

Miljömedicinsk bedömning av hälsorisker relaterade till flygbuller i samband med ny tillståndsprövning av Stockholm-Arlanda Airport, Sigtuna kommun. 2010

Handläggare Gösta Bluhm
e-post: gosta.bluhm@ki.se

Innehållsförteckning	
Förutsättningar	3
Verksamhet	3
Omgivning	3
Hälsoeffekter av buller	3
Kunskapsläge	3
1 Allmänt	3
1.1 Upplevd störning	4
1.2 Sömnstörning	5
1.3 Taluppfattbarhet	5
1.4 Inläring	6
1.5 Blodtryckssjukdom och stress	6
1.6 Rekreation	7
Platsspecifikt	8
Metodik och bedömningsgrunder	8
2 Konsekvenser	8
2.1 Upplevd störning	8
2.2 Sömnstörning	9
2.3 Inläring	10
2.4 Rekreation	10
2.5 Blodtryckssjukdom och stress.	10
3 Sammanfattning	10
3.1 Allmänt	10
3.2 Platsspecifikt	11
3.3 Slutsats	11
4 Referenser	11
Bilaga 1	13
Bilaga 2	15

Förutsättningar

Verksamhet

Swedavia har för avsikt att senast vid utgången av år 2010 till miljödomstolen ge in en ansökan om ett nytt miljötillstånd för verksamheten vid Stockholm-Arlanda Airport. Ansökan tar sikte på att säkra verksamheten på lång sikt och avses omfatta en produktion om 350 000 flygrörelser per år, vilka enligt prognos beräknas genereras av 36 miljoner passagerare och nå omkring år 2038.

I princip hela ökningen jämfört med dagens flygvolymer på ca 220 000 rörelser per år bedöms ligga på utrikestrafiken. Arbetet med den nya tillståndsansökan innefattar en översyn av hela verksamheten med avseende på miljön. Ur hälsosynvinkel är exponering för flygbuller en viktig parameter då rapporterad störning har ökat generellt i omfattning under senare år (Fidell & Silvati, 2004; Hygge, 2007; van Kempen & van Kamp, 2005).

Omgivning.

I nu gällande tillstånd (tillståndsgivet trafikfall) för Stockholm-Arlanda Airport ingår villkor som är av särskild betydelse för nuvarande och framtida verksamhet och som kommer att prövas inom ramen för den nya tillståndsansökan. Ett villkor rör *det särskilda skyddet för Upplands Väsby tätort*, enligt vilket en dom i Miljööverdomstolen tolkas som att regelmässiga raka inflygningar till bana 01R inte får ske efter den 1 januari 2018. Tätorter som berörs av flygbuller är främst Rosersberg, samt i viss mån Märsta och Upplands-Väsby samt Sollentuna. Två av de alternativ, Alt.1A och Alt.1B, kan komma att prövas. Dessa trafikfall är baserade på en trafikvolym om 350 000 flygplansrörelser per år, vilket enligt Swedavias prognos beräknas infalla kring år 2038. Den miljömedicinska bedömningen omfattar dessa alternativ samt tar även upp jämförelser med FBN- och maxnivåer för nuläget, 2008, tillståndsgiven trafikvolym samt för L_{night} . Alla i dokumentet förekommande exponeringsförkortningar är definierade i bilaga 1 med ordförklaringar. För beräkning av flygbullerdata för alla bedömda trafikfall inklusive den tillståndsgivna trafikvolymen har beräkningsverktyget INM 7.0.b använts.

Hälsoeffekter av buller

Kunskapsläge

1 Allmänt

Samhällsbuller, som huvudsakligen omfattar transportrelaterat buller, är främst kopplat till indirekta effekter. Besvärsupplevelse, sömnproblem, samtalsstörningar och försämrade möjligheter till vila och avkoppling är vanligt förekommande. Prestationer och inlärning kan påverkas och psykologiska och fysiologiska stressrelaterade symtom förekommer och kan ge

upphov till försämrad livskvalitet. Fysiologisk påverkan på hjärt-kärlsystemet har också satts i samband med större bullerbelastning.

1.1 Upplevd störning

Allmänna störningseffekter är koncentrationssvårigheter, irritation, nedstämdhet och initiativlöshet. Detta kan i samverkan med andra belastningsfaktorer och beroende på individens känslighet och förmåga att kunna hantera stress på längre sikt ge upphov till olika psykosomatiska besvär och psykosociala konsekvenser. Generellt bör man ta hänsyn till känsliga grupper som barn, varför skolor, daghem och lekplatser bör skyddas i största möjliga utsträckning. Vid nybyggnation bör alltid möjlighet till tyst sida eftersträvas. Det finns stora individuella skillnader i hur störande en och samma exponering upplevs. I diskussioner om sambandet mellan bullerexponering och störning brukar därför bullerstörning kvantifieras som den andel av de exponerade som upplever sig störda.

Störningsreaktionen varierar med den ekvivalenta ljudnivån, den maximala ljudnivån, antalet bullerhändelser, samt tiden på dagen (känsligheten är störst kvällstid och nattetid; skiftarbetare undantagna). Ett tätt återkommande intermittent buller upplevs vanligen som mer störande än kontinuerligt buller. Även buller med stor andel lågfrekvent ljud, till exempel tunga fordon och vissa större flygplanstyper, upplevs som mer störande än ljud med mindre andel lågfrekvent ljud (Berglund, Hassmén, & Job, 1996; Nilsson, 2007).

Vissa studier har skilt på bullerstörning upplevd inomhus respektive utomhus. Nilsson och Berglund (2006) visade i en fältstudie av vägtrafikbuller att de boende var betydligt mer störda av buller utomhus än inomhus. Endast i ett fåtal studier har man frågat om bullerstörning på uteplats.

Flygbuller drabbar betydligt färre personer än väg- och spårbuller men är mer besvärande. Vid samma exponeringsnivå är andelen störda störst för flygbuller, därefter för vägbuller och minst för spårbuller. Samma andel störda motsvaras av en skillnad i L_{DEN} på cirka 5 dB(A) för vägtrafik och cirka 10 dB(A) för spårbuller jämfört med flygbuller (Miedema & Oudshoorn 2001). En orsak till detta kan vara att bostäder exponerade för flygbuller, till skillnad från väg- och spårtrafikexponerade bostäder, nästan aldrig har tillgång till en tyst sida av bostaden.

Den mest genomarbetade sambandsanalysen av andelen störda som funktion av exponeringsnivåer för väg-, flyg- och tågbuller bygger på en metaanalys av 54 studier (Miedema & Oudshoorn, 2001). Någon nedre exponeringsnivå för störupplevelsen av buller är svår att fastställa empiriskt. I metaanalyserna har det antagits att andelen mycket störda är noll vid nivåer under 42 dB L_{DEN} (L_{DEN} och FBN är jämförbara). Från denna nivå ökar andelen mycket störda snabbt med stigande exponeringsnivåer. Både överflygningar och bakgrundsbuller på grund av ökad flygaktivitet och annat trafikbuller runt flygplatserna kan bidra till störningen. Det är till exempel inte ovanligt att bakgrundsbullret från vägtrafiken runt stora flygplatser uppgår till 60 dB L_{Aeq} .

1.2 Sömnstörning

Sömnproblem som är en av de vanligaste följderna av högt trafikbuller är ett allvarligt hälsoproblem. Objektiva effekter är förändringar i sönmönstret vid elektroencefalografisk registrering, s.k. EEG. Subjektiva effekter är fördröjd insomning, försämrad sömnkvalitet, talrika väckningsperioder och trötthetskänsla vid uppvaknandet. De mest känsliga perioderna för sömnstörning är vid insomnandet och före normalt uppvaknande. Vissa data tyder på att det finns en tillvänjningseffekt vad gäller väckningsreaktioner, men däremot inte vad det gäller andra negativa effekter på sömnen.

Både kontinuerligt och intermittent ljud kan ge upphov till sömnrubbingar. Mätbara effekter kan uppstå redan vid en ekvivalentnivå kring 30 dB(A) i sovrummet. Risk för väckning har påvisats vid maximala ljudnivåer inomhus från 45 dB(A) och uppåt. Lågfrekvent ljud misstänks kunna störa vila och sömn vid ännu lägre nivåer.

Enligt WHO (2000) är maximal ljudnivå en bättre indikator på sömnstörning än ekvivalent ljudnivå för intermittenta ljudkällor, som flyg- och spårtrafik. Utifrån fältstudier och studier utförda i sömnlaboratorier rekommenderar WHO att bullerhändelser över 30 dB L_{night} och 45 dB L_{Amax} inomhus skall undvikas för att minimera effekter på sömn. Det svenska riktvärdet för buller nattetid är alltså väl motiverat ur hälsosynpunkt. Det skall dock observeras att det svenska riktvärdet förutsätter stängda fönster, medan WHO-rekommendationen är tänkt att gälla för fönster 15 cm på glänt, det vill säga för situationer där ljudnivån utanför sovrumsfönstret inte överstiger 45 dB L_{night} och 60 dB L_{Amax} . I en nyare rekommendation anger WHO 40 dB L_{night} vid fasad som framtida riktvärde med 55 dB L_{night} som interimistiskt mål.

1.3 Taluppfattbarhet

Omgivningsbuller från olika typer av trafik, speciellt tåg- och flyg, kan maskera talet och därigenom direkt försvåra möjligheten att föra samtal och indirekt genom att det är ansträngande att höja rösten eller upprepa tal i bullriga situationer. Vid konversation utomhus motsvarar normal samtalston på 1 meters avstånd c:a 55 dB(A) och förhöjt röstläge 60-66 dB(A). För full förståelse bör nivån på talet överskrida bullernivån med 15-18 dB(A). Det är viktigt att påpeka att lyssnare med hörselnedsättning behöver upp till 15 dB lägre bullernivå och att lyssnare som är äldre än 55 år eller yngre än 15 år behöver upp till 5 dB lägre bullernivå. Dessutom kräver annat språk än det egna modersmålet upp till 5 dB lägre bullernivå. Hygge (2007) beräknar att cirka halva befolkningen sannolikt behöver bakgrundsnivåer lägre än 55 dBA för acceptabel taluppfattbarhet.

När buller förhindrar talkommunikation uppstår bland annat koncentrationsproblem, missuppfattningar, irritation, störning, trötthet och stress (WHO, 2000). Särskilt utsatta är de äldre, barn under språkinläring och personer med hörselnedsättning samt de som är mindre bekanta med det språk som talas (Lazarus, 1990).

1.4 Inlärnin

Prestationsförmågan kan försämrans vid bullerexponering. Studiemöjligheter och annan mer komplicerad verksamhet som kräver mental koncentration kan störas. Speciellt hos barn, ljudkänsliga personer och personer med annat modersmål kan dessa besvär vara mer uttalade. Barn är särskilt sårbara eftersom buller hindrar inlärnin under en kritisk utvecklingsperiod och barn har mindre kapacitet än vuxna att förutse, förstå och klara av miljöstressorer. Uppmärksamhet, minne, språk- och läsförståelse är alla viktiga komponenter för barns kognitiva utveckling (Berglund, 2005; Stansfeld *et al.*, 2005). Redan vid lägre bullernivåer har effekter påvisats hänförande till försvärad möjlighet till kommunikation och störd koncentration. Störningen varierar avsevärt med hänsyn till individens känslighet för bullerpåverkan. Enligt WHO innebär detta att man i klassrum bör ha så låga bakgrunds nivåer som möjligt. Undervisning kan störas redan vid ljudnivåer över 30 dB(A). Tal och övrig kommunikation kan liksom prestationsförmågan påverkas även av mer lågfrekvent ljud. Vid kontinuerliga nivåer kring 40 dB av lågfrekvent ljud kan studiemöjligheter och annan mer komplicerad och mentalt krävande verksamhet som kräver koncentration komma att störas speciellt hos ljudkänsliga personer.

1.5 Blodtryckssjukdom och stress

Buller kan utlösa olika akuta fysiologiska reaktioner som exempelvis förändringar i hjärnans elektriska aktivitet, förhöjt blodtryck, stegrad andnings- och pulsfrekvens samt ökad insöndring av stresshormoner.

Upprepade höga maxhändelser nattetid kan ge upphov till akuta hjärt-kärleffekter. I en nyligen genomförd internationell undersökning kring flygbuller steg blodtrycket signifikant under natten i direkt anslutning till akuta bullerhändelser hos försökspersonerna (Haralabidis *et al.*, 2008).

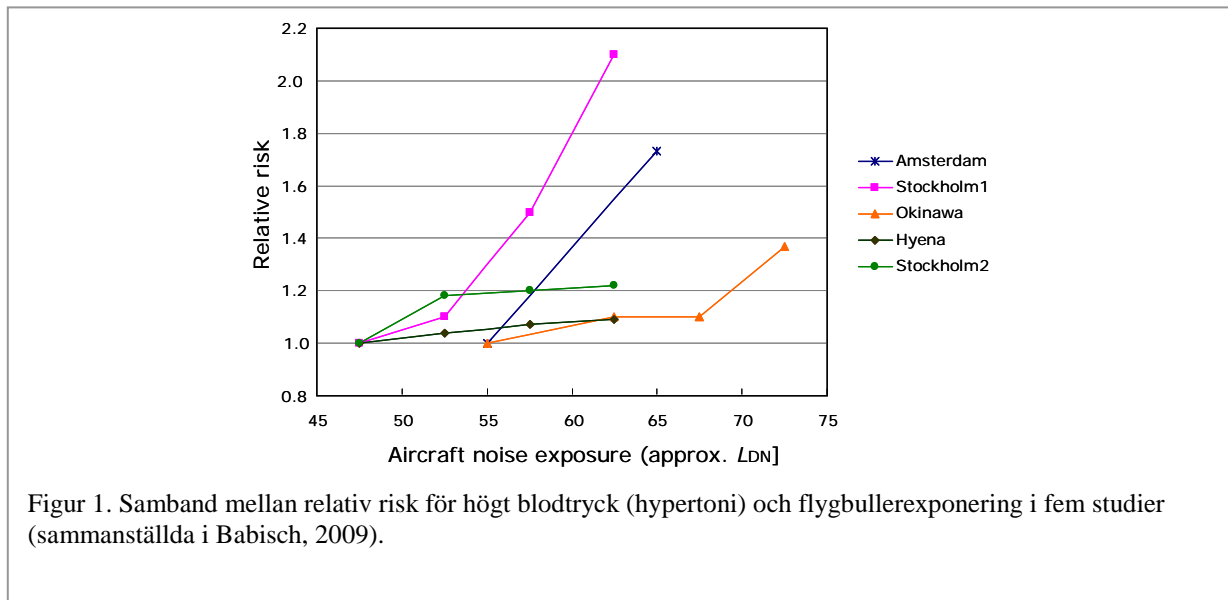
Vissa undersökningar har visat att långvarig exponering för trafikbuller kan öka risken för att utveckla hjärt-kärlsjukdom. I några undersökningar förelåg högre risk för att utveckla högt blodtryck om deltagarna rapporterade att de upplevde sig störda av trafikbullret. Störning skulle därför kunna förstärka effekten av buller beträffande hjärt-kärlpåverkan. Emellertid kan också större säkerhet beträffande bullerexponeringen i den störda gruppen kunna vara en tänkbar orsaksfaktor.

I en studie av Schreckenber

m.fl. 2009 rapporterades ett samband mellan känslighet för buller, upplevd störning och förekomst av självrapporterade hälsoeffekter. Någon korrelation mellan bullerkänslighet och faktisk flygbullerexponering kunde inte påvisas. I en finsk tvillingstudie kunde ett samband mellan bullerkänslighet hos kvinnor och ökad risk för dödlighet i hjärt-kärlsjukdom påvisas (Heinonen-Guzejev M *et al.*, 2009.). I en nyligen publicerad svensk studie förelåg en överrisk för hjärtinfarkt vid exponering för vägtrafikbuller (Selander *et al.*, 2009).

Det finns tilltagande dokumentation att kronisk stress avspeglar sig i bland annat ökad sekretion av kortisol och katekolaminer (noradrenalin och adrenalin). I förlängningen medför detta olika hemodynamiska och metabola effekter, som kan öka risken att utveckla högt blodtryck, kärlkramp och hjärtinfarkt (Babisch, 2001). I en delstudie av HYENA projektet

kunde förhöjda nivåer av stresshormonet cortisol påvisas i morgonprover hos flygbullerexponerade kvinnor (Selander, Bluhm, Theorell, & Pershagen 2009).



Något samband mellan flygbullerexponering och hjärt-kärlsjukdom, som hjärtinfarkt, angina pectoris eller ischemisk hjärtsjukdom med hjärtsvikt har hittills inte kunnat påvisas.

Ett flertal studier pekar dock på en överrisk för att utveckla högt blodtryck. En metaanalys av prevalens eller incidens av hypertoni vid flygbullerexponering har nyligen utförts av Babisch (Babisch, 2009). Analysen omfattade två nationella undersökningar kring Arlanda samt Hyena och studier från Okinawa och Schiphol (figur 1) (Rosenlund, Berglind, Pershagen, Järup, & Bluhm, 2001, Franssen *et al.*, 2004, Matsui *et al.*, 2004, Eriksson, Rosenlund, Pershagen, Hilding, Östenson & Bluhm, 2007, Järup *et al.*, 2008). Sammanslaget estimat för dessa 5 studier var en relativ riskökning på 13 % (RR = 1.13, 95 % konfidensintervall KI = 1.00-1.28.) per 10 dB(A) för ekvivalenta ljudnivåer av flygbuller mellan cirka 47 och 67 dB(A).

Sammanfattningsvis styrker dessa undersökningar att långsiktig exponering för flygbuller ökar risken för kroniskt högt blodtryck (hypertoni). Något tidsfönster är inte säkerställt och inte heller om ekvivalentnivåer eller maximalnivåer är av störst betydelse

1.6 Rekreation

Tillgång till "tysta" grönområden anses stimulera till motion, höja livskvaliteten och verka förebyggande både för psykisk och fysisk ohälsa, varför skyddsvärdet är väsentligt ur folkhälso- och skyddsvinkel. Vistelse i ostörd naturmiljö anses ha en gynnsam effekt på återhämtning efter stress. Även låga nivåer av samhällsbuller kan störa denna utveckling.

På senare tid har allt mer forskning betonat vikten av tillgång till goda ljudmiljöer. En sådan ljudmiljö gynnar psykologisk återhämtning och vila från stress (Gidlöf Gunnarsson, Berglund, Haines, Nilsson & Stansfeldt, 2003).

2. Platsspecifikt

Metodik och bedömningsgrunder

Hälsokonsekvensanalyserna kring bullerexponering i samband med ansökan om nytt miljötillstånd bygger på aktuell miljömedicinsk vetenskaplig forskning samt erfarenheter från tidigare hälsokonsekvensanalyser kring flygbuller. Alla exponeringsdata för nuläget, aktuellt tillstånd samt Alt.1A och Alt.1B redovisas i bilaga 2.

Dagens flygvolymer kring Stockholm-Arlanda Airport omfattar ca 220000 flygrörelser per år och förväntas öka till 350000 fram till 2038. Den prognosticerade ökningen bedöms främst ligga på utrikestrafiken. Störning förekommer redan i dagsläget och ett speciellt utsatt tätortsområde är Rosersberg. Ökande klagomål har också rapporterats från främst Upplands Väsby men även Sollentuna redan i dagsläget efter tredje banans tillkomst trots att riktvärdet för ekvivalentnivå inte har överskridits. En faktor som kan vara av betydelse är ökad flygtäthet speciellt om exponeringen sker under tidig morgon samt eftermiddag kväll då de boende i stor utsträckning befinner sig i hemmet och eftersträvar vila och avkoppling. En annan faktor som kan vara av stor betydelse är kombinerat buller i tätortsområdena. Många bostäder i tätorter som Rosersberg utsätts för buller från flera trafikslag och i en del fall även från andra källor än trafik. En stor andel av de personer som i nuvarande planeringssituation kommer att exponeras för flygbuller kring och över 55 dB(A) kan vara utsatta för buller från väg- och eller tågtrafik av samma storleksordning. Människor som exponeras för flera bullerkällor upplever sig ofta mer störda än människor som utsätts för buller från en källa trots samma totala ljudnivå. Därför är det i princip olyckligt om de olika källorna behandlas var och en för sig.

Konsekvenser

2.1 Upplevd störning

I den vuxna befolkningen beräknas vid nuvarande FBN_{EU}-exponering cirka 400 personer uppleva sig vara mycket störda av flygbuller (Tabell 1). Även barn kan uppleva sig störda även om detta sker i mindre utsträckning (Centrum för folkhälsa 2006). Inlärningsproblem är däremot rapporterat i ett flertal skolstudier vid exponering för flygbuller (se 2.3).

I de bägge sökta alternativen är antalet störda betydligt högre än i nuläget (Tabell 1). Något fler är störda i Alt.1A. Skattningarna vid de olika exponeringsnivåerna bygger på funktioner givna av Miedema och Oudshoorn (2001). Naturligtvis är detta bara punktskattningar med ganska brett osäkerhetsestimater. Elva vårdlokaler kommer också att beröras för FBN_{EU} > 55dB(A) i både Alt.1A och Alt.1B vilket är marginellt högre än i nuläget.

Tabell 1: Antal mycket störda av flygbuller i den vuxna befolkningen kring Stockholm-Arlanda Airport i nuläget samt vid de olika alternativen i ansökan om nytt miljötillstånd för Stockholm-Arlanda Airport.

Alternativ	N (Antal mycket störda)
2008 FBN _{EU}	Ca 400
Alt. 1A 2038 FBN _{EU}	Ca 1850
Alt. 1B 2038 FBN _{EU}	Ca 1750

Nyligen genomförda studier visar att antalet flygbullerstörda är högre än förväntat enligt Miedema och Oudshoorns (2001) metaanalys (Fidell & Silvati, 2004; Hygge, 2007; van Kempen & van Kamp, 2005) I Sverige exponeras omkring 13000 personer över det ekvivalenta riktvärdet på FBN 55 dB(A) (WSP 2009). I nationella enkätstudier anger dock knappt 3% - dvs motsvarande 200000 personer att de är störda av flygbuller varje vecka. Man har spekulerat i att den ökande störningsgraden för flygbuller kan bero på en förväntningseffekt till exempel i samband med tillkomst av nya flygplatser och nya startbanor. Färskare longitudinella studier från Schiphol visar dock att under en längre tidsrymd är antalet mycket störda högre än förväntat från den etablerade exponerings-effektkurvan (Berglund *et al.*, 2008). Detta gäller både som förväntningseffekt och vid uppföljning två år efter en större förändring. En förklaring skulle kunna vara att även om ekvivalentnivån inte stiger då flygplanen är tystare så ökar antalet flygrörelser. Både överflygningar och bakgrundsbuller på grund av ökad flygaktivitet och annat trafikbuller runt flygplatserna kan bidra till störningen. Möjligheter att vistas utomhus i sin närmiljö kan vara av stor betydelse ur hälsoskyddsvinkel. I detta avseende är säkerligen tidpunkterna för flygaktiviteterna, speciellt koncentration av antalet rörelser vissa tider av dygnet, en viktig hänsynsfaktor. Etablerad forskning inom detta område är bristfällig. Ett projekt kring maxflyg och uteplatser med hänsynstagande till maxnivåer och antal flygrörelser i vilket Stockholm-Arlanda Airport ingår, skall dock starta inom kort.

Inga större skillnader föreligger mellan Alt.1A och 1B rörande flygbullerexponering. Antalet med högre maxnivåexponering är dock något högre i Alt.1A. Vid de högsta maximalnivåerna 75- 80 dB(A) – beräknas färre vara exponerade i Alt.1A och 1B jämfört med dagens situation, och vad som gäller för nuvarande tillstånd. Ett observandum är dock att tillståndsgiven trafikvolym omfattar en niotimmarsperiod kl 22-07 medan alternativen är anpassade till gällande EU-norm kl.22-06.

Antalet vårdlokaler som berörs av maxnivåer över 70 dB är 23 i både Alt.1A och Alt.1B, vilket är en ökning jämfört med nuläget och kan beröra känsliga personer. Tidsfönstret är här av speciell betydelse.

2.2 Sömnstörning

Beträffande sömnproblem är detta svårt att skatta generellt. Maxnivåer och nattvärden har här ökad tyngd. Alt.1A och Alt.1B är likvärdiga beträffande L_{night} -nivåer och något lägre än i nuvarande tillstånd i spannet 40-45 dB(A). Ett betydligt högre antal är dock exponerade i detta spann i bägge alternativen jämfört med nuläget 2008 avseende L_{night} , men betydelsen av detta är svårvärderat. Med hänsyn till att bullereducering inomhus gradvis har förbättrats bör dessa lägre nivåer inte medföra några större olägenheter.

Antalet vuxna med L_{night} -nivåer i spannet 50 till 55 dB är c:a 1000 personer i både Alt.1A och 1B varför ökande sömnproblem kan befaras eller åtminstone olägenheten att inte kunna sova med öppet fönster. Skattning, med tillgänglig information om förekomst av sömnstörning kring Stockholm-Arlanda Airport i HYENA-studien som grund, ger att det vid L_{night} -nivåer > 45 dB i bägge alternativen kan röra sig om c:a 500 personer med bullerrelaterade sömnproblem jämfört med 300 i nuläget.

Maximala ljudnivåer över riktvärdet är något högre i Alt.1A än Alt.1B vid full utbyggnad och betydligt fler är exponerade än i nuläget.

För att skydda människor är det viktigt att begränsa antalet bullerhändelser med maximala ljudnivåer >45 dB(A) inomhus nattetid såväl som att undvika att överskrida ekvivalentnivån 30 dB(A).

2.3 Inlärning

Antalet skolor som exponeras över FBN_{EU} -riktvärdet för ekvivalent ljudnivå över 55 dB(A) är 4 i såväl Alt.1A som Alt.1B. Maximal ljudnivå över 70 dB(A) överskrids vid 6 respektive 5 skolor i Alt.1A och 1B. Inlärningsproblem kan säkert förekomma men situationen är inte sämre än i nuläget och klart under nuvarande tillståndskrav. Påverkan på skolprestationer förknippade med maxnivåer >70 dB(A) utomhus kan vara försämrade kommunikation och i förlängningen förseningar i inlärningsprocessen. Detta förhållande stöds av aktuella forskningsdata kring flygbuller. Vilken betydelse antalet flygrörelser och FBN -nivåerna har i detta avseende är ofullständigt kartlagt.

2.4 Rekreation

Tillgång till ”tysta” grönområden är av stor betydelse ur livskvalitetssynpunkt. Gällande riktvärden bör upprätthållas i mesta möjliga omfattning. Bullerutbredningen inom berörda områden för rekreation och friluftsliv bör därför begränsas i största möjliga utsträckning. Olägenheter förknippade till ökat antal flygrörelser är speciellt viktigt att parera. Planerad utbyggnad förväntas dock inte medföra några egentliga problem ur folkhälsosynvinkel om inte nyttjandegraden är mycket hög.

2.5 Blodtryckssjukdom och stress

Bland boende i åldersspannet 45-70 år, som exponeras från FBN_{EU} 50 dB(A) och uppåt kan en riskökning för högt blodtryck förväntas vid exponering för flygbuller. När även mildare former inräknas, förekommer hypertoni i c:a 40% i detta åldersintervall. Antalet exponerade i åldersintervallet kan röra sig om drygt 30 % av totalantalet (SCB 2010). I normalfallet borde drygt 3000 ej flygbullerexponerade personer i denna ålderskategori ha diagnosen hypertoni i både Alt.1A och 1B. Utgående från en beräknad riskökning av 13 % per 10 dB(A), som angavs i den nyligen publicerade metaanalysen (Babisch 2009), kan c:a 100 fall tillkomma i bägge alternativen varav något fler i Alt.1A. I nuläget, 2008 FBN_{EU} , beräknas motsvarande antal vara drygt 20 fall. Skillnaderna är inte stora och det rör sig om c:a 3% i riskökning både i nuläget och för de bägge alternativen.

Ett observandum är att i en nyligen genomförd internationell undersökning steg blodtrycket signifikant nattetid i direkt anslutning till akuta bullerhändelser hos försökspersonerna. I förlängningen kan detta öka risken för utveckling av högt blodtryck. Att utsättas för över 45 dB(A) mer än 5 gånger per natt i sovrummet bör endast ske i undantagsfall.

3. Sammanfattning

3.1 Allmänt

Bullerexponering i bostadsmiljön kan vid stigande ljudnivåer förutom allmänna besvärsupplevelser ge upphov till störd sömn och nedsatt koncentrationsförmåga. Livskvaliteten kan försämrans och det sociala beteendet påverkas. Kroniska fysiologiska effekter i form av ökad risk för högt blodtryck är beskrivet vid exponering för flygtrafikbuller. Något tidsfönster är inte säkerställt och inte heller om ekvivalentnivåer eller maximalnivåer är av störst betydelse. HYENA:s akutstudie talar dock för att maxnivåer nattetid kan påverka blodtrycket och det oberoende om man är vaken eller sover

3.2 Platsspecifikt

En viss ökning av störningsfrekvensen kan förväntas. Alt.1A och 1B är i stort likvärdiga i detta avseende. Oregelbundet buller påverkar sömnen mer än jämnt, regelbundet och förutsägbart buller. En ökning av sömnproblematiken kan därför förväntas som är av samma storleksordning vid bägge alternativen

Skolor berörs i viss utsträckning liksom vårdlokaler. Någon risk för att skolverksamheten skall försämrans jämfört nuläget kan dock inte anses föreligga. Antalet exponerade vårdlokaler ökar i bägge alternativen vilket är ett observandum.

Beträffande fysiologiska effekter relaterade till långtidsexponering för buller kan man inte förvänta sig några allvarliga hjärt-kärleffekter. En mindre ökning av antalet hypertoni fall kan förekomma i både Alt.1A och Alt.1B.

3.3 Slutsats

Flygbuller är ett problem i nuläget och störningsgraden kan förväntas stiga. Risk för sömnstörning föreligger redan vid nuvarande tillstånd men en viss ökning kan förväntas. Planerade alternativ i den nya tillståndsprövningen för Stockholm-Arlanda Airport bör med nuvarande kunskap inte medföra hälsokonsekvenser av mer allvarlig natur med avseende på hjärt-kärlproblematik.

De bägge alternativen är i stort likvärdiga beträffande exponeringsutfall. Ur hälsoskyddsvinkel är skillnaderna marginella mellan Alt.1A och Alt.1B. En faktor av betydelse är hur pass utsatta berörda områden är för annat trafikbuller, vilket man bör ta hänsyn till i urvalsprocessen. Betydelsen av tidsfördelning och antalet flygrörelser i relation till störningsupplevelsen bör utredas närmare.

4 Referenser

- Babisch, W. (2001). Increased catecholamine levels in urine in subjects exposed to road traffic noise: The role of stress hormones in noise research. *Environment International*, 26, 475-481.
- Babisch, W. (2009). Transportation noise and cardiovascular risk. *Noise & Health*, 8 (30):1-29.
- Berglund, B. (2005). Barns hälsa och inlärning försämrans av bullriga ljudlandskap i skolan och hemmet. *Ympäristö ja Terveus [Miljö & Hälsa]*, 36, 43-47.
- Berglund, B., Hassmén, P., & Job, S. R. F. (1996). Sources and effects of low-frequency noise. *Journal of the Acoustical Society of America*, 99(5), 2985-3002.

- Berglund, B., Stansfeld, S. A., & Kim, R. (2008). Overview of the World Health Organization workshop on aircraft noise and health. In *9th International Congress on Noise as a Public Health Problem (ICBEN)*. Foxwoods, CT: ICBEN.
- Centrum för folkhälsa. Barns hälsa och miljö i Stockholms län 2006. Stockholms läns landsting.
- Eriksson, C., Rosenlund, M., Pershagen, G., Hilding, A., Östenson, C.-G., & Bluhm, G. L. (2007). Aircraft noise and incidence of hypertension. *Epidemiology*, *18*(6), 716-721.
- Evans, G. W., Lercher, P., Meis, M., Ising, H., & Kofler, W. W. (2001). Community noise exposure and stress in children. *Journal of the Acoustical Society of America*, *109*(3), 1023-1027.
- Fidell, S., & Silvati, L. (2004). Parsimonious alternative to regression analysis for characterizing prevalence rates of aircraft noise annoyance. *Noise Control Engineering Journal*, *5*, 56-68.
- Franssen, A. E. M., van Wiechen, C. M. A. G., Nagelkerke, N. J. D., & Lebrecht, E. (2004). Aircraft noise around a large international airport and its impact on general health and medication use. *Occupational and Environmental Medicine*, *61*, 405-412.
- Gidlöf Gunnarsson, A., Berglund, B., Haines, M., Nilsson, M. E., & Stansfeldt, S. A. (2003). Psychological restoration in noise-exposed children. In R. G. de Jong, T. Houtgast, E. A. M. Franssen & W. F. Hofman (Eds.), *Noise as a Public Health Problem* (pp. 159-160). Schiedam, The Netherlands: ICBEN.
- Haralabidis, A. S., Dimakopoulou, K., Vigna-Taglianti, F., Giampaolo, M., Borgini, A., Dudley, M. L., et al. (2008). Acute effects of night-time noise exposure on blood pressure in populations living near airports. *European Heart Journal*, *29*, 658-664.
- Heinonen-Guzejev M, Vuorinen H. S. Mussalo-Rauhamaa H. Heikkilä K. Koskenvuo M., Kaprio J. Medical, psychological and genetic aspects of noise sensitivity. *Euronoise 2009*. Edinburgh, Scotland.
- Hygge, S. (2007). *Kunskapsläget om effekter av flygbuller på människor (Rapport för Luftfartsverket)*. Gävle: Högskolan i Gävle.
- Jarup, L., Babisch, W., Houthuijs, D., Pershagen, G., Katsouyanni, K., Cadum, E., et al. (2008). Hypertension and exposure to noise near airports: the HYENA study. *Environmental Health Perspectives*, *116*, 329-333.
- Lazarus, R. S. (1990). New methods for describing and assessing direct speech communication under disturbing conditions. *Environment International*, *16*, 373-392.
- Matsui, T., Uehara, T., Miyakita, T., Hitamatsu, K., Osada, Y., & Yamamoto, T. (2004). The Okinawa study: Effects of chronic aircraft noise on blood pressure and some other physiological indices. *Journal of Sound and Vibration*, *277*, 469-470.
- Miedema, H. M. E., & Oudshoorn, C. G. M. (2001). Annoyance from transportation noise: Relationships with exposure metrics DNL and DENL and their confidence intervals. *Environmental Health Perspectives*, *109*(4), 409-416.
- Nilsson, M. E. (2007). A-weighted sound pressure level as an indicator of perceived loudness and annoyance of road-traffic sound. *Journal of Sound and Vibration*, *302*, 197-207.
- Nilsson, M. E., & Berglund, B. (2006). Noise annoyance and activity disturbance before and after the erection of a roadside noise barrier. *Journal of the Acoustical Society of America*, *119*(4), 2178-2188.
- Rosenlund, M., Berglund, N., Pershagen, G., Järup, L., & Bluhm, G. (2001). Increased prevalence of hypertension in a population exposed to aircraft noise. *Occupational and Environmental Medicine*, *58*, 769-773.
- SCB. Årsstatistik för Stockholms läns landsting. Regionplanekontoret 2010.
- Schreckenber D, Heudorf U., Eikmann T., Meis M. Aircraft noise and health of residents living in the vicinity of Frankfurt airport. *Euronoise 2009*. Edinburgh, Scotland.
- Selander, J., Bluhm, G., Theorell, T., & Pershagen, G. (2009). Exposure to aircraft noise and saliva cortisol in six European countries. *Environ Health Perspect*, *117*(11)1713-17.
- Selander, J., Nilsson, M. E., Bluhm, G., Rosenlund, M., Lindqvist, M., Nise, G., et al. (2009). Long-term exposure to road-traffic noise and myocardial infarction. *Epidemiology*, *20*(2): 272-79.
- Simonsson B, Zetterling T., Granå L. Uppskattning av antalet exponerade för väg-tåg- och flygtrafikbuller överstigande ekvivalent ljudnivå 55 dBA. Rapport. WSP 2009.
- Stansfeld, S. A., Berglund, B., Clark, C., Lopez-Barrio, I., Fischer, P., Öhrström, E., et al. (2005). Aircraft and road traffic noise and children's cognition and health: A cross-national study. *Lancet*, *365*, 1942-1949.
- van Kempen, E., & van Kamp, I. (2005). *Annoyance from air traffic noise. Possible trends in exposure-response relationships. Report 01/205 MGO RvK, reference 00265/2005*. Bilthoven, the Netherlands: RIVM.

Bilaga 1.

Ordförklaringar

L_{Amax}

Maximal ljudnivå, den högsta ljudnivån vid en enskild flygpassage. A-vägd ljudnivå.
För ett helt trafikfall räknas statistik över maximalnivåer och ofta anges den tredje högsta maximalnivån under ett årsmedeldygn eller den tredje högsta maximalnivån nattetid inträffande under minst 150 nätter.

L_{Aeq}

Ekvivalent ljudnivå, en medelljudnivå under en viss period, ofta ett dygn. A-vägd ljudnivå.

$L_{Aeq,8h}$

Ekvivalent ljudnivå, en medelljudnivå under 8 timmar. A-vägd ljudnivå.

L_{den}

En viktad ekvivalent ljudnivå, där en flygrörelse under kvällen ges ett tillägg av 5 dB(A) och en flygrörelse under natten ges ett tillägg av 10 dB(A).

Flygbullernivå FBN

En viktad ekvivalent ljudnivå, där en flygrörelse under kvällen kl 19-22 räknas som 3 daghändelser och en flygrörelse under natten kl 22-07 räknas som 10 daghändelser.

Flygbullernivå FBN_{EU}

En viktad ekvivalent ljudnivå, där en flygrörelse under kvällen kl 18-22 ges ett tillägg av 5 dB(A) och en flygrörelse under natten kl 22-06 ges ett tillägg av 10 dB(A). FBN_{EU} är en svensk tillämpning av L_{den} .

Ekvivalent ljudnivå L_{night}

En medelljudnivå för natt kl 22-06 under ett år.**Rörelse**
Start eller landning.

Mixade parallella operationer

Samtidiga starter och landningar på båda parallellbanorna.

Parallellbanor på Arlanda

Bana 1 och 3.

Alternativ 1A

Alternativ 1A innebär att mixade parallella operationer tillämpas från 84 rörelser per timme.

Alternativ 1B

Alternativ 1B innebär att mixade parallella operationer tillämpas från 56 rörelser per timme.

Tillståndsgiven trafikvolym

Tillåtet antal flygrörelser enligt koncessionsnämndens tillståndsbeslut 1993-04-06.

RR

Relativ risk utgör en punktskattning av risken för sjukdom för en exponerad grupp jämfört med en oexponerad..

KI

Konfidensintervall är ett mått på spridningen av risken. Ett vanligt använt mått är 95% KI. Det undre värdet av spridningen skall då vara ≥ 1 för att resultatet skall anses vara signifikant på 95% nivån, vilket betyder att det är högst 5% sannolikhet att resultatet är orsakat av slumpen.

BILAGA 2

2010-12-13

Ackumulerat antal boende samt antal skolor och vårdbyggnader inom resp ljudnivå

Befolkningsuppgift avser antal mantalsskrivna på aktuella fastigheter, andel vuxna har antagits vara 74% av antalet i kolumn Befolkning nedan.

Filename	autocad_layer	Befolkning	Specialenhet skolbyggnad	Specialenhet vårdbyggnad
2008-FBN-50-65dB-20100312-INM70b-RT90	CONTOUR_65-0	10	0	0
2008-FBN-50-65dB-20100312-INM70b-RT90	CONTOUR_60-0	129	0	0
2008-FBN-50-65dB-20100312-INM70b-RT90	CONTOUR_55-0	1991	4	8
2008-FBN-50-65dB-20100312-INM70b-RT90	CONTOUR_50-0	5313	15	16
2008-FBNEU-50-65dB-20100316-INM70b-RT90	CONTOUR_65-0	9	0	0
2008-FBNEU-50-65dB-20100316-INM70b-RT90	CONTOUR_60-0	118	0	0
2008-FBNEU-50-65dB-20100316-INM70b-RT90	CONTOUR_55-0	1947	4	9
2008-FBNEU-50-65dB-20100316-INM70b-RT90	CONTOUR_50-0	5064	14	15
2008-LNIGHT-40-55dB-20100312-INM70b-RT90	CONTOUR_55-0	23	0	0
2008-LNIGHT-40-55dB-20100312-INM70b-RT90	CONTOUR_50-0	482	0	0
2008-LNIGHT-40-55dB-20100312-INM70b-RT90	CONTOUR_45-0	2417	4	8
2008-LNIGHT-40-55dB-20100312-INM70b-RT90	CONTOUR_40-0	6361	19	13
2008-MAX70dB-1-3-6-15-30GGR-20100312-INM70B-RT90	3p00	1804	4	10
2008-MAX70dB-1-3-6-15-30GGR-20100312-INM70B-RT90	15p0	2388	4	10
2008-MAX70dB-1-3-6-15-30GGR-20100312-INM70B-RT90	6p00	3453	4	10
2008-MAX70dB-1-3-6-15-30GGR-20100312-INM70B-RT90	3p00	4738	4	12
2008-MAX70dB-1-3-6-15-30GGR-20100312-INM70B-RT90	1p00	10176	8	23
2008-MAXN65dB-3ggr-20100210-INM70b-RT90	3p00	31074	68	48
2008-MAXN70dB-3ggr-20100210-INM70b-RT90	3p00	4738	4	12
2008-MAXN75dB-3ggr-20100318-INM70b-RT90	3p00	1726	4	8
2008-MAXN80dB-3ggr-20100210-INM70b-RT90	3p00	360	0	6
FBNEUALT1A2038-50-65-INM70b-20101102-RT90-REV2.dwg	CONTOUR_65-0	25	0	0
FBNEUALT1A2038-50-65-INM70b-20101102-RT90-REV2.dwg	CONTOUR_60-0	759	1	7
FBNEUALT1A2038-50-65-INM70b-20101102-RT90-REV2.dwg	CONTOUR_55-0	3065	4	11
FBNEUALT1A2038-50-65-INM70b-20101102-RT90-REV2.dwg	CONTOUR_50-0	27981	55	43
ALT1A2038-LNIGHT-40-55dB-20101104-INM70b-RT90-REV2.dwg	CONTOUR_55-0	77	0	0
ALT1A2038-LNIGHT-40-55dB-20101104-INM70b-RT90-REV2.dwg	CONTOUR_50-0	1452	4	2
ALT1A2038-LNIGHT-40-55dB-20101104-INM70b-RT90-REV2.dwg	CONTOUR_45-0	4030	15	13
ALT1A2038-LNIGHT-40-55dB-20100310-INM70b-RT90	CONTOUR_40-0	10927	19	20
ALT1A2038-MAXN70dB-1-3-6-15-30ggr-20100309-INM70b-RT90	3p00	2262	4	10
ALT1A2038-MAXN70dB-1-3-6-15-30ggr-20100309-INM70b-RT90	15p0	2612	4	10
ALT1A2038-MAXN70dB-1-3-6-15-30ggr-20100309-INM70b-RT90	6p00	5059	4	21
ALT1A2038-MAXN70dB-1-3-6-15-30ggr-20101103-INM70b-RT90-REV2.dxf	3p00n0	6698	6	23
ALT1A2038-MAXN70dB-1-3-6-15-30ggr-20100309-INM70b-RT90	1p00	17661	34	32
ALT1A2038-MAXN65dB-3ggr-20101103-INM70b-RT90-REV2.dxf	3p00n0	29477	63	46
ALT1A2038-MAXN70dB-3ggr-20101103-INM70b-RT90-REV2.dxf	3p00n0	6698	6	23
ALT1A2038-MAXN75dB-3ggr-20101103-INM70b-RT90-REV2.dxf	3p00n0	1191	4	9
ALT1A2038-MAXN80dB-3ggr-20101103-INM70b-RT90-REV2.dxf	3p00n0	127	0	6
FBNEUALT1B2038-50-65-INM70b-20101108-REV2-RT90.dwg	CONTOUR_65-0	19	0	0
FBNEUALT1B2038-50-65-INM70b-20101108-REV2-RT90.dwg	CONTOUR_60-0	875	4	7
FBNEUALT1B2038-50-65-INM70b-20101108-REV2-RT90.dwg	CONTOUR_55-0	2983	4	11
FBNEUALT1B2038-50-65-INM70b-20101108-REV2-RT90.dwg	CONTOUR_50-0	26351	54	42
ALT1B2038-LNIGHT-40-55dB-20100303-INM70b-RT90	CONTOUR_55-0	77	0	0
ALT1B2038-LNIGHT-40-55dB-20100303-INM70b-RT90.dwg	CONTOUR_50-0	1452	4	2
ALT1B2038-LNIGHT-40-55dB-20100303-INM70b-RT90	CONTOUR_45-0	4030	15	13
ALT1B2038-LNIGHT-40-55dB-20100303-INM70b-RT90	CONTOUR_40-0	10927	19	20
ALT1B2038-MAXN65dB-3ggr-20101108-INM70b-RT90-REV2.dxf	3p00n0	29494	63	46
ALT1B2038-MAXN70dB-1-3-6-15-30ggr-20100302-INM70b-RT90	3p00	2316	4	10
ALT1B2038-MAXN70dB-1-3-6-15-30ggr-20100302-INM70b-RT90	15p0	2653	4	10
ALT1B2038-MAXN70dB-1-3-6-15-30ggr-20100302-INM70b-RT90	6p00	2993	4	11
ALT1B2038-MAXN70dB-1-3-6-15-30ggr-20101108-INM70b-RT90-REV2.dxf	3p00n0	6207	5	23
ALT1B2038-MAXN70dB-1-3-6-15-30ggr-20100302-INM70b-RT90	1p00	17333	35	32
ALT1B2038-MAXN70dB-3ggr-20101108-INM70b-RT90-REV2.dxf	3p00n0	6207	5	23
ALT1B2038-MAXN75dB-3ggr-20101108-INM70b-RT90-REV2.dxf	3p00n0	1235	4	8
ALT1B2038-MAXN80dB-3ggr-20101108-INM70b-RT90-REV2.dxf	3p00n0	134	0	6
TILLSTÅND-FBN-50-65dB-20100211-INM70B-RT90	CONTOUR_65-0	40	0	0
TILLSTÅND-FBN-50-65dB-20100211-INM70B-RT90	CONTOUR_60-0	646	0	6
TILLSTÅND-FBN-50-65dB-20100211-INM70B-RT90	CONTOUR_55-0	3114	13	10
TILLSTÅND-FBN-50-65dB-20100211-INM70B-RT90	CONTOUR_50-0	9650	19	19
TILLSTÅND-LNIGHT40-55dB-20100312-INM70b-RT90	CONTOUR_55-0	70	0	0
TILLSTÅND-LNIGHT40-55dB-20100312-INM70b-RT90	CONTOUR_50-0	1451	4	8
TILLSTÅND-LNIGHT40-55dB-20100312-INM70b-RT90	CONTOUR_45-0	3241	4	9
TILLSTÅND-LNIGHT40-55dB-20100312-INM70b-RT90	CONTOUR_40-0	11227	19	23
TILLSTÅND-MAX75dB-3ggr-20100318-INM70b-RT90	3p00	2879	4	11
TILLSTÅND-MAXN65dB-3ggr-20100212-INM70b-RT90'	3p00	41928	82	60
TILLSTÅND-MAXN70dB-3ggr-20100212-INM70b-RT90	3p00	6807	8	17
TILLSTÅND-MAXN80dB-3ggr-20100212-INM70b-RT90	3p00	601	0	7