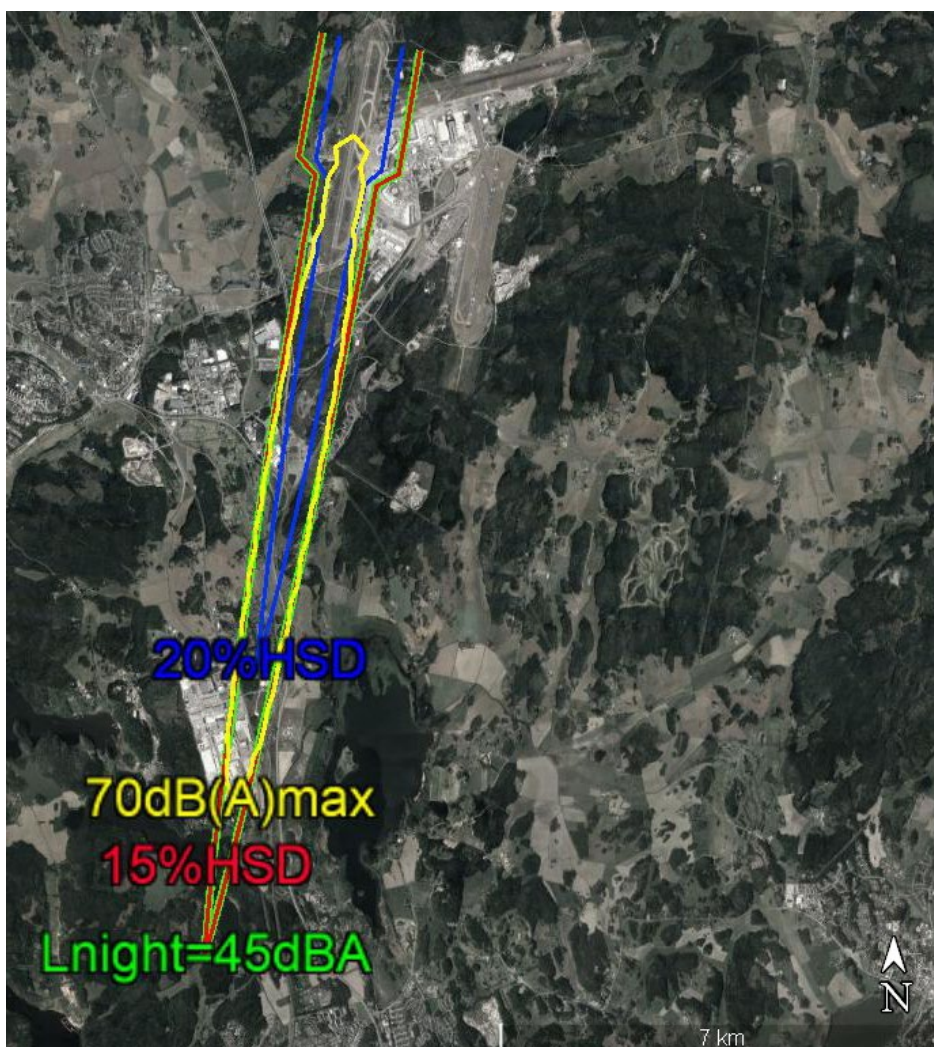
Testexempel 2 - ungefärligt område enl. figur 7 (+underbilaga 3, grön text/pilar i figur 6):

I ett andra exempel tittar vi direkt på vad tre (nattliga) landningar med samma flygplanstyp, A321-232 ger för %HSD värde (via L_{AE} och L_{night}) vid konturlinjer för 70dBA L_{max} .

Här har vi istället följande ingångsvärden:

- Position, avstånd flygplan-mottagare: varierande, ca 250-500 m
- Bullerdata ANP/NPD, ”lågt motorpådrag”: $L_{Amax} = 70 \text{ dB}$, $L_{AE} = 84$ (underbilaga 3, ”zon”)

Varvid vi med $N_{night} = 3$ får: $L_{night} = 45.1 \text{ dB}$ och i Figur 6 och 7: %HSD = ca 15%



Figur 7. Konturlinjer för L_{night} och %HSD från exempel 2, dvs 3 nattliga inflygningar med A321-232. Konturer för 15 %HSD (rött) sammanfaller i detta fall ungefär med L_{night} 45dBA (grönt) och 70dB(A)max (gul) medan kurva för 20%HSD (blå) till största delen återfinns innanför dessa tre kurvor.

Se även underbilaga 3 där konturlinjer och samband mellan L_{AE} , L_{Amax} och $\Delta L_{Amax-AE}$ för exempel 2 återfinns.

Andra värden på antal överflygningar, N_{night} , avstånd mellan flygplan och mottagare samt antagen trafiksammansättning (flygplanstyper) skulle förstås ge andra resultat.

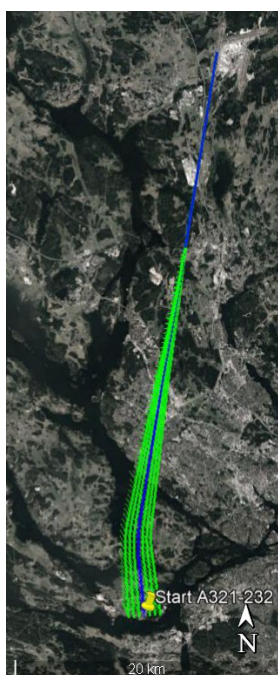
Beräkning i SAFT av dos-responssamband redovisade som konturlinjer

Eftersom olika dos-responssamband finns etablerade i litteraturen, såsom t.ex. *Basner och McGuire* 2018 i Figur 1, %HSD(L_{night}), är steget från ”beräkning av konturlinjer som redovisar ljudnivåer” till ”konturlinjer av responser som t.ex. %HSD(L_{night})” inte långt. En första implementering har genomförts i SAFT och körts för 5 landningar med en Airbus 321-232 på Arlanda bana 01L (motsvarar inflygningar redovisade i tidigare figurer ovan). Här antar man en viss sidledes spridning av trafiken gentemot en ”backbone groundtrack”¹⁵ - se Figur 8.

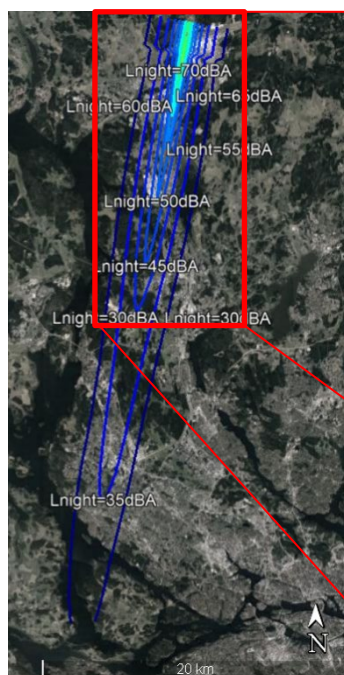
Resultaten från beräkningen redovisas i Figur 9, L_{night} och i Figur 10, %HSD. Här har data för sambandet %HSD(L_{night}) tagits från Figur 1 (digitalisering) och extrapolerats (linjärt) till nivåer under och över de lägsta/högsta L_{night} och %HSD värdena, 45dB och ca 15%HSD, resp. 65dB och ca 37%HSD. Notera de olika skalorna på Figur 8, 9 och 10.

Värt att notera här är att (WHO/SNV): ”vid 40 dBA L_{night} upplever sig 11 procent mycket sömnstörda”. Vidare att enligt vår preliminära studie med 5 nattliga (kl.22-06) flygpassager skulle 40dBA konturen ligga ca 15km före bantröskel, dvs något väster om Upplands Väsby station.

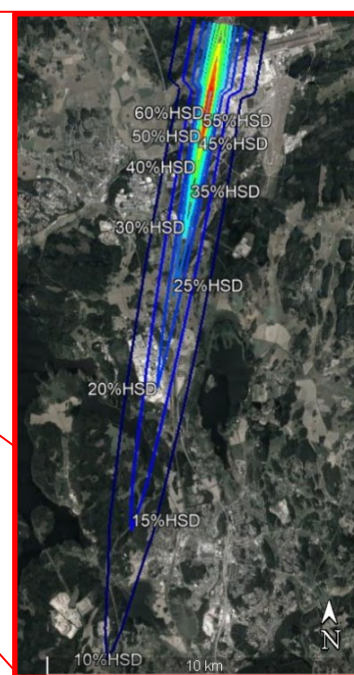
¹⁵ Se ECAC Doc29 4th Edition Vol. 2: Technical Guide: chapter 3.4.2 LATERAL TRACK DISPERSION



Figur 8. SAFT/Doc29 Trafikspridning i sidled beskriven av 7 trajektorier med A321-232 på väg mot bana 01L



Figur 9. SAFT/Doc29 beräkning av L_{night} baserad på 5 nattliga landningar med A321-232 på bana 01L



Figur 10. SAFT/Doc29 beräkning av %HSD baserad på 5 nattliga landningar med A321-232 på bana 01L

Slutsatser och möjlig fortsatt utvärdering

Som redovisats ovan finns en möjlighet att uppskatta sömnstörningsgrad (%HSD, Highly Sleep Disturbed) baserad på L_{Amax} utifrån kända uppgifter om:

- Samband mellan L_{night} och %HSD, se exempel i Figur 1
- Data över:
 1. Antal överflygningar, N_{night}
 2. Förekommande flygplanstyper i studerad trafik, AC_{types}
 3. Avstånd mellan flygplan-mottagare, $r_{AC-mottagare}$
 4. a) L_{Amax} och b) L_{AE} bullerdata för ingående flygplanstyper

Dock, svårigheter att tolka o nyttja den här typen av estimat infinner sig då vi inte har att göra med ett 1:1 samband av typen ”byta x-axel i figur 1 från L_{night} till L_{Amax} ” utan istället tvingas införa ett flervariabel-beroende för %HSD enligt ovan.

Möjliga tillämpningar blir alltså med nödvändighet mer komplexa, där den ursprungliga funktionen $\%HSD = f(L_{night})$, med L_{night} känd, formellt skulle ersättas av:

$$\%HSD = f(L_{night} (L_{Amax}(\text{”NPD”}, r_{AC-mottagare}), L_{AE}(\text{”NPD”}, r_{AC-mottagare}), N_{night}, r_{AC-mottagare}, AC_{types}))$$

där $L_{AE}(r_{AC-mottagare})$ kan fås via $L_{Amax}(\text{”NPD”})$, dvs en funktion av $L_{Amax}(\text{”NPD”}, r_{AC-mottagare})$

och vi kan skriva:

$$\%HSD = f(L_{night} (L_{AE}(L_{Amax}(\text{”NPD”}), r_{AC-mottagare}), N_{night}, AC_{types})) \quad (5)$$

dvs %HSD är, liksom tidigare (Figur 1,2) en funktion av L_{night}

Här kan man tänka sig att man stegvis reducerar antalet indata typer genom att man:

- i) Fastställer flygplanstyper i studerad trafik (data typ 2 i listan ovan) (%HSD bedöms som relativt okänslig med avseende på flygplanstyp inom ramen för vanligast förekommande typer på Arlanda, se t.ex. L_{AE} Tabell 3)
- ii) Tar fram L_{Amax} bullerdata för aktuellt fall (data typ 4a i listan ovan). Anses kända i ursprunglig problemformulering - men måste kunna relateras till ett eller flera kända avståndsvärden, $r_{AC-mottagare}$! Se iii) nedan)
- iii) ta fram $L_{AE}(L_{Amax}, r_{AC-mottagare})$ ur NPD-data (Data typ 3, 4b) (NPD-data etableras för en eller flera ingående representativ/-a flygplanstyp/-er.

Avståndet $r_{AC-mottagare}$ är här en vektor med antingen ett enstaka känt värde på avstånd kopplat till indata L_{Amax} som ger ett L_{night} -värde eller en vektor av avståndsvärden som genererar ett span av värden på L_{night} där användaren väljer lämpliga avstånd)

- iv) Välj N_{night} d.v.s. genomför beräkning för ett bedömt, fastställt, förekommande eller maximalt antal nattliga flygningar för studien ifråga.

Nu är vi redo för en beräkning av $\%HSD = f(L_{night}(L_{AE}(L_{Amax}, r_{AC-mottagare}), N_{night}))$ där funktionen f ges av Figur 1 ovan (eller annat etablerat samband från litteraturen)

Innan man går vidare med något i linje med vad som redogjorts för ovan bör resultaten så här långt utvärderas och ställas mot den tänkta användningen och vad en implementering och användning av metoden skulle kunna ge. Vi kan nu fastslå att $\%HSD$ i princip kan skattas via L_{Amax} , men, återigen, att detta även kräver kännedom om: N_{night} och $r_{AC-mottagare}$ samt utnyttjande av NPD-data för fastställande L_{AE} och slutligen L_{night} inför estimering av $\%HSD$.

Man kan här fråga sig om vad föreslagen metod ovan egentligen erbjuder jämfört med tänkbara alternativa förfaringssätt/typfall? Vilka är alternativen - och kan tillräcklig mängd och typ av indata förutsättas vara till hands även för dessa alternativa metoder, givet att vi har etablerat indata för föreslagen metod?

Om man vill basera en metod för skattning av $\%HSD$ kan man tänka sig olika vägar att gå, t.ex.: Ska nya intervjuer/respons-skattningar genomföras? Eller tänker man utgå från redan etablerade respons samband? Ska input - dos/ljudhändelser - skattas via mätningar/ljudinspelningar eller beräknade ljuddata? Vilken kvalitet/noggrannhet kräver vi på ljuddata?

En intressant aspekt i detta sammanhang är de möjligheter som öppnats på senare tid vad gäller mycket noggrann, öppen, information över i stort sett all civil flygtrafik. Denna info, som kan nås av forskare från OpenSky¹⁶ (bygger på s.k. ADS-B data¹⁷) innehåller bl.a. detaljerade flygbanor för all Arlanda trafik ett par år tillbaka i tiden. Med hjälp av pågående ljudmätningar och vidareutveckling av SAFT-programmet kan man simulera verklig trafik, inklusive flygplans ljudemission som funktion av flygtillstånd, samt ljudfält samt skattningar av $\%HSD$ på marken. Med denna typ av försöksupplägg behöver man inte välja mellan t.ex. L_{Amax} eller L_{AE} utan istället mer eller mindre fritt anpassa valet av dos-storhet efter kraven från studien ifråga.

¹⁶ <https://opensky-network.org/> Tillgången på den här typen av ADS-B data håller oftast högre kvalitet än, och gör, radardata från flygplatser många gånger överflödiga v.g. simulering av flygbanor vid start- och landning.

¹⁷ https://en.wikipedia.org/wiki/Automatic_dependent_surveillance_%E2%80%93_broadcast

Underbilaga 1 Exempel på resultat på ljudnivåkonturer från beräkningar med SAFT

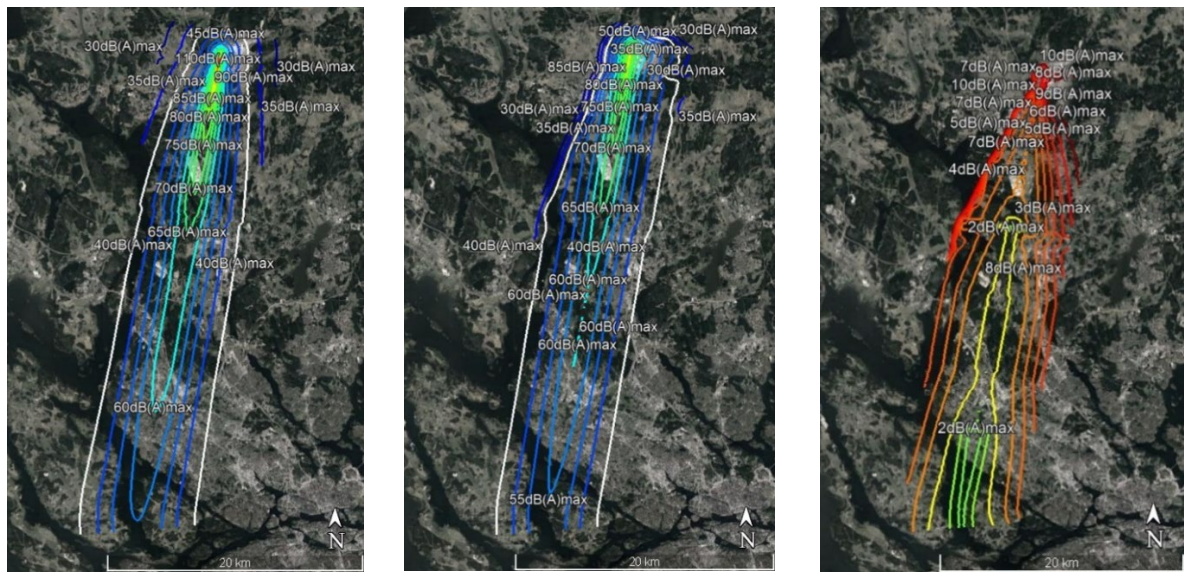
Här nedan redovisas utförligare än i avsnitt 4 ovan några resultat på ljudnivåkonturer från beräkningar med SAFT-programmet med bäring på vår fråga om möjligheterna till beräkning av L_{night} utgående från L_{Amax} . Syftet är att ge en bild av:

- Snarlika men något olika beräkningsmetoders respektive resultat, bl.a. med avseende på $\Delta L_{Amax,AE}$
- $\Delta L_{Amax,AE}$ -variation över utbredningsområde ($L_{Amax} > 40\text{dB}$, 40dB redovisas i vitt)
- Ljudnivåer (ankommande) för en flygplanstyp, A321-232, som kan anses representativ¹⁸ för huvuddelen av trafiken på Arlanda

I Figur A nedan ser vi resultaten av SAFT beräkningar för en A321-232 som flyger in söderifrån och landar på bana 01L på Arlanda. I Figur A.1 redovisas resultat av en SAFT typ 2 beräkning, dvs en ECAC Doc.29-baserad beräkning där man tagit hänsyn till en viss atmosfärprofil (Temp, luftfuktighet mm) för beräkning av den atmosfäriska absorptionen av ljud. I Figur A.2 visas istället en SAFT typ 3 "Reversed Engineering Simulation" ("direktiv frekvensupplöst ljudkälla, full refraktiv ljudutbredning"), den baseras bl.a. på ett typspektra enligt ANP-data, normerade L_{AE} -data för överflygning enligt NPD-data och en antagen "framåtriktad longitudinell direktivitet"¹⁹, karakteristisk för modernare flygplan där fan-noise dominerar under approachen. I båda fallen landar flygplanet i motvind, men med den skillnaden att i fallet SAFT typ 3 Reversed Engineering Simulation, så inverkar bl.a. vädersituationen mer fysikaliskt korrekt.

¹⁸ Med representativ avses här en flygplanstyp vars ljudnivåer ligger nära eller "något över medel" för den dominerande delen av trafiken. Spridningen i ljudnivå, L_{Amax} , är som det visas i Tabell 3 kolumn 4 relativt liten för turbo-fan flygplanen, bortsett från undantaget den äldre modellen BOEING 767-300ER med 85.2 dB ligger värdena mellan 78.4 - 81.1 för "Medium size turbo-fans" och upp till 82.0 dB om vi tar med "long distance A330". För den senaste generationen flygplan som A320neo och 737Max kan man räkna med ytterligare ca 3 dB lägre nivåer.

¹⁹ Sannolikt inte så karakteristiskt för den något äldre A321-232 typen men används här för att jämföra utfallet för "modernare high by-pass flygplan" jämfört med ECAC Doc29 som inte tar hänsyn till ljudkällans longitudinella direktivitet



Figur A. Ljudnivåkonturer L_{Amax} A321-232 exempel

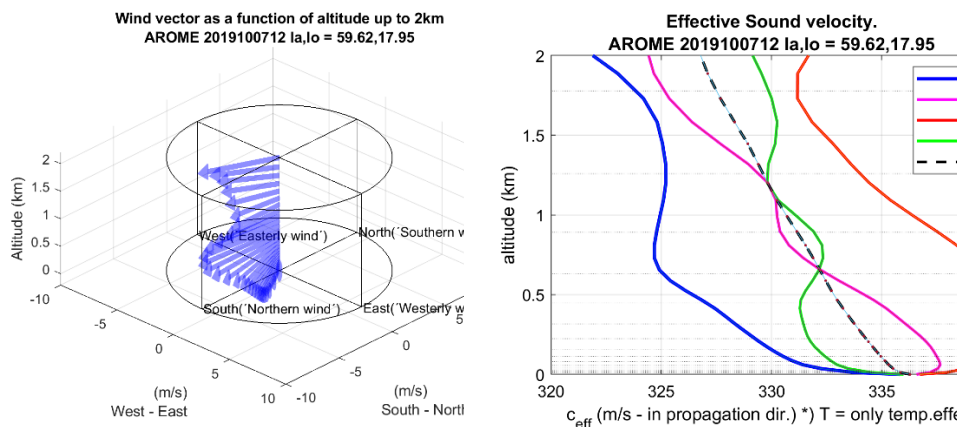
A.1 L_{Amax} SAFT type 2
ECAC Doc29

A.2 L_{Amax} SAFT type 3 Reversed
Engineering NPD
"front heavy long. directivity"

A.3 ΔL_{Amax} , Doc29vsRevEng =
 L_{Amax} (fig.2.1)- L_{Amax} (fig.2.2)

För att explicit kunna jämföra resultaten mellan ECAC Doc.29 och SAFT-Simulering räknas L_{Amax} ut i alla gridpunkter (grid visas ej) och skillnaden mellan de båda modellernas resultat räknas ut innan nya konturlinjer beräknas för skillnaden $\Delta L_{Amax, Doc29vsRevEng} = L_{Amax}(\text{fig. A.1}) - L_{Amax}(\text{fig. A.2})$, vilka redovisas i Figur A.3.

Som synes i Figur 2.3 ger ECAC Doc29 över lag något högre nivåer. Detta är mest accentuerat nära landningsbanan/på låg höjd där ECAC Doc29 i motsats till SAFT-simuleringen bl.a. inte kan ta med vindeffekter (refraktion) i ljudutbredningen.

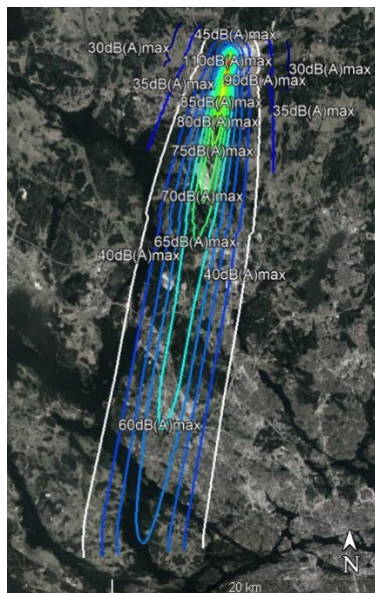


Figur B. Atmosfärsdata använt i konturberäkningsexempel A321-232 approach

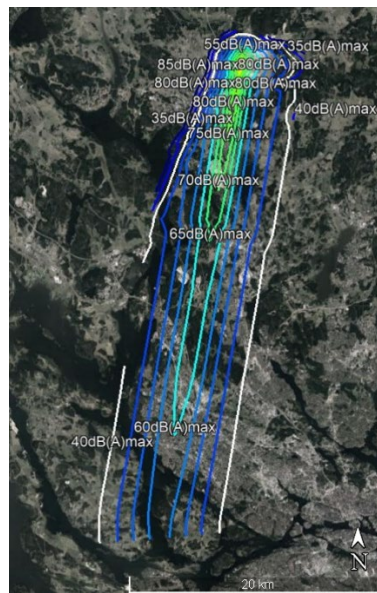
B.1 Vindprofil

B.2 Effektiv ljudhastighet

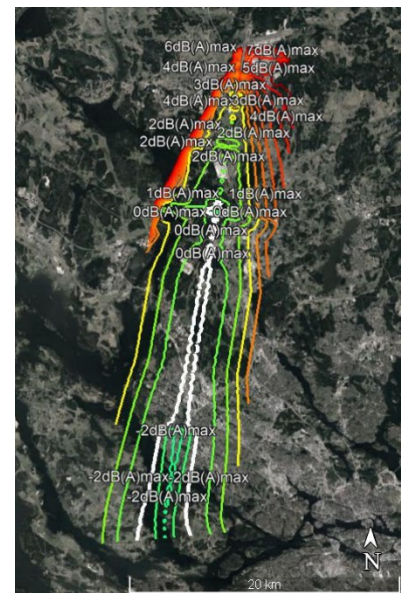
I Figur B ovan visas några av de atmosfärsdata som användes i exemplet och som har starkast inverkan bland atmosfärsstorheter på själva ljudutbredningen. Utöver effekten av atmosfär/väder samt ljudkällans direktivitet inverkar också de olika modellernas (ECAC Doc29/SAFT-Simulering) hantering av markreflexer (och andra marknära effekter) resultaten. I Figur C nedan visas motsvarande resultat som i Figur A, nu dock med den skillnaden att SAFT typ 3 beräkningen "Reversed Engineering Simulation" i Figur C.2 istället baseras på en konstant longitudinell direktivitet hos ljudkällan/flygplanet (dvs samma ljudstyrka oavsett utbredningsriktning, d.v.s. motsvarande ECAC Doc.29) vilket ger en något annan konturbild. Som väntat är denna något mer lik ECAC Doc29 resultatet. Denna gång visas skillnaden mellan de olika metoderna, ECAC Doc29 gentemot SAFT typ3 för L_{Amax} , $\Delta L_{Amax, Doc29vsRevEng} = L_{Amax} (fig.C.1) - L_{Amax} (fig.C.2)$ i Figur C.3. Vi ser här alltså en något mindre skillnad (vit kurva = 0 dB skillnad mellan de båda L_{Amax} -fält värdena).



C.1 L_{Amax} SAFT ECAC Doc29
(repetition av fig. 2.1)

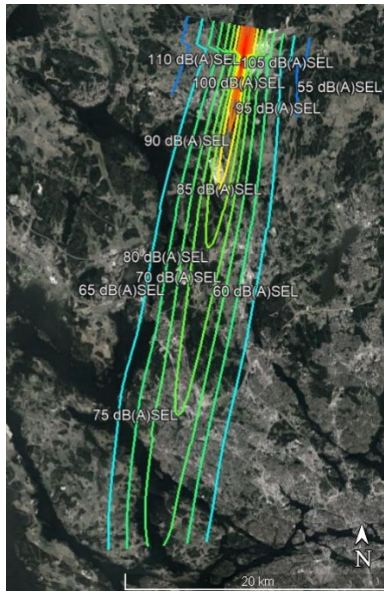


C.2 L_{Amax} SAFT Reversed
Engineering NPD
"0-longitudinal directivity"



C.3 $\Delta L_{Amax, Doc29vsRevEng} =$
 $L_{Amax} (fig.4.1) - L_{Amax} (fig.4.2)$

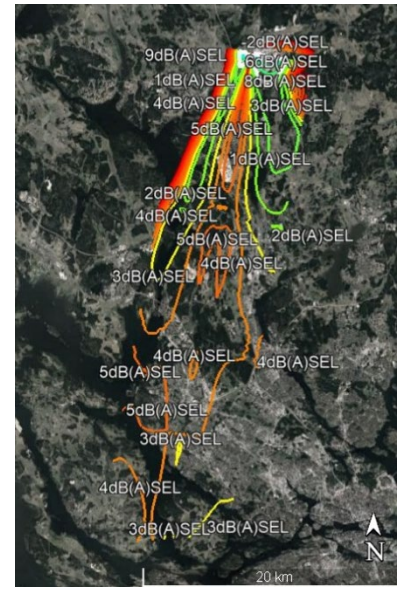
I FigurD.1-3 redovisas L_{AE} -ljudfält på marken samt dessas skillnad mellan de olika modellerna.



D.1 LAE SAFT ECAC Doc29



D.2 LAE SAFT Reversed
Engineering NPD
"front heavy long. directivity"

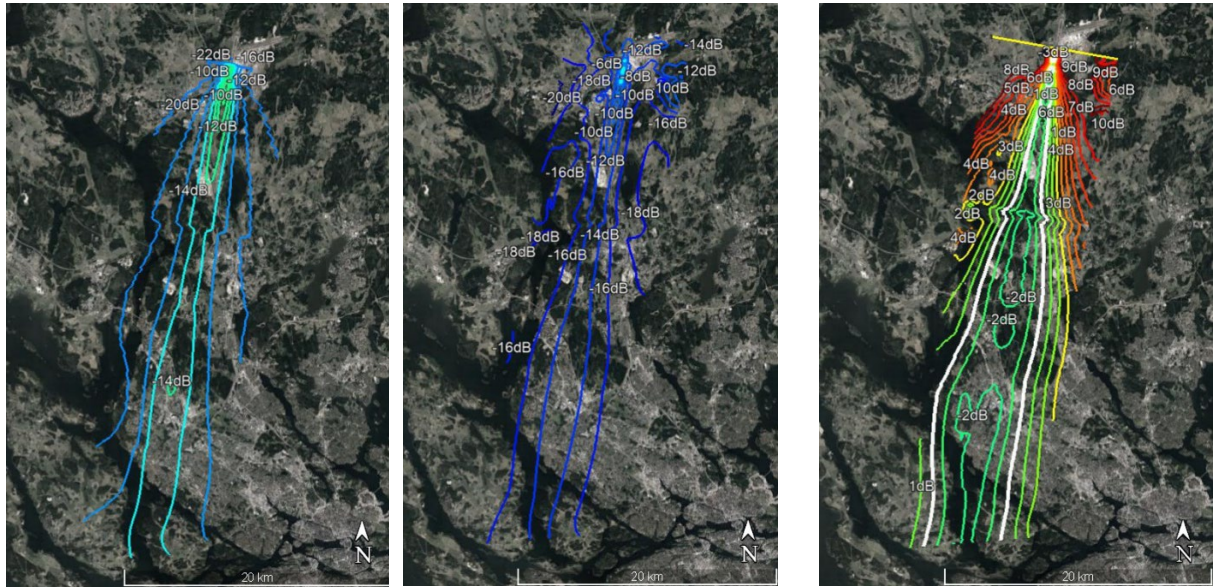


D.3 ΔL_{AE} , Doc29vsRevEng =
LAE (fig.D.1)-LAE (fig.D.2)

Figur D. Ljudnivåkonturer LAE A321-232 exempel

I anslutning till Figur D kan nämnas att en rak/0-direktivitet longitudinellt ger en mindre avvikelse mellan Doc 29 och SAFT typ 3 även för L_{AE} (redovisas ej här).

Slutligen redovisas i Figur E den primärt sökta storheten, dvs skillnaderna mellan L_{Amax} och L_{AE} , $L_{Amax} - L_{AE} = \Delta L_{Amax-LAE}$, samt skillnaden i denna variabel mellan de olika modellerna.



Figur E. Ljudnivåkonturer $\Delta L_{Amax-LAE} = L_{Amax} - LAE$ A321-232 exempel
(OBS: olika färgskala på konturer i Figur E.1 och E.2!)

E.1 $\Delta L_{Amax-LAE, Doc29} = L_{Amax}$ (fig.A.1) - LAE(fig.E.1)

E.2 $\Delta L_{Amax-LAE, RevEng} = L_{Amax}$ (fig.A.2) - LAE(fig.E.2)
"front heavy long. directivity"

E.3 $\Delta(L_{Amax-LAE, Doc29 vs RevEng}) = \Delta L_{Amax-LAE, Doc29}$ (fig.E.1) - $\Delta L_{Amax-LAE, RevEng}$ (fig.E.2)

Från beräkningsresultaten ovan ser vi att:

- De olika beräkningsmodellerna ger något olika resultat för $\Delta L_{Amax-LAE}$
- $\Delta L_{Amax-LAE}$, alltså den variabel vi önskar kunna beskriva på ett "enkelt" sätt för att med hjälp av L_{Amax} och antal överflygningar kunna skatta L_{night}^{20} varierar för båda modellerna kraftigt "nära" landningsbanan men tycks uppvisa ett någorlunda stabilt värde, ca 15 dB \pm 4dB säg 5km från landningsbana och utåt.
- $\Delta(\Delta L_{Amax-LAE})_{ECACdoc29vsSAFT(typ3)}$ alltså skillnaden mellan vad de båda modellerna ger för $\Delta L_{Amax-LAE}$ uppvisar ett relativt konstant mönster 5km från landningsbanan och utåt, ca ± 2 dB enligt Figur E.3.
- I båda beräkningsmetoderna gäller att vi behållit "markeffekter" i resultaten, alltså i motsats till vad som föreskrivs i svenska rekommendationer för flygbuller i bebyggelse där "frifältsförhållanden" efterfrågas. Dessa markeffekter modelleras på helt skilda sätt i ECAC Doc29 respektive SAFT (och flera liknande simuleringsprogram) med konsekvenserna).
- Det är svårare att estimera frifältsförhållanden i ECAC Doc29.
- Om "markeffekten" tas bort i Doc29 beräkning får vi för mindre, infallsvinklar, 0-50°, 11-0 dB *högre* nivåer (bygger på antaganden strykande infall och marknära turbulens) medan man vid beaktande av ren

²⁰ Samt i ett nästa steg dos-respons samband av typen %HSD(L_{night}), där $L_{night} = \text{funktion}(L_{AE})$ och $L_{AE} = \text{funktion}(L_{Amax}, N_{night})$, N_{night} = antal nattliga överflygningar.

markreflektion (SAFT) istället får en förstärkande effekt på upp till 6 dB (90° infall, ”hård” mark) d.v.s. ner till 6dB *lägre* nivåer då vi bortser från dessa.

I samtliga beräkningar med SAFT har en standardprofil för A321-232 använts (se huvudtext).

Underbilaga 2 Natliga landningar på Arlanda

Nedan från ref.: ”FLYGVÄGS- OCH FLYGBULLERKONTROLL STOCKHOLM ARLANDA AIRPORT, Kvartal 4, oktober, november och december 2018”

	KV1	KV2	KV3	KV4	2018
RNPA01RX	0	40	177	82	299
RNPA01RY	0	39	157	21	217
RNPA01RZ	0	24	141	68	233
ANTAL RNP NATTETID	0	17	95	7	119
TOTALT LANDNINGAR 01R	7951	9161	6992	5730	29834
TOTALT RÖRELSER	57220	62934	62243	59626	242023
%RNP 01R	0,0%	1,1%	6,8%	3,0%	2,5%
%RNP TOTALT	0,0%	0,2%	0,8%	0,3%	0,3%

Från tabell ovan:

Bana R01R:

$$RNP_{tot_kv3} = 177+157+141 = 475$$

$$Andel_RNP_{natt_kv3} = 95/475 = 20\%$$

Om samma andel nattliga landningar antas gälla även för icke-RNP på R01R (eller med samma siffror för annan godtycklig landningsbana²¹):

Fiktiv godtycklig bana (bortseende från RNP-krav) med data för R01R kvartal 3 2018:

$$Landningar_Totalt_{natt_kv3} = 20\% \text{ av } 5730 = 1146$$

$$Landningar_Totalt_{natt_medeldygn_kv3} = Landningar_Totalt_{natt_kv3}/(365/4) = 1146/(365/4) = 12.5 \approx 12$$

Något om RNP se länk:
https://en.wikipedia.org/wiki/Required_navigation_performance

²¹ R01R landningar är ur bullersynpunkt speciellt känslig då många fler boende utsätts för flygbullernivåer i närhet av riktvärden. Antagandet om nattliga inflygningar av icke-RNP typ i den storleksordning

Underbilaga 3 Exempel: L_{night} från 3st passager med $L_{Amax} = 70\text{dBA}$

Samband Ljudnivåmått L_{night} , L_{AE} , och L_{Amax}

Se ekvation. (2b):

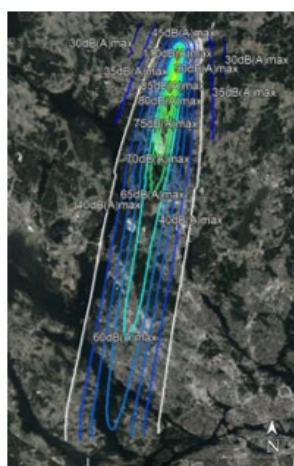
$$L_{night} = 10 \log_{10} \left(\sum_{j=1}^{N_{night}} 10^{\frac{L_{AE,j}}{10}} \right) - 44.6 \text{ dB} \quad (2b)$$

Exempel: L_{night} från 3 nattliga överflygningar med uppmätt L_{Amax} på 70 dB(A) vardera.

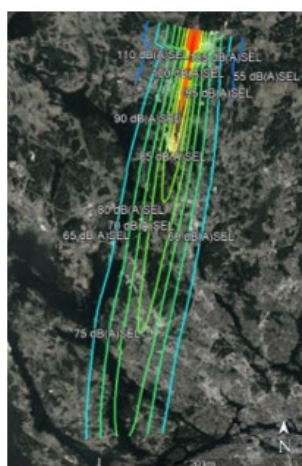
Relationer (dvs skillnader i dB) mellan L_{Amax} och L_{night} beror bl.a. på flygplanets höjd och avstånd till mottagaren på marken (samt flygplanets riktningsskärningskaraktäristik med avseende på ljudemissionerna).

Trots denna osäkerhet i relationen $L_{night} = \text{funktion}(L_{Amax})$ så kan man med vetskap om att: inflygningar sker med ungefär samma glidbana (ca 3°) mot landning samt att grupper av flygplanstyper har snarlika egenskaper som ljudkälla (t.ex. medium size turbo-fans A320-serien, Boeing737xxx) hitta relativt fixa relationer inom dessa grupper. Nedan redovisas för exemplet Airbus 321-232 denna relation vid en standardinflygning enligt ECAC Doc 29 - denna flygplanstyp och redovisade nivåskillnader, $\Delta L_{Amax,AE} = L_{Amax} - L_{AE}$, representerar rätt väl gruppen medium size turbo-fan flygplan. (Mer osäkert vad som gäller för turbo-props, men sannolikt är avvikelserna inte så stora eftersom hastigheter och glidbana är någorlunda lika för dessa - notera att vi i första hand tittar på skillnader i dB och inte absolutnivåer i jämförelsen).

I figur 3 ser vi skillnaden $\Delta L_{Amax,AE} = L_{Amax} - L_{AE}$ uttryckt som konturlinjer och i figur 1 L_{Amax} kurvor för den givna inflygningen. Om vi studerar området kring $L_{Amax} = 70$ dB(A) och motsvarande geografiska område i figur 3 ser vi att vi har: $\Delta L_{Amax,AE} = L_{Amax} - L_{AE} \approx -15$ dB ganska stabilt över ett större område och i figur 2 $L_{AE} \approx 85$ dB(A) - som väntat - i motsvarande område.



1. L_{Amax} SAFT ECAC Doc29



2. L_{AE} SAFT ECAC Doc29



3. $\Delta L_{Amax-LAE} = L_{Amax}$ (fig.1) - L_{AE} (fig2)

Med beräkning enligt ekv.2 ovan får vi för L_{night} :

$$L_{night} = 10 \log_{10} \left(\sum_{j=1}^3 10^{\frac{70+15}{10}} \right) - 44.6 \text{ dB} = \mathbf{45.2 \text{ dB}}$$

Alltså 45 dB kan anses vara ett representativt L_{night} värde för de tre 70dB(A) max överflygningarna åtminstone givet ”medium size turbo-fans”

Underbilaga 4. Definitioner L_{AE} och L_{Aeq}

$$L_{Aeq} = 10 \log_{10} \left(\frac{1}{T} \int_{t_1}^{t_2} \frac{p(t)^2}{p_{ref}^2} dt \right)$$

där T = vald tidsperiod, p_{ref} = referens tryck, $20 \mu\text{Pa}$

Notera att normering med vald tidsperiod görs, d.v.s. ett medelvärde på $\frac{p(t)^2}{p_{ref}^2}$, ”normerad ljudenergi” fås

$$L_{AE} = SEL = SEL(A) = 10 \log_{10} \left(\int_{t_a}^{t_b} \frac{p(t)^2}{p_{ref}^2} dt \right)$$

där t_a till t_b är en vald tidsperiod, t.ex. över en eller flera bullerhändelser. Här normerar man med 1 sek. (d.v.s. en utelämnad faktor $\frac{1}{T} = \frac{1}{T=1 \text{ sek.}} = 1$ jämfört med för L_{Aeq})

I flygsammanhang brukar man låta tidsperioden för ”ljudenergi”-integration för en passage börja och sluta där ljudtrycksnivån nått 10dB under peak-nivån i L_{Amax} .

Relationen mellan L_{AE} och L_{Aeq} blir följaktligen:

$$SEL = L_{AE} = L_{Aeq} + 10 \log_{10}(T)$$

där T = exponeringstid i sekunder för L_{Aeq}

BILAGA 2

Ljudisolering mot flygbuller Bedömning av bostäder runt svenska flygplatser

Författare: Christian Simmons
Simmons akustik & utveckling ab

Sammanfattning

Uppdraget gäller att samla in uppgifter, göra beräkningar och bedöma översiktligt vilken ljudisolering mot flygbuller som bostadshus runt de större svenska flygplatserna kan förväntas ha. Det finns tyvärr inte några detaljerade beskrivningar av ytterväggar, fönster och uteluftsintag i bostadshus nära flygplatser som kan användas, utan bedömningen grundas istället på flera generella jämförelser utifrån antalet flerbostadshus och fristående småhus i de berörda kommunerna, typiska byggmetoder för de år husen uppfördes, renoveringsprogram samt inventeringar som statliga Swedavia har låtit utföra i de mest bullerexponerade husen. I första hand studeras de tio flygplatser som förvaltas av Swedavia, varav sex har trafik nattetid.

Resultatet av uppdraget är avsett att användas inom ett större projekt för Naturvårdsverket, där internationella dos-responssamband för flygbuller ska kontrolleras mot de förhållanden som råder runt svenska flygplatser. En del fråga har då varit, huruvida svenska bostadshus skulle kunna ge ett bättre skydd mot flygbuller än vad som har antagits i de internationella studierna. Villkor för uppdraget finns i uppdragsbeskrivningen.

Sammanfattningsvis bedöms den A-vägda ljudnivåskillnaden $\Delta_{LA,C4}$ (mellan frifältsnivåer utomhus och medelljudnivåer i bostadsrum) ligga i intervallet 30–35 dBA, det vill säga minst 5 dBA högre än vad som ofta antas som schablonvärde i internationella bullerkartläggningar m.m.

Förbättringsåtgärder i fönster bedöms isolera även mot ljud vid låga frekvenser och åtgärderna bedöms därför inte leda till någon ”spektral obalans”, såsom noterats vid åtgärder mot mycket höga ljudnivåer från vägtrafik.

Vädring kan reducera fasadernas dämpning i viss omfattning, särskilt vid höga frekvenser. Vädring kan antas förekomma ofta under de varma perioderna, då de boende har fönster på glänt eller har öppnat uteluftsintagen. Men sett över helår och på hus i bullerutsatta lägen, kan vädring ändå antas ha en begränsad påverkan på byggnadernas isolering mot flygbuller. Enligt Boverkets rikstäckande enkät inom ”BETSI”-projektet (Byggnaders energianvändning, tekniska status och inomhusmiljö) är det cirka 20 procent av de boende som har ett fönster öppet hela dagen/natten, något fler i flerbostadshus och något färre i småhus.

Innehåll

UTREDNING	4
Val av flygplatser	4
Beskrivning av bostadsbeståndet i kommuner nära statliga flygplatser	4
SP:s studie 1995	11
Tyréns studie i Stockholm	12
Boverkets enkäter och inventeringar i BETSI-projektet	13
Internationell jämförelse av huskonstruktioner och deras ljudstandard	14
Åtgärder runt Swedavias flygplatser	16
Faktorer som kan påverka störningsupplevelsen även efter åtgärder	21
BEDÖMNINGAR – LJUDSTANDARD I BOSTADSBESTÅNDET RUNT SVENSKA FLYGPLATSER	25
FÖRUTSÄTTNINGAR	27
REFERENSER	28

Utredning

Val av flygplatser

Inledningsvis bedömdes, att de större flygplatserna och framförallt de som har trafik nattetid är viktigast att studera, med tanke på att bostäderna runt dem exponeras för högre ljudnivåer och fler flygrörelser än bostäder runt de mindre flygplatserna. Det är också de flygplatser där det har gjorts inventeringar och i vissa fall även åtgärder som har förbättrat de mest utsatta bostädernas ljudisolering mot flygbuller.

Enligt Swedavia¹ har följande mål gällt för deras åtgärder:

- maximala ljudnivåer har varit styrande vid valet av åtgärder för att klara kravet i bostadsrum $L_{pAFmax,3ggr150nätter} \leq 45$ dBA nära Arlanda, Landvetter, Malmö och Umeå flygplatser.
- för Landvetter har den mest bullrande flygplanstypen bestämt dimensionerande maximala ljudnivå. För övriga har maximalnivå som överskrids högst 3 gånger per natt under 150 nätter per år varit dimensionerande.
- ekvivalenta ljudnivåer har varit styrande för att klara kravet $FBN \leq 30$ dBA i bostadsrum nära Bromma och Visby flygplatser
- FBN är en tidsutjämnad (ekvivalent) ljudnivå, med olika viktning för dagkväll-natt
- inga krav på åtgärder har ställts runt Kiruna, Luleå, Ronneby och Åre/Östersund flygplatser

Vi har inte studerat andra flygplatser när det gäller bostäder runt dessa, men för syftet med denna studie bedömer vi att uppgifterna från kommuner nära Swedavias flygplatser bör ge tillräcklig information.

Beskrivning av bostadsbeståndet i kommuner nära statliga flygplatser

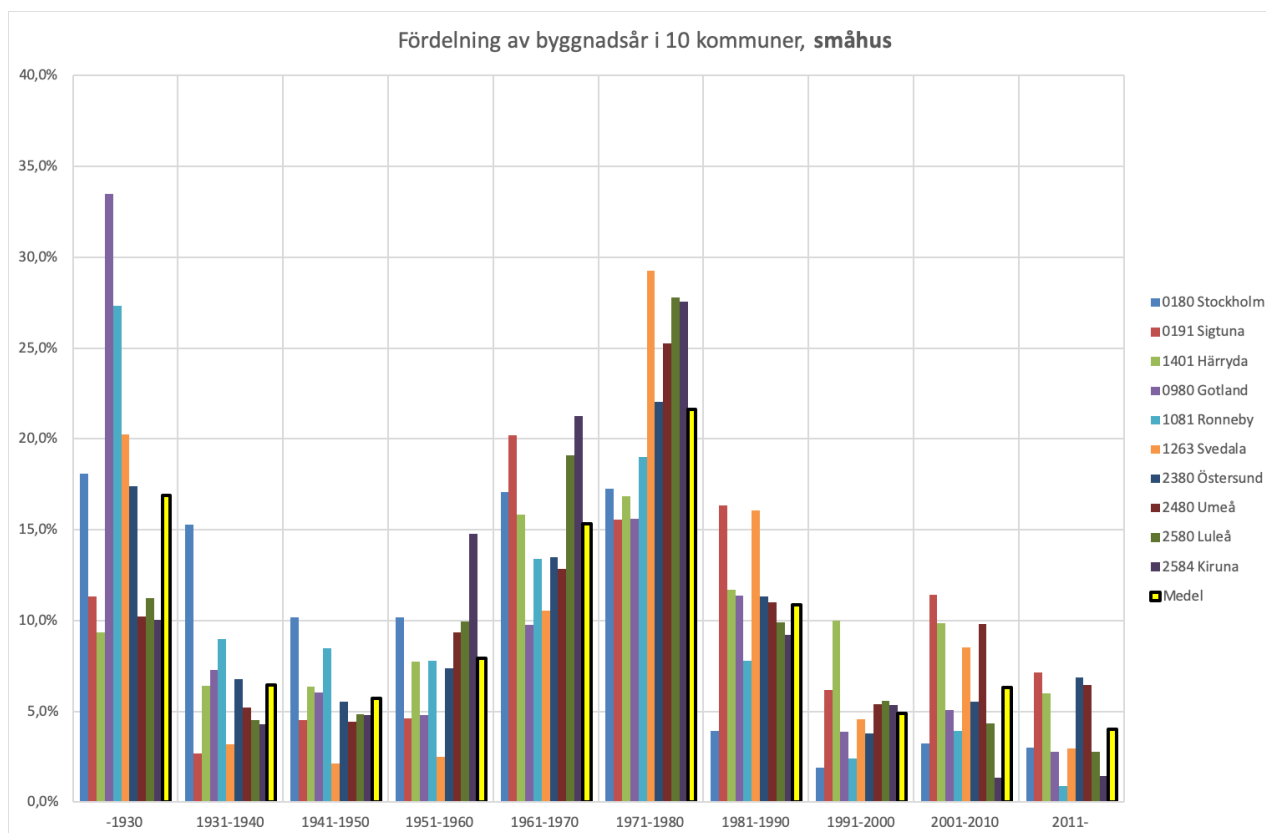
När är bostäder uppförda i kommuner med flygplatser, enligt SCB

Uppgifter från statistiska centralbyrån (SCB, april 2020)ⁱⁱ, som erhållits från uppdragsgivaren, visar en fördelning av byggnadsår och byggnadstyp för ett antal kommuner med större flygplatser. Urvalet omfattar kommunerna Stockholm, Sigtuna, Härryda, Gotland, Ronneby, Svedala, Östersund, Umeå, Luleå och Kiruna.

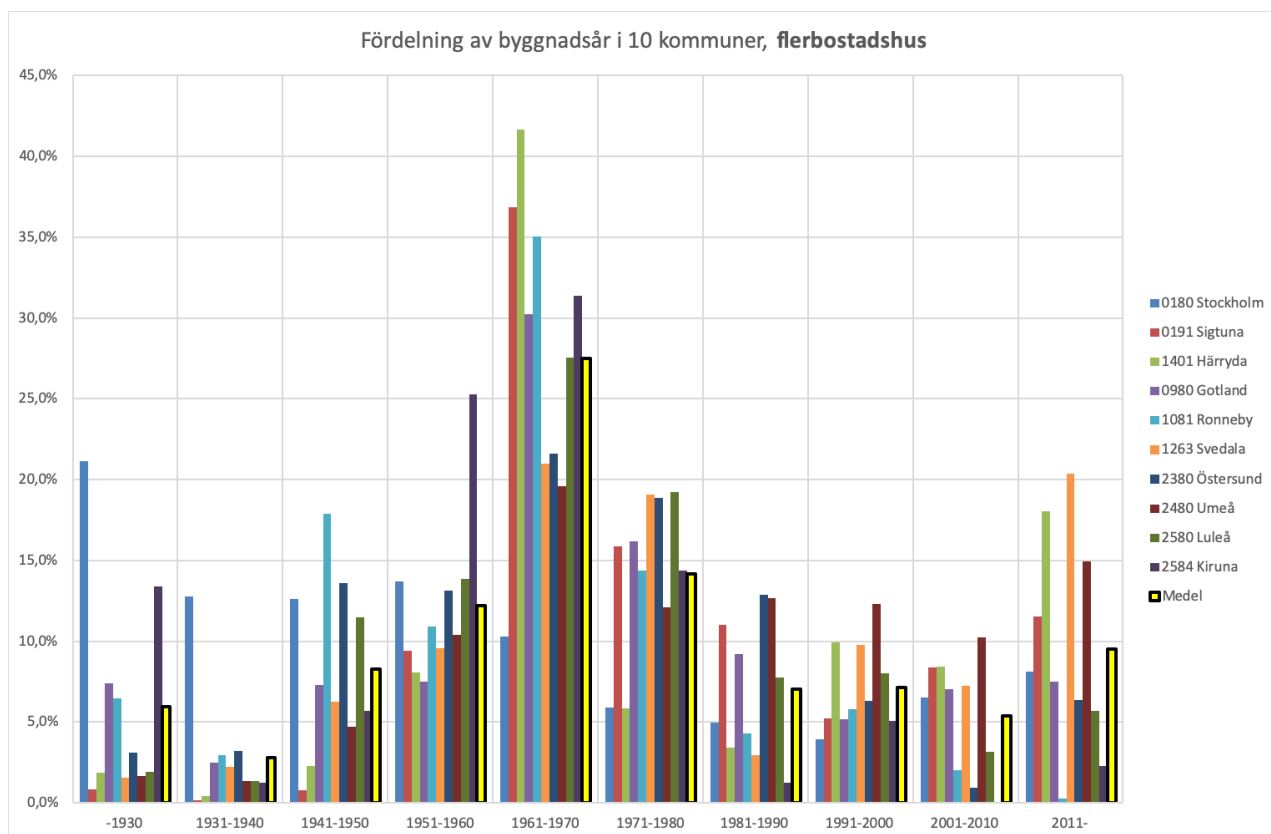
Statistiken gäller hela fastighetsbeståndet, även för de områden som inte utsätts för flygbuller. Om man gör antagandet att fördelningen även är representativ för den andel bostadshus inom respektive kommun som är utsatta för flygbuller (dvs nära flygplatserna), så kan man bilda sig en översiktlig uppfattning om vilken typ av konstruktioner som sannolikt finns i de hus som exponeras för flygbuller.

Statistiken sammanfattas i figurerna 1 och 2 och tabell 1.

I tabell 2 redovisas medelvärden för ett snävare urval, där endast kommunerna nära Arlanda, Bromma, Landvetter, Malmö, Umeå och Visby flygplatser medräknas.



Figur 1. Fördelning av byggnadsår för småhus i 10 kommuner nära större flygplatser



Figur 2. Fördelning av byggnadsår för flerbostadshus i 10 kommuner nära större flygplatser

Tabell 1. Fördelning av byggnadsår för bostadshus i 10 kommuner nära större flygplatser

Småhus	Medel	StdAv	Std/Medel	A16	A84	Flerbostadshus	Medel	StdAv	Std/Medel	A16	A84
-1930	17%	8%	0,49	9%	25%	-1930	6%	7%	1,1	0%	13%
1931-1940	6%	4%	0,56	3%	10%	1931-1940	3%	4%	1,3	0%	6%
1941-1950	6%	2%	0,39	3%	8%	1941-1950	8%	5%	0,66	3%	14%
1951-1960	8%	3%	0,44	4%	11%	1951-1960	12%	5%	0,42	7%	17%
1961-1970	15%	4%	0,26	11%	19%	1961-1970	28%	9%	0,34	18%	37%
1971-1980	22%	5%	0,25	16%	27%	1971-1980	14%	5%	0,35	9%	19%
1981-1990	11%	4%	0,34	7%	14%	1981-1990	7%	4%	0,60	3%	11%
1991-2000	5%	2%	0,46	3%	7%	1991-2000	7%	3%	0,38	4%	10%
2001-2010	6%	3%	0,53	3%	10%	2001-2010	5%	4%	0,66	2%	9%
2011-	4%	2%	0,58	2%	6%	2011-	10%	7%	0,69	3%	16%

Tabell 2. Fördelning av byggnadsår för bostadshus i 6 kommuner nära flygplatser med nattrafik

Småhus	Medel	StdAv	Std/Medel	A16	A84	Flerbostadshus	Medel	StdAv	Std/Medel	A16	A84
-1930	17%	9%	0,54	8%	26%	-1930	6%	8%	138%	0%	14%
1931-1940	7%	5%	0,68	2%	11%	1931-1940	3%	5%	147%	0%	8%
1941-1950	6%	3%	0,48	3%	8%	1941-1950	6%	4%	74%	1%	10%
1951-1960	7%	3%	0,46	4%	10%	1951-1960	10%	2%	22%	8%	12%
1961-1970	14%	4%	0,28	10%	18%	1961-1970	27%	12%	44%	15%	38%
1971-1980	20%	6%	0,29	14%	26%	1971-1980	13%	6%	45%	7%	18%
1981-1990	12%	5%	0,38	7%	16%	1981-1990	7%	4%	56%	3%	12%
1991-2000	5%	3%	0,51	3%	8%	1991-2000	8%	3%	44%	4%	11%
2001-2010	8%	3%	0,4	5%	11%	2001-2010	8%	1%	17%	7%	9%
2011-	5%	2%	0,43	3%	7%	2011-	13%	5%	39%	8%	19%

Tabell 2 visar, att 40-50% av husen i de 6 utvalda kommunerna är byggda under åren 1950-1980, vilket stämmer rätt bra med vad som är normalt för hela landet. Perioden 1950-1975 benämns ibland för rekordåren där miljonprogrammet från 1960 inräknas. SCB:s uppgifter indikerar vilka årtionden som bör studeras, när det gäller byggnadstypiska konstruktioner, framförallt fönster.

Spridningen mellan olika kommuner är måttlig, vilket indikerar att medelvärdet (sista stapeln i respektive årsintervall i figurerna 1-2) är representativt för de bostäder som är utsatta för flygbuller.

Typiska svenska huskonstruktioner och deras ljudstandard från olika årtionden

Uppgifter om ljudisolering i fönster och ytterväggar från olika perioder beskrivs i en rapport från Sveriges Byggindustrierⁱⁱⁱ, baserade på arkitekturöversikten ”Så byggdes husen 1880-2000”^{iv} samt från SAU Nordic database^v. I tabell 3 visas ett litet urval ur databaserna. Tyvärr går det inte att göra någon viktning, eftersom man måste räkna med att variationerna är stora mellan olika bostadshus. Det har gjorts omfattande fönsterbyten (främst av energiskäl) under 1980-talet, där treglasrutor i enkelbågar (T4-12) eller isolerglas (D4-12) i innerbågen ersatte de äldre fönstren.

Tabell 3a. Ljudisolering i några vanligt förekommande fönster byggda 1950-1980, samt renoverade eller utbytta fönster. Från den nordiska databasen^v

Produktbeteckning fönster	RA,tr (Ctr_ISO)	RA (C_SO)	RA C4-50
MTK kopplade bågar ”KFI”: 4 glas/42 luft/D4-12, normalt montage	28	34	30
MTK kopplade bågar ”KFI” (2+1)std, 4 glas/69 luft/D4-12 isolerruta, normalt montage	31	35	32
SBUF 01 Typ F1-0: Kopplade bågar, utåtgående, 3 glas 40 luftspalt 3 glas	25	30	27
SBUF 08 Typ F2-0: Gamla 2+1 (isolerruta från 60-/70talet, otäta anslutningar)	18	19	18
SBUF 16 Typ 5a-0: Frikopplade bågar, Y-I: 3 energiglas, 90 luft, 3 energiglas, spröjsar 2x3/fö	28	33	28
DOMLUX MSE 131 separata bågar. Glas ute-In: 4 / 83 luft / 4-16-4	38	43	40
Elitfönster EF-EFL-AL glidhängda med enkelbåge [glas T4-16] (#1152)	29	32	30
Elitfönster EF-EFL-AL glidhängda med enkelbåge [glas D4-16] (#854)	28	31	28
Elitfönster Fönsterdörr, EDF, 9x21 M, treglas T4-12. L 525/98	26	28	27
Elitfönster EFH Super Energi, 12x14 M, treglas T4-12 m. L 302/98	28	31	30
Elitfönster Fönsterdörr, KIFID, 9x21 M, I: kopplade bågar D4-12, Y: 4 mm. L 502/98	29	33	31
Medelvärde	28	32	29
Standardavvikelse	5	6	5

Tabell 3b. Ljudisolering i några vanligt förekommande ytterväggar byggda 1950-1980. Från den nordiska databasen ^v

Yttervägg, konstruktion	RA _{tr} (C _{tr} _ISO)	RA (C _{tr} _SO)	RA C4-50
SAU 03 V9-0 20 puts, 250 tegel, 25 luftspalt, 120 tegel	52	56	53
SBUF 05 YV-VII: 80 betong, 95 regler/minull, 13 gips	53	55	52
SBUF 06 YV-VIII: 20 puts, 350 lättbetong, 20 puts	48	52	48
SBUF 09 YV-XI: 60 betongfasadskiva, 100 cellplast, 120 inv, betong	40	43	40
Knauf Danogips Puts 5, Cement 12, regler 25, gipsskiva 9,5 stålreglar/minull YR195/45 stål, 2x13 gips	52	58	54
SAU 06 V2-0: 13 gips, 70 träreglar/minull, 9 gips, läkt, 25 luftspalt, 25 träpanel	37	38	39
SAU 10 V3-0 13 gips, 70 träreglar/minull, 13 asfaboard, 20 luftspalt, 120 tegel	47	51	49
SAU 13 V4-0: 13 träfiberskiva, 75 träplank, 50 minull, 25 luftspalt, 25 träpanel	35	36	35
SAU 16 V5-0: 50 träplank, 50 sågspån, 50 träplank, 30 puts	38	39	37
SAU 19 V6-0: 13 gips, 25 träplank, 50 träplank, 50 sågspån, 50 träplank, 25 luftspalt 9 eternit	37	39	38
SAU 22 V7-0: 13 gips, 125 träplank, 25 luftspalt, 25 träpanel	37	41	39
SAU 25 V8-0: 13 gips, 95 träreglar/minull, 9 gips, 20 luftspalt, 120 tegel	52	55	53
SvBtg 270 Sandwichelement BVI-1: 150 betong, 150 minull, 75 betong	51	58	55
SvBtg 271 Sandwichelement BVI-2: 150 betong, 150 EPS, 75 betong	45	50	47
SvBtg 272 Sandwichelement BVI-3: 150 betong 150 EPS, 10 tunnputs	43	45	42
SvBtg 273 Sandwichelement BVI-4: 120 betong, 150 EPS, 60 lättklinkerbetong, 20 tjockputs	43	47	45
Medelvärde	44	48	45
Standardavvikelse	6	8	7

Värdena i tabellerna 3 är sannolikt något låga (underskattar ljudisoleringen), eftersom många fastighetsägare har renoverat eller bytt ut fönster och tilläggsisolerat ytterväggar i sina bostadshus.

Olika sätt att redovisa fasadisolering, omräkning mellan vanliga mått

Fasadisolering kan redovisas på flera sätt. I tabell 4 visas omräkningsfaktorer mellan olika frekvensvägda entalsvärden, beräknade för frekvensområdet 100-3150 Hz.

I tabell 4 används följande förkortningar och antaganden:

- $R_{A, tr}$ vägt reduktionstal för stadstrafikbuller med 90% lätta fordon och 10% tunga fordon, vid 50 km/h, beräknat som summan $R_w + C_{tr}$ (100-3150 Hz) enligt SS-EN ISO 717-1. C_{tr} - termen lägger större vikt på motorljud från tunga fordon, vid låga frekvenser
- R_A vägt reduktionstal för vägtrafikbuller vid >70 km/h, beräknat som summan $R_w + C$ enligt SS-EN ISO 717-1. C -termen använder rosa brus, som lägger lika stor vikt på alla tredjedels oktavband, och ger vanligen 3-5 dB lägre ”avdrag” på R_w jämfört med C_{tr}
- $R_{A, C4}$ vägt reduktionstal för flygbuller med jetflyg enligt kapitel 3, beräknat som summan $R_w + C_4$ enligt SS-EN ISO 717-1
 - En jämförelse mellan vägt reduktionstal för flygbuller (spektrum C4, kapitel 3 jetflygplan) och spektrum C_{tr} för stadstrafikbuller har

- gjorts på en lite större databas än i tabell 3, med 38 vanligt förekommande fönsterkonstruktioner med standardglas, som visar en genomsnittlig differens 1.5 dB (standardavvikelse 0.9 dB).
- Förenklat kan $R_{A,tr}$ för ett fönster därför ökas med 1 dB om de ska tolkas som en ljudisolering $R_{A,C4}$ mot flygbuller (med C4-spektrum)
 - Motsvarande jämförelse av 29 vanligt förekommande ytterväggar visar att skillnaden är något mindre i medeltal men skiljer sig mellan tunga och lätta väggkonstruktioner. Även för ytterväggar kan +1 dB tillämpas som schablonkorrektion
 - Ljudnivåskillnad $D_{nT,A,tr}$ mellan ljudnivå utomhus 2 m framför fasad (inklusive inverkan av fasadreflex med +3 dB) och ljudnivån inomhus (medelnivå i hela rummet), beskriven i SS-EN ISO 16283-3
 - Ljudnivåskillnad " ΔL_A " mellan ljudnivå utomhus i fritt fält (utan påverkan av fasadreflex) och ljudnivån inomhus (medelnivå i hela rummet), som inte är standardiserad men förekommer ganska ofta. *Termen avser ibland ljudnivå inklusive fasadreflex, därför är det väsentligt att kontrollera i beskrivningen vilken utomhusnivå som avses.*
 - Ljudnivåskillnaderna påverkas även av fönsterarea, ytterväggsarea och rumsvolym.
 - En beräkning enligt SS-EN ISO 12354-3 visar, att i ett normalstort sovrum med rumsvolym 31 m³ (12 m² golvarea, 2,6 m takhöjd), 2 m² fönster och 8 m² väl ljudisolerad yttervägg, utan uteluftsintag eller med ett väldämpat dito, kan en ljudnivåskillnad $\Delta L_{A,C4}$ om 30 dBA förväntas vid ett $R_{A,tr}$ -värde för fönstret om 25 dB.
 - Med denna fasadisolering klaras kravet inomhus ($L_{A,max} \leq 45$ dBA) vid frifältsnivåer utomhus upp till 75 dBA, spektrum C4.
 - Om fönstren tar upp en större del av fasaden, t.ex. 3 m² (och 7 m² välisolerad yttervägg), så minskar $D_{nT,A,tr}$ och ΔL_A med 2 dB och ljudnivån utomhus bör inte överskrida 73 dBA (C4) för att klara kravet inomhus.

Omräkningsfaktorer (förenklade) visas i tabell 4:

Tabell 4. Förenklad omräkning mellan olika mått på fasadisolering, i decibel (dB). För 30% fönster kan 2 dB lägre ljudnivåskillnad förväntas, oavsett typ av spektrum. Gäller normalrum, se ovan.

Endast fönster				Fasad (fönster i välisolerad yttervägg)		
R_w	$R_{A,tr} = R_w + C_{tr}$	$R_A = R_w + C$	$R_{C4} = R_w + C_4$	$D_{nT,A,tr} = D_{nT,w} + C_{tr}$	$\Delta L_{A,tr}$	$\Delta L_{A,C4}$
Vägt reduktionstal enligt SS-EN ISO 717-1, referenskurvemetod, oberoende av rumsgemetrier	vägt reduktionstal för stadstrafikbuller enligt SS-EN ISO 717-1	vägt reduktionstal för vägtrafikbuller enligt SS-EN ISO 717-1	vägt reduktionstal för flygbuller kap 3	A-vägd ljudnivåskillnad för stadstrafikbuller, 2m framför fasad, normalrum, 20% fönster, tung vägg, ej uteluftsintag	A-vägd ljudnivåskillnad för stadstrafikbuller, frifältsnivå ute, normalrum, 20% fönster, tung vägg, ej uteluftsintag	A-vägd ljudnivåskillnad för flygbuller, frifältsnivå ute, normalrum, 20% fönster, tung vägg, ej uteluftsintag
+6	0 (referens)	+4	+1	+7	+4	+5

SP:s studie 1995

SP Sveriges Provnings- och Forskningsinstitut (idag RISE) gjorde på 1990-talet dryga 20 fältmätningar på småhus med olika ytterväggar och fönster i några kommuner.^{vi} Deras resultat visar att man i deras urval av hus hade uppnått $R_{w,A,tr}$ 30-32 dB i medeltal för olika fasader (inklusive fönster), med cirka 3 dB standardavvikelse. För C4-spektrum kan 1 dB högre värden förväntas. Se tabell 5. Ljudnivåskillnaden ΔL_A anges av SP till högre än 25 dB, ibland så högt som 35-40 dBA. De räknar dock in fasadreflexen i värdena, så med ett ΔL_A definierat i tabell 4 som differensen frifältsvärde-inomhusnivå och C4-spektrum borde man ha fått ΔL_A mellan 31 och 33 dBA, i vissa lägen ända upp till 40-41 dBA.

SP anger vidare, att stora vädringsluckor ger en drastisk försämring av ljudisoleringen, men att springventiler och liknande ger en marginell försämring, framförallt vid höga frekvenser som inte påverkar isoleringen mot flygbuller särskilt mycket. Kondensvädrande ”släpp” i tätningslistor har en likartad effekt som springventiler, dvs marginell inverkan.

Tabell 5. Fasadisoleringar mätta av SP.

Sammanställning av resultat för mätobjekten i bilaga 1.	Mätt i verkliga byggnader		Mätt i laboratorium	
	$R_{w,8}/R_{A,tr}$, (yttervägg + fönster)	$R_{w,8}$, (beräknat för fönstret)	Motsvarande $R_{w,8}$, för labmätning på enbart fönstret	$R_{w,8}/R_{A,tr}$, (end yttervägg, dvs fasad exkl fönster)
träbeklädnad				
medelvärde	36/32 dB	31 dB	34 dB	42/37 dB
standardavvikelse	2,5/3,0 dB	1,6 dB	1,0 dB	2,7/2,3 dB
antal mätningar	10 st	10 st	10 st	10 st
tyngre beklädnad				
medelvärde	34/30 dB	26 dB	33 dB	46/41 dB
standardavvikelse	2,6/1,9 dB	2,2 dB	0 dB	5,4/3,5 dB
antal mätningar	6 st	4 st	3 st	4 st

SP sammanfattar sina mätresultat såhär:

Detta projekt behandlar ljudisoleringen hos villafasader byggda på 60-, 70- och 80-talet. Målsättningen är att diskutera och svara på fyra frågeställningar:

1. Gäller schablonvärdet $\Delta L_A = 25$ dB?

Fasader med friskluftsventiler i öppet läge (eller andra otätheter av ungefär samma storlek) har ofta ett ΔL_A på ca 25 dB eller något lägre. Fasader utan friskluftsventiler eller med ventiler som är utformade för att ge god ljudisolering har i regel ett ΔL_A som är högre än 25 dB, ibland så högt som 35-40 dB.

2. Kommer allt ljud som når rummen utifrån huvudsakligen genom fönstren?

Av mätresultaten i detta projekt kan man dra slutsatsen att fönstren fortfarande är den delyta av fasaden som vanligen blir dimensionerande för fasadens totala ljudreduktion. Detta gäller i synnerhet de i villor så vanligt förekommande fönstren av typen trippel isolerruta. Vissa typer av friskluftsventiler har också visat sig sätta en gräns för vilken fasadisolering som överhuvudtaget är möjlig att uppnå. En vädringslucka kan ödelägga hela fasadens ljudreduktionen då den är öppen (försämring av storleksordningen 10-20 dB förekommer). Andra ventiler, t ex vissa typer av springventiler, ger en nästan obetydlig försämring av fasadisoleringen (1-2 dB).

Väggens (även lätta väggar) ljudreduktion är i regel minst 10 dB högre än fönster och ventil. Åtgärder på fönster och ventil är därför, i många situationer, fortfarande en effektiv åtgärd för att få lägre trafikbullernivå inomhus. Det finns idag många fönstertillverkare som saluför fönster med mycket hög ljudisolering, som är lämpliga att använda då god fasadisolering krävs.

Tyréns studie i Stockholm

Konsultföretaget Tyréns har gjort en översiktlig bedömning av fasadisoleringen i bostadshus i Stockholm, byggda under olika årtionden. Bedömningen baseras på olika arkitekturpublikationer, bland annat "Så byggdes husen 1880-2000"^{iv}. Resultaten publicerades i ett konferensbidrag 2012^{vii}. Resultatet presenterades i diagramform, se nedan.

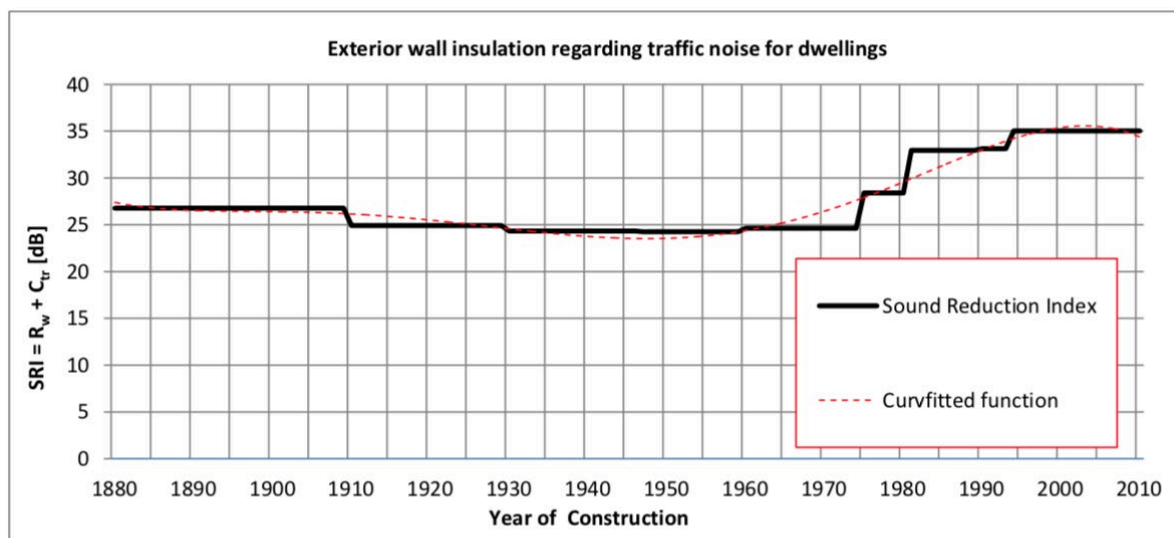


Figure 1. Exterior wall insulation regarding traffic noises as function of construction year. Also note the curvitted function $R_w + C_{tr} = -10^{-8}y^5 + 4 \cdot 10^{-6}y^4 - 0.0003y^3 + 0.0122y^2 - 0.1912y + 27.561$

Figur 3. Fasadisolering i flerbostadshus i Stockholms stad, som funktion av byggnadsår.

Fasadisoleringen i figur 3 förefaller avse hela fasaden inklusive yttervägg och fönster. Med ett $R_{A,tr}$ värde om 25-27 dB blir ljudnivåskillnaden $\Delta L_{A,C4}$ cirka 23 dB och kravet 45 dBA skulle bara klaras vid flygbuller (maximalnivå, frifält) upp till 68 dBA.

I jämförelse med tabell 3, SP:s mätningar och Swedavias inventeringar av hus nära de större flygplatserna (se nedan), så förefaller Tyréns skattning vara omkring 5 dB lägre.

Boverkets enkäter och inventeringar i BETSI-projektet

Enligt en sammanställning från Boverket 2010 som baseras på rikstäckande enkäter och inventeringar (BETSI, byggnaders energianvändning, tekniska status och inomhusmiljö^{viii}), kan man göra några bedömningar av statusen i bostadshus *i landet som helhet*:

- cirka 80% av de boende i flerfamiljshus störs inte alls av flygbuller och 16% störs till någon del av flygbuller
 - kommentar: det förefaller således rimligt att studera bostadshus nära de större flygplatserna i första hand, det är mindre sannolikt att det finns "dolda" bullerstörningar från flygtrafik i övriga delar av landet
- vid besiktningarna har man noterat ljudläckage genom fönster eller en annan byggnadsdel, främst hörbart trafikbuller, i cirka 20 procent av lägenheterna
 - kommentar: Det har gått cirka 13 år sedan besiktningarna gjordes, det är troligt att många hus har åtgärdats sedan dess, av energiskäl m.m.

- drygt hälften av ytterväggarna (54%) är tunga och bör ha god ljudisolering
- plankväggar eller utfackningsväggar med trästomme är också vanliga
 - varav en del är putsade utvändigt
 - varav endast 4% bedömdes behöva åtgärder mot trafikbuller generellt,
 - varav en mindre del utsätts för specifikt flygbuller
- ytterväggarna bedöms sammantaget ha väsentligt bättre ljudisolering än fönster och uteluftsintag (vilket också är Swedavias erfarenhet från sina inventeringar, se nedan)
- renoveringsåtgärder i flerfamiljshusen utförda på 1980-talet är sannolikt inte längre helt relevanta ur ljudsynpunkt eftersom enkla utbyteslister, glastätningar och utbytesbågar tappar sin tätande förmåga redan efter några år – men de kan även ha åtgärdats senare
- en förhållandevis stor andel av fönstren (cirka 25 procent) är s.k. pivotfönster, varav en del troligen är så kallade glidhängda fönster (även benämnda H-fönster, ett varumärke)
 - pivotfönster har oftast en måttlig ljudisolering mot trafikbuller eftersom de inte kan bära stora glasvikter och kan ha otäta anslutningar i överkanten mellan båge och karm
- I småhusen kan det förväntas att tätningarna är i bättre skick genom ett fortlöpande underhåll, utfört av husägarna själva (energiskäl, smuts, lufttätthet)
- luftintag i ytterväggen är vanliga (70%) och där Swedavia har gjort åtgärder ingår oftast utbyte av ventilerna
- Inverkan av vädring, se särskilt avsnitt om detta nedan.

Tyvärre gjordes inga ljudmätningar i BETSI-projektet. Om man antar att en relativt stor andel fönster (se tabell 3) har ett $R_{A,C4}$ värde om 30 dB och ytterväggar och uteluftsintag har väsentligt högre ljudisolering, så bör ljudnivåskillnaden $\Delta L_{A,C4}$ bli cirka 34 dB och kravet 45 dBA bör klaras vid flygbuller (maximalnivå, frifält) upp till 79 dBA. Skulle det finnas odämpade uteluftsintag ("friskluftsventiler"), så minskar fasadisoleringen troligen med upp till 10 dB och kravet inomhus riskerar överskridas redan vid frifältsnivåer över 69 dBA.

Mer om flygbuller och bostadsbyggande finns i Boverkets rapport 2013 ^{ix} och i Bullersamordningsutredningen. ^x

Internationell jämförelse av huskonstruktioner och deras ljudstandard

Uppgifter om byggnader inom EU finns hos den europeiska statistikmyndigheten Eurostat. Det är troligen möjligt att få fram vissa uppgifter därifrån, t.ex. hur vanligt det är med enkelglas i fönster i europeiska bostadshus. Det är dock rimligt att anta, att man av energiskäl har uppgraderat fönster till 2-glas isolerkassetter åtminstone i den mellersta och norra delen av EU, men det kan även förekomma i varmare länder där skydd mot värme utifrån eller kostsam luftkonditionering kan motivera fönsteråtgärder.

Inom forskarnätverket COST TU 0901 gjordes en kunskapssammanställning av regelverk och prestanda i vanligt förekommande bostadshus i medlemsländerna (EU), framförallt inriktad på deras ljudisolering mellan bostäderna^{xi}. Fasadisoleringen tas upp av några deltagande länder, där man vanligen ställer krav på fasadens vägda reduktionstal mot stadstrafikbuller enligt SS-EN ISO 717-1 ($R_{A,Tr}$ eller $R_{w,+} C_{tr}$) i relation till beräknad eller uppmätt ljudnivå utomhus.

I Frankrike skärptes kraven 1978 på fasadens ljudnivåskillnad inklusive fasadreflex +3dB ($D_{nT,w} + C$) till 30-50 dBA, beroende på ljudnivå utomhus, vilket kan sägas medföra ett krav på fönstren med $R_{w,+} C_{tr}$ till 20-40 dBA för hus byggda efter 1978, förutsatt en tung yttervägg och rumsgeometrier som i tabell 4. Kraven på värmeisolering skärptes samtidigt, vilket medförde att man även tilläggsisolerade ytterväggarna, oftast med skivbeklädnader på insidan. Ljudnivåskillnaden blir i dessa fall i intervallet $\Delta L_{A,C4}$ 25-45 dBA.

I Portugal antas fönstren ge omkring R'_w 30 dB (med dubbla glas), vilket kan antas motsvara $R_{w,+} C_{tr}$ 24-25 dB. I befintliga byggnader redovisas vanliga problem som sätter ned reduktionstalet med omkring 4-5 dB, t.ex. dåliga tätningar, tunna jalusiboxar ovanför fönstret med mera. Därför kan $R_{w,+} C_{tr}$ 20 dB för fönster och jalusiboxar antas vara ett mer realistiskt värde i många befintliga byggnader. I dessa byggnader kan $\Delta L_{A,C4}$ omkring 25 dBA förväntas.

Belgien och Schweiz har krav på fasaden som beror av utenvån, för att klara 25 dBA ekvivalentnivå i bostadsrum nattetid respektive 30 dBA dagtid. Där högre ljudisolering erfordras sätter man in en isolerkassett med två tunga laminatglas. Två exempel på krav som beror på ljudnivåerna utomhus återges i figurerna nedan, från Australien respektive från Italien.

Table 30.5. Minimum $R_w + C_{tr}$ of closed window including integral window seals in other sound sensitive spaces.

Category	1	2	3	4	5
Area of windows (W) as % of room floor area (F)					
W/F ≤ 20 %	22	25	28	31	34
20 % < W/F ≤ 40 %	25	28	31	34	37
40 % < W/F ≤ 60 %	28	31	34	37	40
60 % < W/F ≤ 80 %	31	34	37	40	
80 % < W/F ≤ 100 %	34	37	40		
100 % < W/F ≤ 120 %	37	40			
120 % < W/F ≤ 140 %	40				
140 % < W/F					

Figur 4. Ljudkrav på fönster i Australien, vid olika ljudnivåkategorier utomhus, från 54 dBA i kategori 1 till 70 dBA i kategori 5, dagtid. Under natt gäller 4 dB hårdare krav.

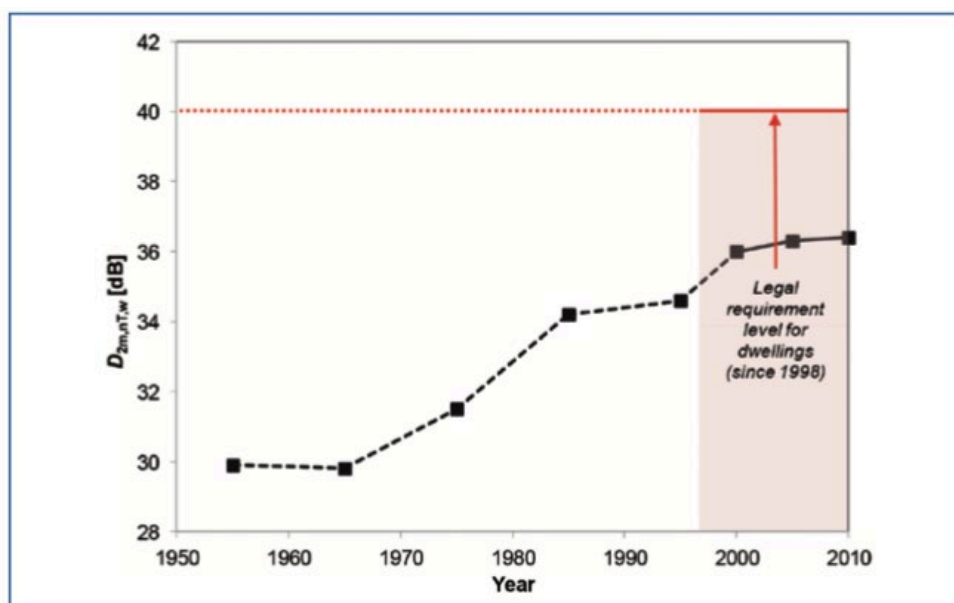


Figure 13.18. Evolution of Façade Sound Insulation of Italian dwellings since 1950; the solid line is a weighted average of measured data; the dashed line represents estimated data; level of mandatory requirement is highlighted [4].

Figur 5. Ljudkrav på fasad i Italien, vid olika byggnadsår. $\Delta L_{A,C4}$ blir cirka 8 dB lägre än $D_{2m,nT,w}$.

Åtgärder runt Swedavias flygplatser

Urval av bostadshus för åtgärder

Enligt Swedavia¹ har f n cirka 3000 bostäder i närheten av deras flygplatser åtgärdats, främst nära Arlanda, Bromma och Landvetter. I de allra flesta fall är det endast fönster och uteluftsintag ("friskluftsventiler") som har modifierats eller bytts ut. I enstaka fall har även åtgärder i själva ytterväggen utförts. Flertalet av de utvalda husen har inventerats av en akustiker eller erfaren entreprenör, som har bedömt vilka åtgärder som bör vidtas.

Med ledning av Swedavias beskrivning och värden i tabell 3a, kan man utgå från att tätning av fönster samt byte av inre eller yttre glas (eller utbyte av hela fönster), samt byte till ljuddämpat uteluftsintag, bör ha förbättrat fasadens ljudisolering med mellan 5 och 8 dB, beroende på utgångsläget. I enstaka fall, där fönstren varit helt otäta, kan skillnaden vara större, men av energiskäl kan man utgå från att tätningslister har bytts i de flesta hus och att otätheter inte är särskilt vanliga.

Vid bedömningen har det "mest utsatta rummet" varit styrande, vilket gör att det kan finnas rum i samma hus som skärmas något av byggnaden och har något lägre ljudnivåer än angivet.

I samtliga fall har man antingen konstaterat att ljudnivåerna inte är så höga att några åtgärder behöver vidtas, eller så har man genomfört åtgärder som dämpar

Ljudnivåerna tillräckligt för att kravet FBN 30 dBA eller maximalnivån 45 dBA ska uppfyllas.

Med flygbullernivå *FBN* avses ett viktat tidsmedelvärde för dag-kväll-natt, frifältsvärde vid fasad eller i rum. Med maximalnivå $L_{pAFmax,3ggr150nätter}$ avses den 3:e högsta ljudnivån som beräknas förekomma högst 150 dygn/år, frifältsvärde vid fasad eller i rum.

Inventeringar runt Arlanda

I den första etappen inventerades 224 hus med FBN över 60 dBA där fasadisoleringen kunde vara otillräcklig för att klara kravet FBN inomhus <30 dBA

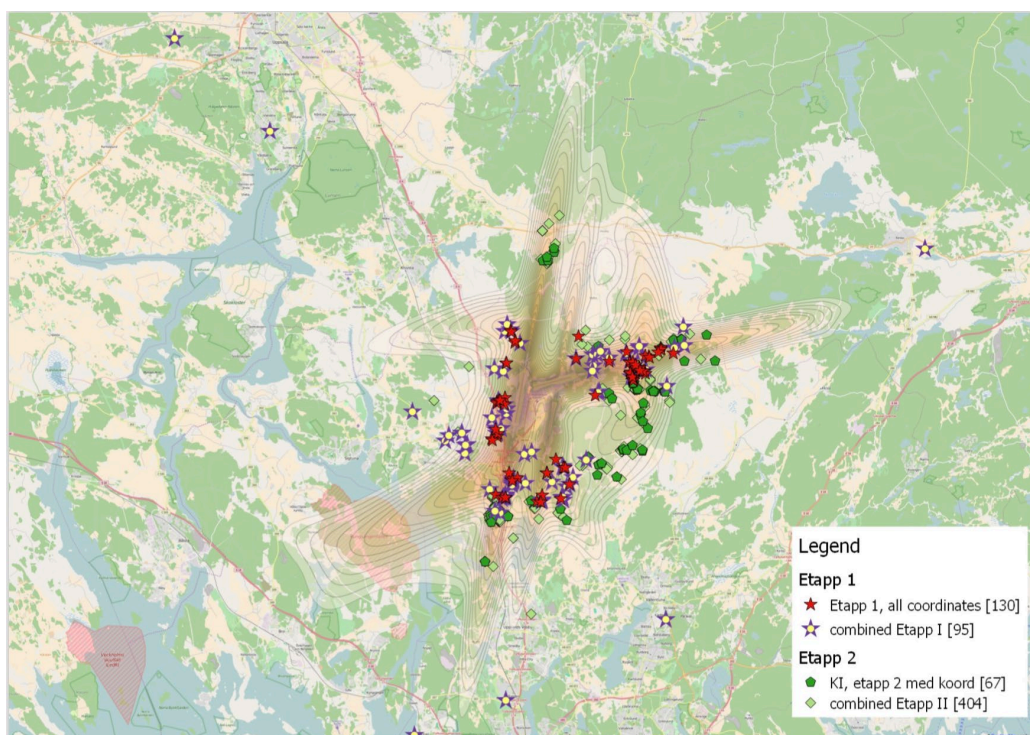
- FBN vid fasad (frifält, 216 hus) i medeltal 62,2 dBA (standardavvikelse 2,2 dBA)
- fasadisoleringen (antaget $\Delta L_{A,C4}$) i befintliga hus bedömdes till 25-30 dBA
- FBN inomhus beräknades till 42 dBA (standardavvikelse 6 dB), alla hade >30 dBA

I den andra etappen inventerades 822 hus där maximalnivån nattetid $L_{pAFmax,3ggr150nätter}$ beräknades kunna överskrida 70 dBA (>3 gånger under 150 nätter/år)

- $L_{pAFmax,3ggr150nätter}$ i medeltal 76,1 dBA (standardavvikelse 2,5 dBA), 816 hus >70 dBA
- 66% av husen behövde åtgärdas (541 hus), 34% hade tillräcklig ljudisolering (281 hus)
- $L_{pAFmax,3ggr150nätter}$ i rum före åtgärder i medeltal 47,2 dBA (standardavvikelse 2,4 dBA)
- fasadisoleringen före åtgärder bedömdes i medeltal 28 dBA (standardavvikelse 2,2 dBA)
- valda åtgärder behövde således endast förbättra fasaderna med några få dBA

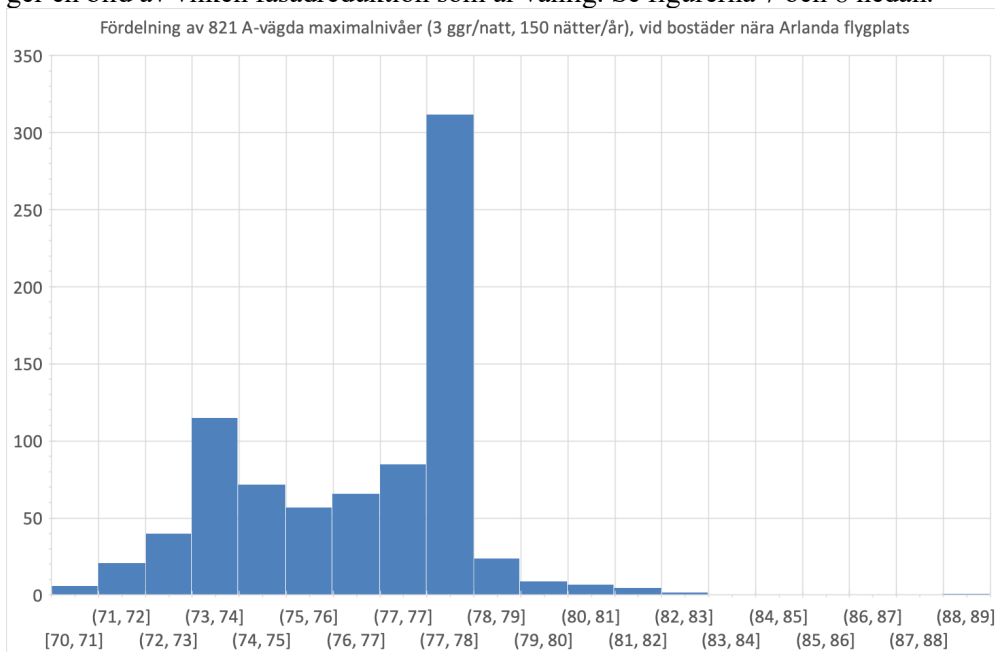
För närvarande pågår åtgärder i ett litet antal fastigheter nära Arlandas tredje bana, men de bedöms inte påverka den generella statistiken som redovisas nedan.

Geografiska data från Swedavia visar att det främst är bostäder nära landningsbanorna som påverkas av höga maximalnivåer, se figur 6:



Figur 6. Exempel från Arlanda flygplats, som visar ett urval av bostadshus som har åtgärdats.

Uppgifter från Swedavia om frifältsnivåer vid 821 av de åtgärdade husen i etapp 2 ger en bild av vilken fasadreduktion som är vanlig. Se figurerna 7 och 8 nedan.



Figur 7. Fördelning av maximalnivåer vid 821 utvalda bostadshus vid Arlanda flygplats.

Baserat på en normalfördelad ljudnivå med samma medelvärde och standardavvikelse som i figur 7 kan sägas, att cirka 85 % av maximalnivåerna bör ligga i intervallet 73-79 dBA, i medeltal 76 dBA (dito för medianvärdet). Lägsta

beräknade nivå är 73 dBA, högsta 82 dBA, vilka ligger inom 95% intervallet för en normalfördelad ljudnivå med samma medelvärde och standardavvikelse (71-81). Men som framgår av figur 7, så är fördelningen ojämn, det är få hus som exponeras för mer än 79 dBA maximalnivå.

Med antagande om en yttervägg som isolerar väsentligt bättre än fönstret och ett väl dämpat uteluftsintag (eller inget), så skulle det räcka med $R_{A,C4}$ värde om 31 dB för att klara kravet 45 dBA inomhus vid 79 dBA utomhus (frifält, vid fasad). Enligt tabell 3a kommer många fönsterkonstruktioner att klara kravet om de i gott skick, dvs lufttäta.

Bromma flygplats

Bromma flygplats har ingen nattrafik, här är endast FBN relevant att studera. Runt Bromma flygplats har 1400 bostadshus inventerats:

- 28 % hade redan fullgod ljudisolering
- 49 % har åtgärdats till fullgod isolering
- 23 % har åtgärdats delvis eller inte kunnat åtgärdas

Inga uppgifter fanns tillhanda om ljudnivåer ute eller ljudisolering i husen före åtgärder.

Landvetter flygplats

För Landvetter flygplats har dimensionerande bullernivåer varit maximalnivå 70 dBA högst 3 ggr per natt under mer än 150 nätter, bestämda för den mest bullrande flygplanstypen, Boeing 744.

- 302 fastigheter inventerade
- FBN vid fasad (frifält) i medeltal 60,3 dBA (standardavvikelse 2,7 dBA)
- $L_{A,max}$ vid fasad (frifält) i medeltal 79,7 dBA (standardavvikelse 4,2 dBA), 312 hus >70 dBA
- 218 hus åtgärdade, övriga har inte åtgärdats av något skäl, exempelvis att de har klarat kraven, saknat bygglov, varit i dåligt skick eller att ägaren har avböjt åtgärder

Umeå flygplats

För Umeå flygplats har dimensionerande bullernivåer varit maximalnivå 70 dBA högst 3 ggr per natt under mer än 150 nätter.

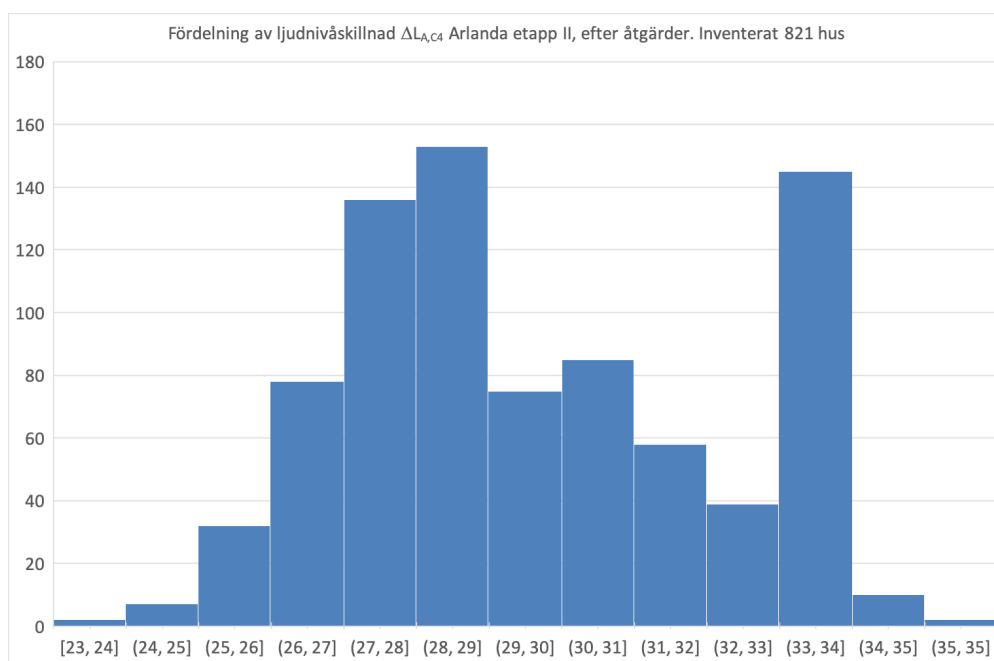
- 180 fastigheter inventerade
- $L_{A,max}$ vid fasad (frifält) i medeltal 75,6 dBA (standardavvikelse 7,3 dBA), 146 hus >70 dBA
- 96 hus är åtgärdade, övriga har inte åtgärdats av olika skäl, exempelvis att ljudisoleringen redan varit tillräcklig eller att fastighetsägaren har avböjt åtgärder.

Malmö och Visby flygplatser

För Malmö saknas uppgifter om ljudnivåer, men runt Malmö flygplats har 33 hus av 109 åtgärdats för att klara maximalnivåkravet och runt Visby har 4 hus av 7 åtgärdats för att klara FBN-kravet (ingen nattrafik).

Sammanfattande bedömning Swedavias åtgärder

Ljudnivåskillnaden efter åtgärder vid Arlanda flygplats, etapp II (maximalnivåer nattetid) sammanfattas i figur 8. Diagrammet visar, att i de allra flesta fall uppfyller man kravet inomhus vid en resulterande ljudnivåskillnad om 34 dB eller lägre, vilket uppfylls av ett antal fönster med normal glasning och tätningar, i de vanligast förekommande ytterväggarna.



Figur 8. Fördelning av ljudnivåskillnader $\Delta L_{A,C4}$ i de utvalda bostadshusen vid Arlanda flygplats, där samtliga antas ge högst 45 dBA maximalnivå (3:e högsta nattetid, högst 150 gånger/år).

Enligt muntliga uppgifter från Luftfartsverket 2002 har stickprovsvisa uppföljningsmätningar gjorts runt Umeå, Östersund, Luleå och Kiruna flygplatser, som visade att man klarat kraven med några dB marginal efter åtgärder. Åtgärderna hade projekterats med stöd av beräkningar. Med ledning av vad som har visats ovan, finns det ingen anledning att betvivla dessa uppgifter.

Sammantaget kan man anta, med stöd av de åtgärder och uppföljningar som har utförts av Swedavia skäl, att ljudnivåerna inomhus i flertalet bostadshus nära de statliga flygplatserna uppfyller de ställda kraven när det gäller skydd mot flygbuller inomhus ($FNB \leq 30$ dBA, $L_{A,max,3/150} \geq 45$ dBA).

Jämförelse med buller från vägtrafik i stadsmiljö

Jämför man maximalnivåer i figur 7 med vad som är relativt vanliga ljudnivåer utanför bostäder i stadsmiljö orsakade av vägtrafik med cirka 10% tunga motorfordon och 90% personbilar i cirka 50 km/h, så ligger flygbullernivåerna 5-10 dBA lägre i de studerade fallen. Fasadernas ljudreduktion av vägtrafikbuller kan också antas vara 1 dB lägre jämfört med ljudreduktionen mot flygtrafik med C4-spektrum, som är mer bredbandigt än stadstrafikens ljud (tabell 4).

En jämförelse av olika åtgärder på befintliga fönster i databasen^v (se tabell 6) visar att cirka 5-8 dB förbättringar kan förväntas med tätningar och glasbyten, samt åtgärder på uteluftsintagen. Slutsatsen kan då vara, att om ljudnivåskillnaden $\Delta L_{A,C4}$ ligger i intervallet 28-36 efter åtgärder på fönster och uteluftsintag, så kan ljudnivåskillnaden $\Delta L_{A,C4}$ ha legat i intervallet 23-28 före åtgärder, beroende på vilket skick fönstren har varit i före åtgärd. Tyvärr redovisas inte utgångsläget för fönstren, endast efter åtgärder.

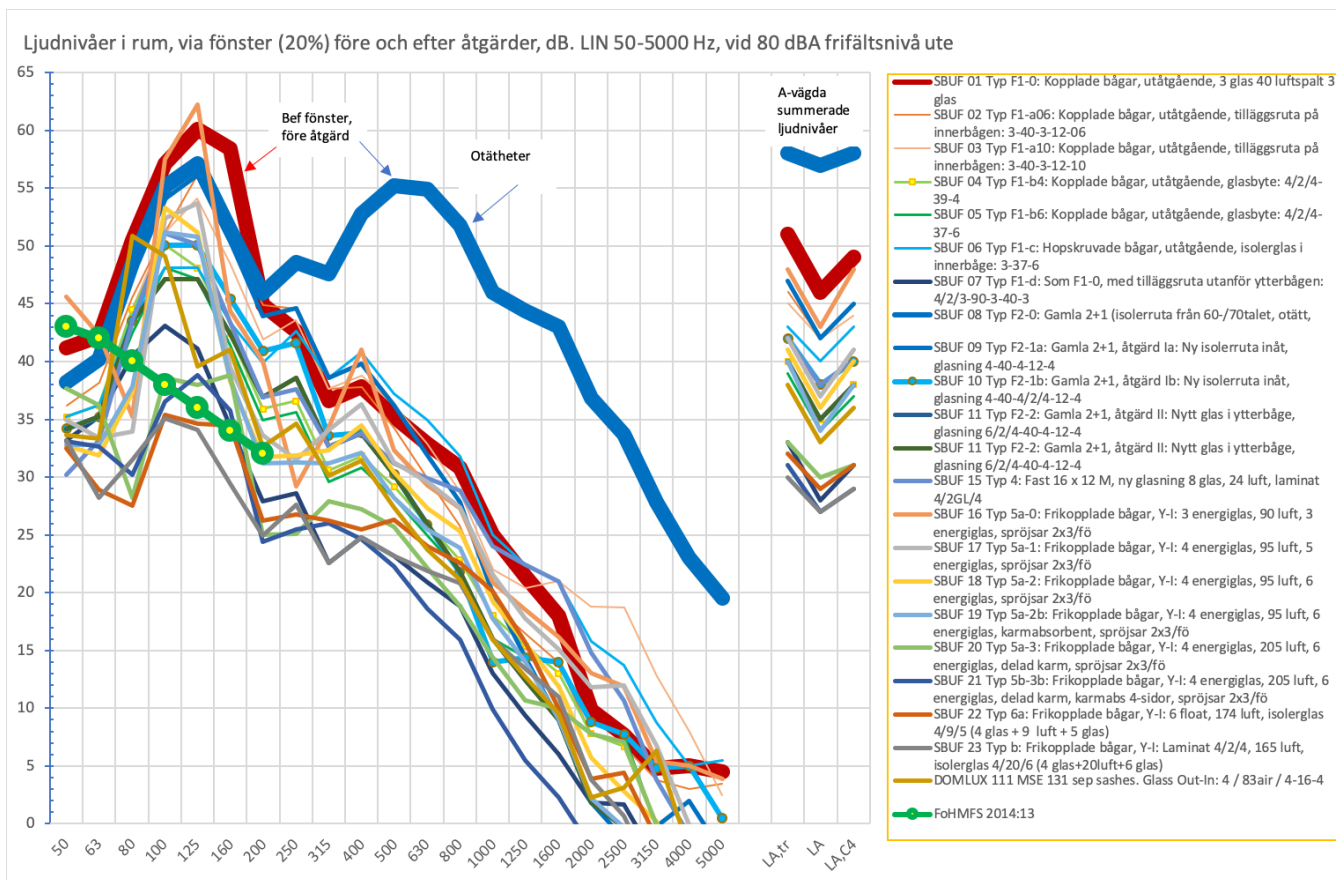
Faktorer som kan påverka störningsupplevelsen även efter åtgärder

Mer energi vid låga frekvenser

En egenskap som bedömdes väsentlig att se på, är om den A-vägda ljudnivån inomhus (maximalnivå) efter åtgärder skulle kunna domineras av lågfrekvent ljud, vilket i så fall skulle kunna bero på att åtgärderna i första hand dämpar mellanfrekvent och högfrekvent ljud.

Beräkningar av de linjära inomhusnivåerna vid olika frekvenser 50-5000 Hz och tre olika A-vägda summanivåer utfördes för ett antal fönstertyper från perioden 1950-1980, originalutförande (lufttäta) och efter olika förstärkningsåtgärder.

Resultatet visas i figur 9 och i tabell 6. Åtgärderna förefaller vara tillräckligt effektiva för att ge en förbättring inom hela intervallet 100-3150 Hz. Under 125 Hz är C4-spektrat ganska svagt. De vägda talen med C_{tr} -termen ligger 3-5 dB lägre än med C -termen, vilket tyder på att låga frekvenser inte dominerar inomhusnivån.



Figur 9. A-vägda ljudnivåer i rum, med originalfönster respektive förbättrade fönster. Nivåerna är beräknade med 10 m² fasad varav 2 m² fönster, tung yttervägg, inget eller ljuddämpat luftintag. Siffervärden, se tabell 6.

Men om målet är att komma under riktvärdena i FoHMFS 2014:13 (grön kurva), så krävs det tunga glas om flygbullernivån är så hög som 80 dBA (maximalnivå). Enligt Swedavia (se figur 7) är det inte många bostäder som har så höga nivåer.

Tabell 6. Linjära ljudnivåer 50-5000 Hz samt tre A-vägda summanivåer i rum. Med originalfönster respektive förbättrade fönster. Nivåerna på näst översta raden är frifältsnivåer vid fasad (LIN) i olika frekvensband, vid 80 dBA A-vägd ljudnivå. Inomhusnivåerna är beräknade från dessa frifältsnivåer, antaget 12 m² golvarea, 10 m² fasadarea varav 2 m² fönster, 8 m² tung yttervägg, inget eller ljuddämpat luftintag.

Inomhusnivå (med 20% fönster, 12 m ² rum/10 m ² fasad), 80 dBA f-f	50	63	80	100	125	160	200	250	315	400	500	630	800	1000	1250	1600	2000	2500	3150	4000	5000	LA,tr	LA	LA,C4
LIN C4-spektrum 50-5000 Hz och tre A-vägda summanivåer (dB)	62	62	70	75	76	72	69	73	70	74	74	74	74	70	68	67	61	59	54	51	50	80	80	80
SBUF 01 Typ F1-0: Kopplade bågar, utåtgående, 3 glas 40 luft 3 glas	41	42	51	57	60	58	45	43	37	38	35	33	31	25	21	18	10	8	5	5	5	51	46	49
SBUF 02 Typ F1-a06: Kopplade bågar, tilläggsruta: 3-40-3-12-06	36	38	46	51	56	50	45	45	38	38	34	30	26	19	16	14	8	7	4	3	4	46	42	45
SBUF 03 Typ F1-a10: Kopplade bågar, tilläggsruta: 3-40-3-12-10	35	36	45	51	54	48	42	44	38	39	36	33	29	22	20	21	19	19	13	8	3	45	42	44
SBUF 04 Typ F1-b4: Kopplade bågar, utåtgående: 4/2/4-39-4	35	36	45	50	48	42	36	37	31	32	29	26	23	18	15	13	8	7	0	-5	-8	40	35	38
SBUF 05 Typ F1-b6: Kopplade bågar, utåtgående: 4/2/4-37-6	34	35	43	48	47	41	35	36	30	31	28	25	22	16	14	14	9	8	0	-5	-8	39	34	37

NATURVÅRDSVERKET RAPPORT 6970
BILAGA 2

Inomhusnivå (med 20% fönster, 12 m ² rum/10 m ² fasad), 80 dBA f-f	50	63	80	100	125	160	200	250	315	400	500	630	800	1000	1250	1600	2000	2500	3150	4000	5000	LA,tr	LA	LA,C4
LIN C4-spektrum 50-5000 Hz och tre A-vägda summanivåer (dB)	62	62	70	75	76	72	69	73	70	74	74	74	74	70	68	67	61	59	54	51	50	80	80	80
SBUF 06 Typ F1-c: Hopskruvade bågar, isolerglas innerbåge: 3-37-6	35	36	44	48	48	43	40	43	39	41	37	35	32	25	22	21	16	14	9	5	6	43	40	43
SBUF 07 Typ F1-d: Som F1-0, med tilläggsruta: 4/2/3-90-3-40-3	33	35	41	43	41	34	28	29	23	25	23	21	19	13	9	6	2	2	-3	-8	-12	33	28	31
SBUF 08 Typ F2-0: Gamla 2+1 (isolerruta fr 60-/70talet, otätt	38	40	49	55	57	51	46	49	48	53	55	55	52	46	44	43	37	34	28	23	20	58	57	58
SBUF 09 Typ F2-1a: Gamla 2+1, åtgärd Ia: Ny glasning 4-40-4-12-4	38	40	48	54	56	50	44	45	39	40	36	32	28	20	14	9	2	-1	0	2	-3	47	42	45
SBUF 10 Typ F2-1b: Gamla 2+1, åtgärd Ib: glas 4-40-4/2/4-12-4	34	35	44	50	50	45	41	42	34	34	30	26	22	14	14	14	9	8	5	5	1	42	38	40
SBUF 11 Typ F2-2: Gamla 2+1, åtgärd II: glas 6/2/4-40-4-12-4	34	35	44	47	47	42	37	39	33	34	30	26	22	16	12	9	2	0	-4	-7	-9	40	35	38
SBUF 11 Typ F2-2: Gamla 2+1, åtgärd II: Nytt glas i ytterbåge, glasning 6/2/4-40-4-12-4	34	35	44	47	47	42	37	39	33	34	30	26	22	16	12	9	2	0	-4	-7	-9	40	35	38
SBUF 15 Typ 4: Fast 16 x 12 M, 8 glas, 24 luft, laminat 4/2GL/4	30	33	44	51	50	43	37	38	33	34	31	30	29	24	22	21	15	11	4	-1	-5	42	38	40
SBUF 16 Typ 5a-0: Frikopplade bågar, Y-I: 3 glas, 90 luft, 3 glas	46	42	35	58	62	44	40	29	34	41	32	29	27	21	19	16	13	12	5	5	4	48	43	48
SBUF 17 Typ 5a-1: Frikopplade bågar, Y-I: 4 glas, 95 luft, 5 glas	35	33	34	52	54	40	34	32	34	36	31	30	27	22	18	15	12	12	7	0	-6	42	37	41
SBUF 18 Typ 5a-2: Frikopplade bågar, Y-I: 4 glas, 95 luft, 6 glas	33	32	37	53	51	38	32	32	32	35	30	27	25	19	16	12	6	3	0	-9	-12	41	36	40
SBUF 19 Typ 5a-2b: Frikopplade bågar, Y-I: 4 glas, 95 luft, 6 glas, karmabsorbent	33	33	38	51	51	39	31	31	31	32	28	26	24	18	14	9	2	0	-5	-11	-13	40	34	38
SBUF 20 Typ 5a-3: Frikopplade bågar, Y-I: 4 glas, 205 luft, 6 glas, delad karm, spröjsar 2x3/fö	38	36	28	39	38	39	25	25	28	27	26	22	19	14	11	10	8	7	0	-6	-11	33	30	31
SBUF 21 Typ 5b-3b: Frikopplade bågar, Y-I: 4 glas, 205 luft, 6 glas, delad karm, karmabs 4-sidor	33	33	30	37	39	36	24	26	26	25	22	19	16	10	6	2	-2	-4	-9	-15	-18	31	27	29
SBUF 22 Typ 6a: Frikopplade bågar, Y-I: 6 float, 174 luft, isolerglas 4/9/5 (4 glas + 9 luft + 5 glas)	33	29	28	35	35	35	26	27	26	26	26	24	23	20	16	10	4	4	-1	-11	-13	32	29	31
SBUF 23 Typ b: Frikopplade bågar, Y-I: Laminat 4/2/4, 165 luft, 4/20/6 (4 glas+20luft+6 glas)	33	28	32	35	34	29	25	28	23	25	23	22	21	16	13	11	4	1	-5	-7	-8	30	27	29
DOMLUX MSE 131 sep sashes. Glass Out-In: 4 / 83air / 4-16-4	34	33	51	49	40	41	33	35	30	31	27	24	21	16	13	10	2	3	6	-2	-12	38	33	36

Inverkan av vädring nattetid

Enligt sammanställningen i BETSI^{viii}, kan man konstatera att åtgärder för god fasadisolering kan vara effektiva om de kombineras med åtgärder mot övertemperatur under den varma årstiden.

Ljudisoleringen i hela fasaden försämras emellertid cirka 20 dB om fönstret står på glänt och med cirka 30 dB om det står vidöppet. Det är därför väsentligt att försöka skatta inverkan av vädring.

BETSI-enkäterna visade, att

- boende i flerbostadshus vädrar mer än dem som bor i småhus.
- 20 procent har ett fönster öppet hela dagen/natten
- 50 procent har öppet några timmar varje gång de vädrar
- av dem som ofta har svårt att somna eller väcks på grund av trafikbuller svarar 70 procent att det ofta eller ibland är för varmt i bostaden:
 - följderna blir, att där man både upplever ett behov av att vädra och störs av trafikbuller kan bullerstörningen vara större än fasadisoleringen indikerar
 - där det finns skugga, effektiv solavskärmning eller god ventilation bör ljudexponeringen inomhus minska, eftersom de boende inte tvingas att ha fönstret öppet under hela natten för att få ned inomhustemperaturen
 - en mindre andel boende kan dock förväntas vädra även om åtgärder vidtas, exempelvis på grund av vana och tradition, känsla av instängdhet respektive frihet

Vädringsbehovet kan beaktas när man väger ihop den effektiva fasadisoleringen i bostäder nära flygplatser med mycket trafik. Frågan är bara hur, perioder med varmt klimat utgör bara en del, alla fasader har inte solinstrålning på eftermiddag eller kväll.

Bedömningar – ljudstandard i bostadsbeståndet runt svenska flygplatser

Ljudisoleringen i bostäder nära de större flygplatserna kan bedömas utifrån de sammanställningar som har presenterats ovan:

- SCB:s statistik över byggnadsår för flerbostadshus och småhus, visar att en större andel är uppförda under ”rekordåren” 1950-1980, småhusen något senare än flerbostadshusen. Vanliga konstruktioner från denna period har analyserats inom ett projekt för SBUF/Sveriges Byggindustrier, med resultatet att den A-vägda ljudnivåskillnaden $\Delta_{LA,C4}$ mellan frifältsnivåer utomhus och medelljudnivåer i bostadsrum kan antas ligga i intervallet 28-38 dBA, flertalet över 30 dBA.
- Boverket har genomfört besiktningar och enkäter i ett slumpmässigt urval av cirka 1500 flerbostadshus och småhus fördelade över hela landet. Från studien bedöms $\Delta_{LA,C4}$ ligga omkring 34 dB, med en måttlig försämring i vissa hus på grund av luftläckage i icke åtgärdade fönster och små uteluftsintag.
- Swedavia har genomfört inventeringar och i vissa fall även åtgärder, som har medfört att de flesta bostadshus nära de större flygplatserna inte har maximalnivåer över 45 dBA. Slutsatsen kan då vara, att om ljudnivåskillnaden $\Delta_{LA,C4}$ ligger i intervallet 28-36 efter åtgärder på fönster och uteluftsintag, så kan ljudnivåskillnaden $\Delta_{LA,C4}$ ha legat i intervallet 23-28 dB före åtgärder, beroende på vilket skick fönstren har varit i före åtgärd. Tyvärr redovisas inte utgångsläget för fönstren, endast efter åtgärder.
- Det har inte varit möjligt att göra någon detaljerad jämförelse mellan fasadisolering i svenska bostadshus och andra länders bostadshus nära flygplatser. En bedömning av information från några länder, med stöd av viss egen erfarenhet, gör det ändå rimligt att anta, att bostadshusen i mellaneuropeiska och sydeuropeiska länder har omkring 5 dB lägre ljudisolering jämfört med i de nordiska länderna. Det främsta skälet är en fokusering på minskad energianvändning och brister i lufttäthet som medför risk för fuktskador, försämrad komfort och ökade uppvärmningskostnader i vårt klimat. De flesta fastighetsägare väljer därför att ”se om sitt hus”. Skillnader finns även i nyare fönsterkonstruktioner, där vi oftast har tre glasrutor medan man i andra länder ofta bara har två glas (isolerruta).

Sammanfattningsvis bedöms den A-vägda ljudnivåskillnaden $\Delta_{LA,C4}$ mellan frifältsnivåer utomhus och medelljudnivåer i svenska bostadshus nära flygplatserna ligga i intervallet 30-35 dBA, det vill säga minst 5 dBA högre än vad som ofta antas som schablonvärde i internationella bullerkartläggningar m.m. I en mindre andel av husen, där tätningslister och glansningslister inte har underhållits eller där andra bulleråtgärder inte har vidtagits, kan värdet ligga 5-8 dB lägre.

Det kan också noteras, att skulle flygtrafiken komma att förändras av något skäl, så kan fler byggnader som ännu inte har åtgärdats komma att kräva kompletterande åtgärder för att klara inomhusnivåkraven.

Vädring, odämpade luftintag och oavsiktliga luftläckage bedöms ha en begränsad inverkan på ljudnivån inomhus i de svenska bostadshusen, men kan i enstaka fall ge en ökad störning där solinstrålningen gör det alltför varmt inomhus under delar av året.

Lågfrekvensljud bör inte ge någon markant ”skevhet” i bedömningen av kravet på maximalnivå inomhus, när ljudkällan är flygbuller enligt kapitel 3 (jetflyg), varken med originalfönster eller åtgärdade fönster. Flygbullerspektrat är relativt svagt vid de allra lägsta frekvenserna, där fönstren har låg ljudisolering. Där ljudkällan är stadstrafikbuller kan problemet blir mer aktuellt, eftersom detta spektrum har mer energi vid de lägsta frekvenserna p.g.a. motorbuller från tunga fordon.

Förutsättningar

Underlag kom från beställaren och Swedavia (Ulf Pettersson) 2020-08-12 och 2020-08-24.

Referenser

- i Korrespondens med Ulf Pettersson vid Swedavia.
- ii Uppgifter från SCB, Martin Verhage 2020-04-23, från uppdragsgivaren KI.
- iii Ljudisolering i bostadshus byggda 1880-2000 : Praktiska erfarenheter och indata för beräkningar. Simmons, Christian. Göteborg : Sveriges byggindustrier 2004. FoU-Väst 1402-7410 ; 2004-05.
- iv Så byggdes husen 1880-2000. Björk Cecilia, Kallstenius Per, Reppen Laila. Svensk Byggtjänst. ISBN: 9789173336185.
- v SAU Nordic database för programvarorna BASTIAN och SONarchitect. www.bastian.nu.
- vi Fasaders ljudisolering i moderna svenska villor. Göransson C, Andresen G. Sveriges Provnings- och Forskningsinstitut SP Rapport 1995:39. ISBN-91-7848-567-3. Tillgänglig på <http://www.diva-portal.se/smash/get/diva2:961958/FULLTEXT01.pdf>
- vii Estimating the insulation of exterior walls regarding traffic noise in the city of Stockholm. Carlsson K, Grundfelt G. EURONOISE 2012 10–13 June, Prag.
- viii God bebyggd miljö – förslag till nytt delmål för buller inomhus – resultat från projektet BETSI (Byggnaders energianvändning, tekniska status och inomhusmiljö). Boverket juni 2010. ISBN pdf: 978-91-86342-57-9.
- ix Faktaunderlag - flygbuller i planeringen. Boverket 2009. PDF ISBN: 978-91-86342-71-5.
- x Flygbuller och bostadsbyggande. Slutrapport från bullersamordningsutredningen. SOU-2013-67.
- xi Building acoustics throughout Europe Volume 2: Housing and construction types country by country. COST Action TU0901: Integrating and Harmonizing Sound Insulation Aspects in Sustainable Urban Housing Constructions. Rasmussen B, Machimbarrena M et al. e-ISBN: 978-84-697-0159-1. Fritt tillgänglig på <https://www.cost.eu/publications/building-acoustics-throughout-europe-volume-2-housing-and-construction-types-country-by-country/>.

BILAGA 3

Sammanställning och analys av enskilda studier om flygbuller och självrapporterad sömnstörning i Basner och McGuire 2018

Författare: Charlotta Erikson
Karolinska Institutet

Ingående studier

Nguyen m.fl. 2009

- En undersökning ("social survey") om störningar i befolkningen kopplat till flygbuller runt flygplatsen Tan Son Nhat i Ho Chi Minh City, Vietnam, år 2008.
- Tan Son Nhat är Vietnams största flygplats och hade år 2009 cirka 200 landningar dagligen (Statistik från Civil Aviation Authority of Vietnam, wikipedia, visar att flygplatsen år 2009 hade strax under 95 000 flygplansrörelser årligen).
- Ho Chi Minh har en mycket hög urbaniseringsgrad och hade när studien genomfördes ca 7 miljoner invånare.
- Totalt ingick 868 personer i undersökningen som omfattade ett frågeformulär med frågor om bland annat störning och sömnstörning. Frågan som ställdes om flygbuller löd (eng.) "In daily life, when an airplane passes by, at what degree are you disturbed in the following cases: When it makes it difficult for you to fall asleep?", med svarsalternativ "Not at all", "Slightly", "Moderately", "Very" och "Extremely". De två översta kategorierna (Very och Extremely) användes som definition på störning.
- Ljudnivåer från flygtrafiken mättes under en veckas tid på taket till de högsta byggnaderna på 10 utvalda platser. Flygbuller nattetid mättes som L_{night} , 22.00-06.00 och varierade mellan 42,5 och 62,5 dBA.
- Vid en jämförelse med EU:s exponering-responskurvor för störning fann man att störningsgraden i undersökningen var brantare än estimerat av Miedema (Miedema 2001; EC, 2002). Ingen liknande jämförelse gjordes för sömnstörning.
- Ojusterad oddskvot per 10 dBA ökning i L_{night} (kombinerat estimat för alla sömnvariabler): 4,64 (95% KI 2,95-7.30) (Basner, 2018). Detta är det högsta estimatet av de sex studier som ingår i Basners bedömning av exponering-respons sambandet mellan flygbuller och självrapporterad sömnstörning.

Schreckenbergs m. fl. 2009

- En fältstudie om störningar till följd av flygbuller runt Frankfurt flygplats, Tyskland, år 2005.
- Frankfurt är Europas tredje största flygplats sett till antalet resenärer och den artonde mest trafikerade flygplatsen i världen.
- Totalt deltog 2 308 personer i undersökningen som omfattade en intervju med frågor om boende, livskvalitet och störningar till följd av flygbullret. Dessa bodde i genomsnitt 40 km utanför flygplatsen. Frågan som ställdes om sömnstörning från flygbuller löd: "How much has aircraft noise in the last 12 months disturbed falling asleep? Med svarsalternativ "Not at all", "Slightly", "Moderately", "Very" och "Extremely". De två översta kategorierna (Very och Extremely) användes som definition på störning.
- Ljudnivåer från flygtrafik nattetid beräknades vid studiedeltagarnas hemadress med den tyska beräkningsmetoden AzB för de sex mest trafikerade månaderna under året. Ljudnivån uttrycktes som L_{night} , 22.00-06.00, och varierade mellan 37,5-57,5 dB.

- Ojusterad oddskvot per 10 dBA ökning i L_{night} (kombinerat estimat för alla sömnvariabler): 3,43 (95% KI 2,65-4,45) (Basner, 2018). Detta är det näst högsta estimatet av de sex studier som ingår i Basners bedömning av exponering-responssambandet mellan flygbuller och självrapporterad sömnstörning.

Nguyen m.fl. 2010 och 2011

- En enkätundersökning om störningar i befolkningen kopplat till flygbuller runt flygplatserna Tan Son Nhat i Ho Chi Minh City år 2008 (se ovan) och Noi Bai utanför Hanoi, Vietnam, år 2009.
- Noi Bai är Vietnams näst största flygplats och hade år 2010 75 000 flygrörelser per år (Nguyen 2019) och en totalkapacitet på ungefär hälften av Tan Son Nhat (Nguyen 2010).
- Både Ho Chi Ming och Hanoi har en mycket hög urbaniseringsgrad och hade när studien genomfördes ca 7 miljoner invånare vardera.
- Totalt ingick 805 personer i undersökningen runt Noi Bai som omfattade ett frågeformulär med frågor om bland annat störning och sömnstörning. Frågan som ställdes om sömnstörningar från flygbuller löd (eng.) ”In daily life, when an airplane passes by, at what degree are you disturbed in the following cases: When it makes it difficult for you to fall asleep?”, med svarsalternativ “Not at all”, “Slightly”, “Moderately”, “Very” och “Extremely”. De två översta kategorierna (Very och Extremely) användes som definition på störning.
- Ljudnivåer från flygtrafiken mättes under en veckas tid på taket till de högsta byggnaderna på nio utvalda platser. Flygbuller nattetid mättes som L_{night} , 22.00-06.00 och varierade mellan 37,5 och 52,5 dBA.
- Vid en jämförelse med EU:s exponering-responskurvor för allmän störning (Miedema 2001) fann man att störningsgraden i undersökningen (en figur inkluderar även undersökningen i Ho Chi Min 2009) var densamma upp till 55 dB, men högre därefter (brantare kurva). Skillnaden motsvarar ca 2-3 dB vid samma nivå av störning. En tolkning kan vara att ljudstandarden i bostäderna inte skyddar invånarna tillräckligt vid högre ljudnivåer.
- Ojusterad oddskvot per 10 dBA ökning i L_{night} (kombinerat estimat för alla sömnvariabler): 1,45 (95% KI 0,98-2,15) (Basner, 2018). Detta är det näst lägsta estimatet av de sex studier som ingår i Basners bedömning av exponering-responssambandet mellan flygbuller och självrapporterad sömnstörning.

Nguyen m. fl. 2012

- En enkätundersökning om störningar i befolkningen kopplat till flygbuller runt flygplatsen Da Nang International Airport utanför Da Nang City, Vietnam, år 2011.
- Da Nang Airport är Vietnams tredje största flygplats (dock beskriven som en relativt liten flygplats), lokaliserad 3,2 km utanför centrala Da Nang.
- Da Nang har en medelhög urbaniseringsgrad med ca 900 000 invånare (2009)
- Totalt ingick 528 personer i undersökningen runt Da Nang som omfattade ett frågeformulär med frågor om bland annat störning och sömnstörning.

Frågan som ställdes om sömnstörningar från flygbuller ljud (eng.) ”In daily life, when an airplane passes by, at what degree are you disturbed in the following cases: When it makes it difficult for you to fall asleep?”, med svarsalternativ “Not at all”, “Slightly”, “Moderately”, “Very” och “Extremely”. De två översta kategorierna (Very och Extremely) användes som definition på störning.

- Ljudnivåer från flygtrafiken mättes under en veckas tid på taket till de högsta byggnaderna på sex utvalda platser. Flygbuller nattetid mättes som L_{night} , 22.00-07.00 och varierade mellan 37,5 och 52,5 dBA.
- Vid en jämförelse med tidigare undersökningar i Ho Chi Minh City och Hanoi, sågs än lägre grad av störning kopplat till flygbuller i Da Nang.
- Vid en jämförelse mellan alla tre undersökningarna i Vietnam och EUs exponering-responskurvor för allmän störning (Miedema 2001) var befolkningen i Vietnam något mer störda av flygbuller än vad som beräknats utifrån EUs kurvor.
- Ojusterad oddskvot per 10 dBA ökning i L_{night} (kombinerat estimat för alla sömnvariabler): OR 1.10, (95% CI 0,67-1,83), vilket är det lägst av de sex studierna i Basners bedömning av exponering-respons sambandet mellan flygbuller och självrapporterad sömnstörning.

Yano m.fl. 2015 och Nguyen m.fl. 2015

- Enkätundersökning (-ar) som syftade till att undersöka förändring i störningsgrad i befolkningen kopplat till flygbuller från Noi Bai Airport utanför Hanoi, Vietnam, i samband med öppnandet av en ny terminal. Totalt tre undersökningar gjordes; den första genomfördes strax innan den nya terminalen öppnade (september 2014) och de andra gjordes efter att den nya terminalens öppnande (mars 2015 och september 2015).
- I samband med att den nya terminalen öppnades ökade antalet flygrörelser runt Noi Bai Airport till ca 500 per dag, motsvarande ca 180 000 flygrörelser per år, vilket innebar en fördubbling jämfört tidigare nivå.
- Mycket hög urbaniseringsgrad i Hanoi, 7 miljoner invånare.
- Totalt ingick 890 personer i den första undersökningen och 1095 i den tredje. Undersökningen omfattade ett frågeformulär med frågor om bland annat störning och sömnstörning. Enligt Basner ljud frågan som ställdes om sömnstörningar från flygbuller (eng.) ”In daily life, when an airplane passes by, at what degree are you disturbed in the following cases: When it makes it difficult for you to fall asleep?”, med svarsalternativ “Not at all”, “Slightly”, “Moderately”, “Very” och “Extremely”. De två översta kategorierna (Very och Extremely) användes som definition på störning. I Yano 2015 refereras dock till en annan formulering av sömnbesvär: ”Do you have any trouble with your sleep?” och vidare, ”if yes, please choose appropriate numbers for each item, 1=occasionally, 2=once or twice a week, 3=more than three times a week” för olika sömnparametrar, inclusive svårighet att somna, svårighet att somna om vid uppvaknande under natten samt förtidigt uppvaknande.
- Ljudnivåer från flygtrafiken mättes under en veckas tid på taket till de högsta byggnaderna på 13 utvalda platser. Flygbuller nattetid mättes som L_{night} , 22.00-07.00 och varierade mellan 37,5 och 57,5 dBA.

- I samband med att den nya terminalen öppnade observerades en ökning av ljudnivån nattetid vid 10 av de 13 områdena, från 0.4 till 6.6 dB. Man observerade även en signifikant ökning av allmän störningsgrad till följd av förändringen.
- Vid en jämförelse med EUs exponering-responskurvor för allmän störning (Miedema 2001), fann man återigen att störningsgraden var högre i den Vietnamesiska populationen, speciellt vid högre ljudnivåer.
- Ojusterad oddskvot per 10 dBA ökning i L_{night} (kombinerat estimat för alla sömnvariabler): OR 2.70, (95% CI 2.13-3.42), vilket är det tredje högsta estimatet i Basner och McGuire's bedömning av exponering-responssambandet mellan flygbuller och självrapporterad sömnstörning.

Referenser

European Communities (EC), Position paper on dose-response relationships between transportation noise and annoyance, EU's future noise policy, WG-Dose/Effect (2002).

Nguyen TL, Yano T, Nishimura T, Sato T. Social survey on community response to aircraft noise in Ho Chi Minh city. In Proceedings of the 38th International Congress and Exposition on Noise Control Engineering, InterNoise, Ottawa, ON, Canada, 23–26 August 2009; pp. 1146–1154.

Nguyen TL, Yano T, Nguyen HQ, Hoang TL, Nishimura T, Morihara T, Hashimoto Y, Sato T. Community response to aircraft and combined noises in Hanoi. In Proceedings of the 39th International Congress and Exposition on Noise Control Engineering, InterNoise, Lisbon, Portugal, 13–16 June 2010; pp. 2740–2749.

Nguyen TL, Yano T, Nguyen HQ, Nishimura T, Fukushima H, Sato T, Morihara T, Hashimoto Y. Community response to aircraft noise in Ho Chi Minh City and Hanoi. *Appl. Acoust.* 2011, 72, 814–822.

Nguyen TL, Yano T, Nguyen HQ, Khanh Tuyen Thi N, Hiroaki F, Keiji K, Tsuyoshi N, Tetsumi S. Aircraft and road traffic noise annoyance in Da Nang City, Vietnam. In Proceedings of the 41th International Congress and Exposition on Noise Control Engineering, InterNoise, New York, NY, USA, 19–22 August 2012; pp. 2305–2314.

Nguyen LT, Nguyen TL, Yano T, Morinaga M, Yamada I, Sato T, Nishimura T. Social surveys around Noi Bai Airport before and after the opening of a new terminal building. In Proceedings of the 44th International Congress and Exposition on Noise Control Engineering, InterNoise, San Francisco, CA, USA, 9–12 August 2015.

Nguyen LT, Yano T, Morihara T, Hiraguri Y, Morinaga M. Community response to noise around Noi Bai International airport from 2009 to 2018. In proceedings of the InterNoise 2019 conference in Madrid, June 2019.

Schreckenber D, Heudorf U, Eikmann T, Meis M. Aircraft noise and health of residents living in the vicinity of Frankfurt airport. In Proceedings of the Euronoise, Edinburgh, UK, 26–28 October 2009.

Yano T, Nguyen TL, Nguyen TL, Takada M, Yamada I, Morinaga M, Sato T, Nishimura T. Community response to a step change in aircraft noise exposure: The first socio-acoustic survey around Noi Bai Airport in Hanoi. In Proceedings of the International Congress on Sound and Vibration (22ICSV), Florence, Italy, 12–16 July 2015.

Sömnstörningar från flygbuller i en svensk kontext

CHARLOTTA ERIKSSON, ULF TENGZELIUS
OCH CHRISTIAN SIMMONS

RAPPORT 6970

NATURVÅRDSVERKET
ISBN 978-91-620-6970-4
ISSN 0282-7298

Rapporten uttrycker nödvändigtvis inte Naturvårdsverkets ställningstagande. Författaren svarar själv för innehållet och anges vid referens till rapporten.

Rapporten är ett resultat av ett projekt där kunskapsläget om flygbuller och sömnstörningar har gått igenom med fokus på svenska förhållanden. I analysen ingår en genomgång av de studier om flygbuller och sömn som utgjort underlag för WHO:s riktvärden, en metod för hur man kan räkna om mellan svenska och europeiska mått för flygbuller kopplat till sömnstörningar och en beskrivning av ljudisoleringen i typiska svenska bostadshus runt flygplatser.

Slutsatserna från projektet är att det finns skäl att ha skarpare riktvärden för flygbuller än för väg- och spårtrafik. Den ökade grad av störning som man får av flygbuller uppvägs inte av att vi i Sverige har relativt god ljudisolering i våra bostadshus. Resultatet av projektet kan användas för att exempelvis föreskriva lämpliga skyddsåtgärder mot buller runt flygplatser.

Utredningen har finansierats av Naturvårdsverkets klimatavdelning.

