

## Förord

Den här rapporten ingår som ett delprojekt inom VTI:s regeringsuppdrag att ta fram och uppdatera kunskapsunderlaget om trafikens samhällsekonomiska kostnader (SAMKOST). Delprojekt Luftfartens samhällsekonomiska marginalkostnader (LUFTSAM) är en litteraturstudie som avser sammanfatta befintlig kunskap över vilka marginalkostnader som *bör*, baserat på deras relativa storlek, beaktas för luftfarten och *hur* de bör beaktas med hänseende till differentiering.

Författaren tackar Svante Mandell, KTH/VTI, för bra kommentarer till rapporten samt Monica Lomark, VTI, för granskning.

Stockholm

*Joakim Ahlberg*  
*Projektledare*

## Kvalitetsgranskning

Granskningsseminarium genomfört 2 september 2014 där Svante Mandell var lektor. Joakim Ahlberg har genomfört justeringar av slutligt rapportmanus. Projektledarens närmaste chef Mattias Viklund har därefter granskat och godkänt publikationen för publicering 3 oktober 2014. De slutsatser och rekommendationer som uttrycks är författarens/författarnas egna och speglar inte nödvändigtvis myndigheten VTI:s uppfattning.

## Quality review

Review seminar was carried out on 2 September 2014 where Svante Mandell reviewed and commented on the report. Joakim Ahlberg has made alterations to the final manuscript of the report. The research director of the project manager Mattias Viklund examined and approved the report for publication on 3 October 2014. The conclusions and recommendations expressed are the author's/authors' and do not necessarily reflect VTI's opinion as an authority.

## Innehållsförteckning

Sammanfattning .....	5
Summary .....	7
1 Bakgrund .....	9
1.1 Syfte och avgränsningar .....	9
1.2 Marginalkostnadsprissättning .....	10
2 Flygplans miljöpåverkan och dess marginalkostnader .....	11
2.1 Bullerpåverkan .....	11
2.2 Luftkvalitetspåverkan .....	17
2.3 Klimatpåverkan .....	22
3 Trängsel och förseningar .....	28
3.1 ATM – Flygledartjänst .....	28
3.2 Förseningskostnader .....	28
4 Olyckor .....	31
4.1 ATM – Flygledartjänst .....	31
5 Infrastruktur – Flygplatstjänster .....	32
6 Övriga marginalkostnader .....	33
7 Differentiering av marginalkostnader .....	34
8 Diskussion .....	36
9 Slutsatser och policyrekommendationer .....	39
Referenser .....	40



## Luftfartens samhällsekonomiska marginalkostnader. Delstudie inom SAMKOST

av Joakim Ahlberg  
VTI, Statens väg- och transportforskningsinstitut  
581 95 Linköping

### Sammanfattning

Den här rapporten är en litteraturstudie av *luftfartens samhällsekonomiska marginalkostnader*. Den utgör ett delprojekt till VTIs regeringsuppdrag om att uppdatera kunskapen kring trafikens samhällsekonomiska kostnader (SAMKOST).

I rapporten diskuteras vilka effekter som är externa för luftfarten, och vilka som redan är internaliserade. Det är inte helt självklart vilka effekter som bör beaktas som relevanta marginalkostnader för luftfarten. Till exempel kan både trängsel och olyckor ses som internaliserade då de redan är omhändertagna av flygledartjänsten, ett verktyg som alla flygplan måste använda sig av i svenskt luftrum enligt lag. Detsamma gäller infrastrukturen.

Den stora externa effekten är flygets miljöpåverkan. Här skiljs på tre olika kategorier: bullerpåverkan, luftkvalitépåverkan och klimatpåverkan.

#### *Buller*

Det är inte många flygplatser i Sverige som har en tillräckligt stor befolkningstäthet runt sig, undantaget Bromma och kanske någon till. Därför är troligtvis inte marginalkostnaden så stor för buller i Sverige, undantag eventuellt Bromma. I Korzhenevych, Dehnen et al. (2014) skattas marginalkostnaden för buller till cirka 10 kronor per LTO (Land and Take-Off) för båda Arlanda och Landvetter. Tyvärr finns ingen studie för Bromma, vilket vore önskvärt och därför ett tänkbart nästa forskningsuppdrag inom buller.

Givet de fåtal flygplatser som har en viss exponeringsgrad av boende så är tidsdifferentiering en viktig parameter i marginalkostnadsberäkningen av marginalbuller. Detta bör rimligen då också vara en viktig parameter för bulleravgiften också, som för övrigt är väldigt hög hos Svedavia. Vilket i sig troligtvis bygger på en väldigt hög värdering av buller i ASEK 5.1.

#### *Luftkvalité*

Här saknas fortfarande väldigt mycket forskning. Till exempel så finns bara (marginalkostnads)skattningar på utsläpp under LTO-cykeln, nästan ingenting på undervägsflygningen, fastän Barrett (2009) anser att denna har en mycket större marginalkostnad än utsläpp i LTO.

Då (regionala) hälsoeffekter och exponeringsgrad runt flygplatsen är viktiga parametrar vid skattningar av de externa effekterna, så är det olyckligt att ingen uppdaterad undersökning av luftkvalitén runt Svenska flygplatser är gjord. Den senaste var från Västerås av Otterström, Hämeikoski et al. (2003), den uppvisar lägre marginalkostnader än den Europeiska studien ovan av Korzhenevych et al (se Tabell 7 i rapporten). ASEK 5.1s värden kan alltså vara en aning låga, men nya case-studier behövs för att säga något säkert.

Vidare behövs det mer forskning om vilka utsläpp som har stor kostnad för samhället, NO<sub>x</sub> är den största kostnaden just nu då mängden utsläpp är stora, men mer forskning behövs på partiklar och andra emissioner. Det vore även önskvärt om det differentierades på flygplanstyp också.

### *Klimat*

Kunskapsläget idag ger att koldioxiden står för den största påverkan på klimatet, och följaktligen då den största kostanden för samhället. Det är också den klimatgasen som har en relativt väl förstådd påverkan på klimatet.

För alla resor inom EES, Europeiska Samarbetsområdet, är koldioxiden redan internaliserad genom EU ETS, EUs utsläppshandelsystem, men för de 10 procent resenärer som flyger utom EES är de inte internaliserade. För dessa finns en marginalkostnad redovisad i Korzhenevych, Dehnen et al. (2014) som ligger på cirka 12 öre per personkilometer, vilket motsvarar ungefär 165 000 kr för Stockholm–New York för 220 passagerare. EU förhandlar med ICAO om en global utsläppsmarknad.

ASEK 5.1 redovisar här 29 öre per personkilometer för en resa mellan Stockholm Landvetter, studien ovan redovisar 21 öre per personkilometer för samma tripp.

## **Socioeconomic marginal costs of aviation**

by Joakim Ahlberg

The Swedish National Road and Transport Research Institute (VTI)

SE-581 95 Linköping

### **Summary**

This report is a literature review on the marginal social costs of aviation, and is a sub-project to VTI's project about updating the knowledge of the external costs of traffic (SAMKOST).

The report discusses which impacts of aviation are external, and which are already internalized. It is not entirely clear which impacts should be considered as the relevant marginal costs for aviation. For example, both congestion and accidents are seen as internalized since they are already taken care of through the air traffic control service, a service that all aircraft must use in Swedish airspace by law. Similar arguments applies to the infrastructure.

The large external effect is aviation's environmental impact. It is separated into three different categories: the impact of noise, air quality and the impact on the climate.

#### *Noise*

There are not many airports in Sweden, which lie in high population density areas, except for Bromma. Therefore, the marginal cost for noise may be inferior in Sweden, except for Bromma. In Korzhenevych, Dehnen et al. (2014) the marginal cost of noise is estimated to be around 10 kronor per LTO (Land and Take-Off) for both Arlanda and Landvetter. Unfortunately, there exists no study for Bromma.

Given the few airports that have a certain level of population density, a key-parameter in the marginal cost calculation of noise margin is time-differentiation. This should ideally be a parameter of the noise charge too.

The charge for noise is furthermore very high at Svedavia, which, in itself, is probably based on a very high valuation of noise in ASEK 5.1.

#### *Air Quality*

There is still need for more research in this area. For example, there are only (marginal cost) estimates of emissions during the LTO cycle, almost nothing on the en route flight, although Barrett (2009) believe that this has a much higher marginal cost than emissions in the LTO.

The (regional) health effects and exposure levels around airports are important parameters in the estimation of the external effects, so it is unfortunate that no updated study of air quality around airports in Sweden has been done. The last was from Västerås by Otterström, Hämekoski et al. (2003), the estimates there pointed at a lower marginal cost for air quality than the above European study of Korzhenevych et al (see Table 7 of this report). ASEK 5.1's values can thus be slightly low, but new case-studies are needed to say anything for sure.

Furthermore, more research is needed on which emissions cost the most for society. NO<sub>x</sub> has the highest cost for society right now, because the amount of emissions is

large, but more research is needed on the particles and other substances. Finally, aircraft differentiation is desirably.

### *Climate*

Current knowledge implies that carbon dioxide is responsible for the largest impact on climate, and consequently the greatest cost for society. CO<sub>2</sub> has also a relatively well-understood impact on the climate.

For all trips within the EEA, the European Economic Area, the carbon dioxide is already internalized by the EU ETS, the EU emissions trading scheme, but for the 10 per cent travelers flying outside the EEA, CO<sub>2</sub> is not internalized. For these, there is a marginal cost reported in Korzhenevych, Dehnen et al. (2014), on about 12 öre per passenger-km, which corresponds to approximately 165 000 SEK for Stockholm–New York for 220 passengers. EU negotiates with ICAO on a global emissions market.

ASEK 5.1 report 29 öre per passenger-km for a journey between Stockholm and Landvetter, the study above reports 21 öre per passenger-km for the same trip.



## 1 Bakgrund

VTI har ett regeringsuppdrag att uppdatera kunskapen kring trafikens samhälls-ekonomiska kostnader (SAMKOST). Uppdraget löper över två år och täcker in alla fyra trafikslagen (väg och järnvägstrafik, sjö- och luftfart). Projektet är i första hand uppdelat utifrån marginalkostnaderna för slitage av infrastruktur, trafiksäkerhet, trängsel/knapphet, luftföroreningar, klimatgaser och buller. Fokus kommer att vara på väg och järnväg då forskningen kommit längst inom dessa två områden idag. För sjöfart och luftfart är kunskapsläget betydligt sämre (Trafikanalys 2013) och dessa två trafikslag behandlas i två separata delprojekt. Den här rapporten avser delprojektet *luftfartens samhällsekonomiska marginalkostnader* (LUFTSAM).

Globalt utgör flygets utsläpp 2 procent av de totala koldioxidutsläppen och 12 procent av de transportrelaterade koldioxidutsläppen (ATAG 2012). I Sverige är siffrorna lite högre, här står flyget för cirka 4–5 procent av de totala koldioxidutsläppen och ca 15 procent av de transportrelaterade koldioxidutsläppen (enligt Luftfartsverkets hemsida i oktober 2014). Även om inrikesflygets utsläpp har minskat lite i Sverige under de senaste 20 åren så bedömer dock FN:s klimatpanel att flygets globala utsläpp av de totala koldioxidutsläppen kan öka till 3 procent år 2050.

Enligt Trafikanalys (2013) så utgör kostnaden för klimatgaser ungefär hälften av luftfartens externa kostnader. Men samtidigt pekar de på att de redovisade marginalkostnader för luftfart är osäkra och att de därmed mer är att betrakta som indikationer. Det saknas uppdaterade och kvalitetssäkrade effektsamband vad gäller flygplansstorlek och emissioner, inklusive klimatgaser.

### 1.1 Syfte och avgränsningar

Syftet med den här rapporten är att kartlägga de relevanta marginalkostnaderna som uppkommer i samband med lufttransporter i Sverige och hur de bör beaktas. En litteraturstudie ligger till grund för att sammanställa befintlig kunskap över vilka marginalkostnader som *bör*, baserat på deras relativa storlek, beaktas för luftfarten och *hur* de bör beaktas med hänseende till differentiering.

De marginalkostnader som rapporten täcker in är framför allt miljöpåverkan (det vill säga bullerpåverkan, luftkvalitépåverkan samt klimatpåverkan). Infrastrukturslitage, olyckskostnader, trängselkostnader, samt övriga externaliteter ses inte som externa och behandlas mer översiktligt. Varför argumenteras nedan.

Marginalkostnaden för buller, luftkvalité och klimat antas enbart komma från flygplanen. Buller härrörande från flygplatsen, det vill säga icke-flygplansbuller, bortses från i denna rapport. Liksom luftkvalitépåverkan och klimatutsläpp som inte kommer från flygplanen (förutom glykol). Slutligen delas påverkan från flygplanen ofta upp i påverkan under start och landningsfasen (LTO, Land and Take-Off) samt i undervägsflygningen (Cruise).

Lufttransporter i denna studie är begränsad till kommersiella flygplan och flygplatser. Vidare så är det enbart passagerarplan som beaktas, väldigt lite forskning finns på rena godstransporter. Flygfrakt står också för en mycket liten del av det globala transportarbetet (0,5 %) även om det utgör en betydande del av varuvärdet (35 %) (ATAG 2012).

Även om denna studie inte handlar om prissättning så kommer de marginalkostnader som existerar ibland relateras till avgifterna hos Svedavia<sup>1</sup>. Viktigt att hålla i minnet då

---

<sup>1</sup> Svedavia äger, driver och utvecklar 10 flygplatser i hela Sverige och är helägt av svenska staten.

är att Svedavia har kostnadstäckningsansvar och avgifter därför inte nödvändigtvis behöver spegla marginalkostnaderna för det som de är avsedda för.

## 1.2 Marginalkostnadsprissättning

Transporter bidrar avsevärt till den ekonomiska tillväxten och gör det möjligt för en global marknad. Tyvärr påverkar de flesta former av transporter inte samhället enkom positivt utan kan också ge upphov till sidoeffekter. Flygplan bidrar till exempel till en ökad bullernivå runt en flygplats, samt både lokalt och globalt till luft- och klimatpåverkan. Sådana sidoeffekter ger upphov till olika resurskostnader som kan uttryckas i monetära termer; hälsokostnader som orsakas av luftföroreningar, produktivitetsförluster på grund av liv som gått förlorade i trafikolyckor, åtgärdskostnader till följd av klimatpåverkan från transporter etc.

När sidoeffekter av en viss verksamhet framtvingar en kostnad för samhället, benämns den av ekonomer som en extern kostnad. De externa kostnaderna för transporter beaktas inte av transportanvändarna och därmed inte något som har tagits hänsyn till när de fattar beslut om transporten. Kostnaden bärs istället av andra, ofta medtrafikanter eller boende i närheten av trafiksystemet i fråga men också av samhället i stort. Detta medför att social välfärd inte maximeras, genom att ett för lågt pris tas ut för transporten eftersom viss skada inte inbegrips i priset. För att maximera välfärden krävs att varje transportaktivitet kompenserar för den skada de orsakar.

Enligt svensk transportpolitik ska transporter prissättas utifrån sina marginalkostnader enligt kostnadsansvarsprincipen (Bergman 1996). Genom att via en skatt eller avgift också prissätta den externa effekten så tar aktören på så sätt även denna kostnad i beaktande, internaliserar den, när han eller hon väljer om och hur en transport ska genomföras. Genom att rikta in styrmedel mot marginalkostnaderna som trafiken orsakar så är det möjligt att styra mot en samhällsekonomiskt effektiv användning och utformning av infrastrukturen, det vill säga mot en användning där kostnaderna balanserar nyttorna för samhället som helhet. Tanken är alltså att priserna ska sammanfalla med de samhällsekonomiska marginalkostnaderna för att framställa och distribuera olika varor och tjänster, i det här fallet transportsystemet, för att generera ett effektivt utnyttjande av samhällets samlade resurser (Bergman 1996).

Inom luftfarten finns i dag en rad skatter och avgifter som helt eller delvis syftar till att internalisera de externa marginalkostnaderna, exempelvis buller- och NO<sub>x</sub>-avgift vid start och landning samt avgift för flygledartjänst och flygplatstjänster.

Som nämnts ovan är dock informationen om trafikens samhällsekonomiska kostnader generell, och marginalkostnader specifikt, viktig också för andra transportpolitiska avväganden än just prissättning. Så oavsett om marginalkostnaden är tänkt att avspeglas i transportpriserna är det viktigt att följa och visa hur trafikens samhällsekonomiska kostnader utvecklas.

## 2 Flygplans miljöpåverkan och dess marginalkostnader

Detta kapitel är en genomgång av flygplanens miljöpåverkan inspirerad av Mahashabde, Wolfe et al. (2011).

Miljöpåverkan från flygplan kan delas in i tre kategorier:

1. Bullerpåverkan
2. Luftkvalitetspåverkan
3. Klimatpåverkan

### 2.1 Bullerpåverkan

Även om det finns flera källor till buller på en flygplats så diskuteras bara buller förorsakade av flygplan här, vilket vanligtvis är den dominerande källan. Buller är både historiskt och i nutid den mest upplevda påverkan av flygtrafik och det som lett till mest klagomål och protester vid flygplatsutbyggnader (Waitz, Townsend et al. 2004).

Buller, eller ljud, mäts i decibel och skalan som den mäts i reflekterar känsligheten för den mänskliga uppfattningsförmågan av olika frekvenser. För trafikbuller används normalt en A-vägd ljudtrycksnivå dBA<sup>2</sup>. Flygtrafikmetriken är antingen klassificerad som en engångsmetrik eller som en kumulativ metrik. Engångsmetriken mäter de direkta effekter som *ett* flygplan åsamkar, medan den kumulativa metriken mäter effekten av den långvariga exponeringen av all flygtrafik; till exempel över en 24-timmarsperiod. I det senare fallet får man en så kallad ekvivalent ljudnivå, det vill säga en medelljudnivå under ett dygn med olika vikter när på dygnet bullret uppstår för att reflektera att buller exempelvis på natten förorsakar mer störning än på dagen.

I Sverige (och Europa) delas perioden ofta upp i dag, kväll och natt och benämns flygbullernivå (FBN). I FBN läggs det på 5 dB extra om bullret sker på kvällen och 10 dB extra om bullret sker på natten. Ibland används också två-nivåskalan DNL (Day and Night Level) där det läggs på 10 dB extra på kvällen om bullret uppstår då.

I Tabell 1 ses vilken påverkan flygplansljud har på människor i bostadsområden för olika dag och natt buller-exponerings-nivåer (FICON 1992). Undersökningen är som synes av äldre årgång, och frågan som ställer sig är förstås om den motsvarar dagens påverkan på människor. Problemet är att det finns inget säkert klarlagt här. European Environment Agency (EEA) menar att uppgifterna om bullerstörningar från luftfarten är de mest osäkra, men studier visar att från 10 % upp till 27 % av den totala befolkningen i EU kan vara mycket irriterad av flygtransportbuller över 55 dBA.

---

<sup>2</sup> Ljudnivåmätningar görs ofta med ett slags filter för att efterlikna människoörats känslighet (A-filtret). Buller mäts i decibel (dB) och uppmätt ljudnivå anges då i dBA.

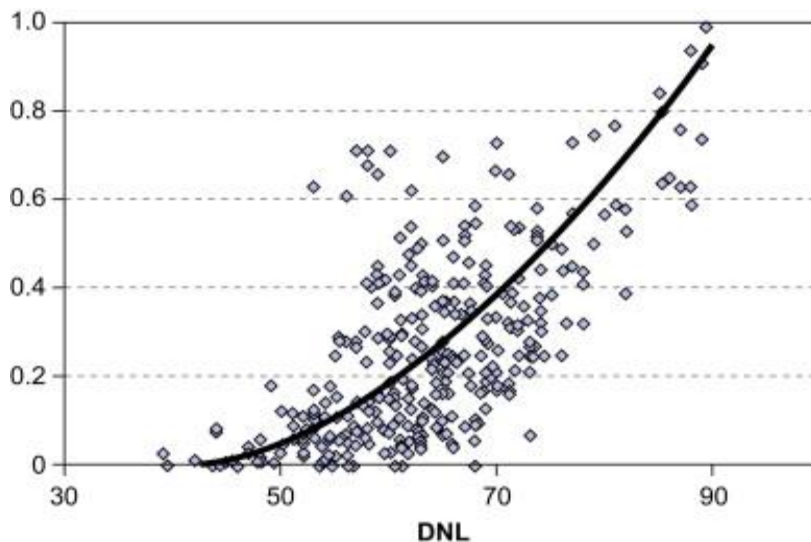
Tabell 1 Effekter av flygplansbuller i tätort.

Genomsnittlig dag och natt bullernivå i dB	Hörselnedsättning	Irritation	Genomsnittlig populationsreaktion	Generell populations-attityd
	Kvalitativ Beskrivning	% av befolkning som blir mycket störda		
≥ 75	Kan börja uppstå	37	Mycket alvarlig	Buller är sannolikt den viktigaste av alla negativa aspekter av samhällsmiljön
70	Sannolikt inte	22	Alvarlig	Buller är en av de viktigaste negativa aspekterna av samhällsmiljön
65	Kommer inte att inträffa	12	Signifikant	Buller är en av de viktigaste negativa aspekterna av samhällsmiljön
60	Kommer inte att inträffa	7	Måttlig till svag	Buller kan vara en skadlig aspekt av samhällsmiljön
55	Kommer inte att inträffa	3		Buller anses inte viktigare än olika andra miljöfaktorer

Källa: FICON, 1980; FICON, 1992 (Update)

Det finns en hel del forskning rörande både beteende- och psykologisk påverkan från kort- och långtidsexponering av flygplansbuller (se till exempel Mahashabde, Wolfe et al. (2011) för en genomgång). Beteendepåverkan inkluderar generellt obehag, sömnstörningar samt arbetsrelaterade- och inlärningsstörningar, medan de psykologiska effekterna spänner från stressrelaterade hälsoeffekter såsom hypertoni ((för) högt blodtryck), till hormonförändringar och mentala hälsoeffekter.

Att tillskriva beteendepåverkan till specifika flygplansoperationella- och prestandaparametrar är minst sagt utmanande på grund av den blandade effekten av akustiska faktorer, såsom tidsvariationer i ljudnivåer och bakgrundsljudnivån, och icke-akustiska faktorer, såsom livsstil, attityder till ljud, inkomstnivå, etc. Bland de olika beteendepåverkningar kopplade till exponering av flygplansljud så är irritationen bland människor och sömnstörningar två av de bättre förstådda påverkningarna med väldefinierade exponerings-respons-sammanband i litteraturen (Mahashabde, Wolfe et al. 2011). Emellertid så representerar dessa relationer genomsnittsresponser, där det underliggande datat avspeglar en hög variation av svar på flygplansbuller; vilket kan ses i Figur 1. Där presenteras variationer av irritation från flygplansbuller, baserad på flera olika studier där DNL står för dag- och nattnivå och där nattnivån är viktat så att bullret nattetid värderas 10 dBA, eller 10 gånger, högre (Fidell and Silvati 2004).



Figur 1 Irritationsdata på exponering av flygplansbuller. (Källa: Fidell and Silvati 2004).

Vid samma ekvivalenta ljudnivå genererar flygbuller en större andel bullerstörda än vägtrafik, som i sin tur genererar en större andel bullerstörda än spårbuller. Vidare så antyder ny forskning en uppåtgående trend i irritation kopplat till flygplansbuller som inte helt kan förklaras av metodiska förändringar (Eriksson, Nilsson et al. 2013).

Sömnstörningar är ett av de vanligaste klagomålen i bullerexponerade populationer och har flera kort- och långtidseffekter på hälsan, till exempel trötthet, irritation och försämrad kognitiv förmåga. Detta har undersökts i flera olika studier (Mahashabde, Wolfe et al. 2011) och (Eriksson, Nilsson et al. 2013) där påverkan i termer av uppvaknandet av flygplansbuller har försökts kvantifieras till exponerings-responsfunktioner. Medan många undersökningar har fokuserats på uppvaknandet från engångshändelser, så finns det få studier som behandlar (flera) uppvaknanden från en hel natts flygplansljud. Det senare kan vara en mer relevant metrik för policyanalys (Anderson and Miller 2007), (Passchier-Vermeer 2003).

Flygplansbuller är också relaterad till inlärningstörningar hos studenter i form av både sämre läsförståelse och sämre prestationsförmåga vid prov, men för närvarande finns ingen exponerings-responsfunktion som kvantifierar denna påverkan (Hygge, Evans et al. 2002), (Stansfeld and Matheson 2003), (Stansfeld, Berglund et al. 2005), (Clark, Martin et al. 2006). Psykologisk påverkan såsom hypertoni är bättre förstådd än mentala hälsoeffekter och hormonförändringar, som för närvarande saknar en tillräckligt stark koppling till flygplansbuller (FICON 1992), (Passchier, Knottnerus et al. 2000). Hypertoni har kopplats samman med flygplansbuller av flera studier, men de få exponerings-responsfunktionerna som tagits fram har inte blivit allmänt accepterade.

På senare tid har även flygplansbullret kopplats samman med hjärt- och kärlsjukdomar, och även om den senaste bedömningen talar för ett orsakssamband så finns det brister i kunskapen, framförallt när det gäller tröskelvärden och källspecifika exponerings-respons samband (Eriksson, Nilsson et al. 2013).

### 2.1.1 Marginalkostnad för buller

Alla dessa skiftande effekter av flygplansbuller antas reflekteras i fastighetspriser runt flygplatser, vilket används för att värdera påverkan av buller. Två typer av ansatser som används ofta är *revealed preference* och *stated preference* (se mer nedan).

*Revealed preference*-metoder inkluderar den hedoniska ansatsen, vilket innebär att värderingen av miljön kommer från valen människorna gör. För flygplansbuller betyder det att prisdifferensen mellan olika fastigheter antas bero på avståndet till flygplatsen efter korrigering för andra differentierade faktorer. Detta summeras till en variabel (NDI - Noise Depreciation Index) definierad som den procentuella minskningen av fastighetspriset per förändring decibel av bullerpåverkan.

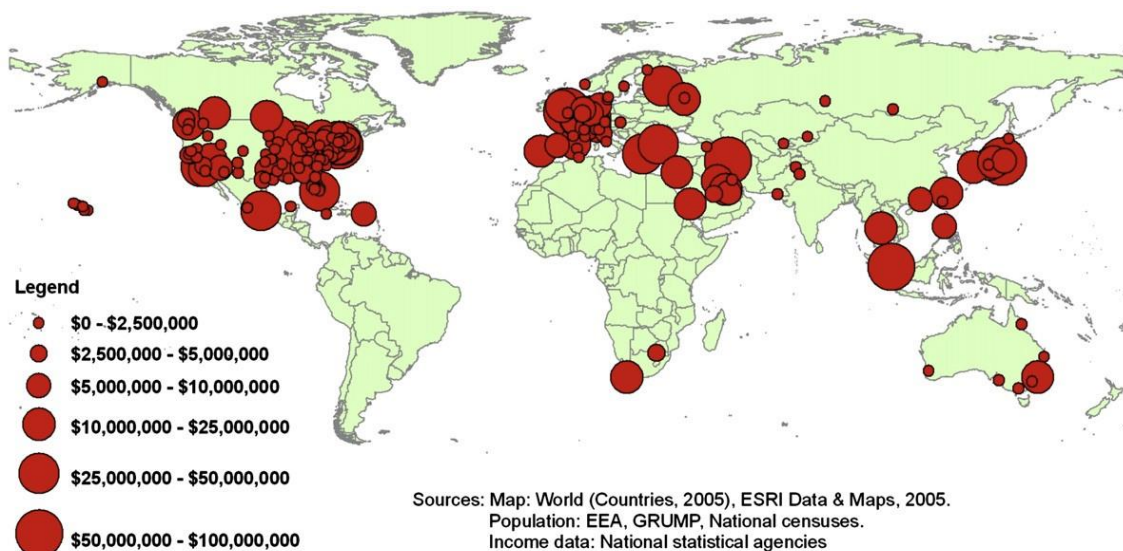
I en metaanalys av 23 olika flygplatser i USA och Canada har det tagits fram ett nationellt genomsnitts-NDI som är lika med 0,58 %<sup>3</sup> (Nelson 2004). Det vill säga, i regioner runt flygplatser som har flygplan som orsakar buller som är i genomsnitt 17 dB högre än bakgrundsljudet, kan fastighetspriserna ligga ca 10 % lägre än motsvarande fastigheter som inte har flygplansbuller. I en senare analys av Püschel and Evangelinos (2012), som undersöker hyror i flerfamiljshus nära Düsseldorf, fås ett NDI på 1,04 %. Men det visas också att detta värde minskar med intensiteten av övrigt buller. Det är dock en stor utmaning i denna metod att helt isolera bullret från andra faktorer som kan påverka priset.

*Stated preference*-metoden är baserad på hypotetiska frågor. Metoden förlitar sig på till exempel enkätundersökningar för att bestämma hur folk värderar miljön. Från svaren kan man sedan estimerar hur mycket folk är beredda att betala för (WTP, Willingness-To-Pay) en minskning av miljöpåverkan; här buller. Nelsons NDI-värden har jämförts av Kish (2008) med 28 andra internationella WTP- och hedoniska värderingsstudier och befanns representera medelvärdet av rapporterade studier väl.

I en annan metaanalys har 60 hedoniska studier av fastighetsprisers förändring av bullerpåverkan använts. Med hjälp av dessa studier, tillsammans med inkomster och fastighetsdata i respektive stad, så har He (2010) estimerat relationen mellan den enskildes inkomst och den årliga WTP för bullerreduktion. I studien har ljudmodulen som finns i APMT (Aviation environmental Portfolio Management Tool), utvecklad av den federala luftfartsmyndigheten i USA (FAA), använts. Den använder sig av 178 olika flygplatser i 38 länder plus Taiwan, vilka antas att stå för 90 % av det globala flygplansbullret (FAA 2009). Det externa kostnaden för det genomsnittliga årliga bullret ses i Figur 2 och är för 2005 estimerad till 10 miljarder kronor medan det kapitaliserade värdet samma år var uppskattat till ca 180 miljarder kronor.

---

<sup>3</sup> Analysen indikerar att land och modellspecifikationen har viss effekt på bulleravdraget på huspriserna, i USA ligger avdraget mellan 0.5 – 0.6 % medan Canada har lite högre reduktion av priset och ligger mellan 0.8 – 0.9 %.



Figur 2 Årsgenomsnittliga bullerskador 2005.

Det ovan beskrivna sättet att mäta kostnaden för buller genom differensen i huspriser, det vill säga den hedoniska ansatsen, eller enkätundersökningar, är det förhärskande sättet att få fram en kostnad för buller. Den är dock indirekt i sin natur, ett mer direkt sätt är att beräkna kostnaden via den så kallade effektmodellen eller som den internationellt kallas för, Impact Pathway Approach (IPA).<sup>4</sup> IPA spårar påverkan som bullret har på människan och miljön, vilket i sin tur kan värderas. Denna metod använder sig av en exponerings-responsfunktion som definierar en kvalitativ länk mellan exponeringen (det vill säga bullernivån hos mottagaren) och det definierade utfallet (responser).

Forskning om buller och dess påverkan på hälsan och miljön har intensifierats de senaste åren men fortfarande finns det få och osäkra kopplingar till kostnader för effekterna. Ett annat problem är också att margineffekterna av buller är till sin natur väldigt skiftande och beräkningarna beror väldigt mycket på kontexten, till exempel vilken flygplats, vilken tid på dygnet, flygplanstyp, motortyp etcetera.

I den första upplagan av Handbook on External Costs of Transport (Maibach, Schreyer et al. 2008) finns marginkostnadsuppskattningar på flygplanstyper från två olika flygplatser i Europa redovisade, Frankfurt och Heathrow. I Frankfurtfallet är kostnaderna även uppdelade i de tre tidsintervallen som buller vanligtvis rapporteras inom; dag, kväll och natt. Tabell 2 som kommer från Ökoinstitut/DIW (2004) och Tabell 3 som kommer från Rhys-Tyler, Dettmeyer et al. (2001) beskriver Frankfurt Airport respektive Heathrow London.

<sup>4</sup> IPA utvecklades i de EU finansierade ExternE-projekten.

Tabell 2 Marginalkostnad för buller vid olika tider och för olika flygplanstyper på Frankfurts flygplats i € per LTO (i 2000 års priser).

Flygplanstyp	Östlig trafik			Västlig trafik		
	Dag	Kväll	Natt	Dag	Kväll	Natt
<b>737-800</b>	32.4	77.0	240.8	29.0	69.0	216.4
<b>747-200</b>	71.6	170.0	524.0	55.8	132.4	412.6
<b>747-400</b>	128.0	304.0	934.0	113.6	269.4	836.6
<b>767-300</b>	42.6	101.2	316.0	34.6	82.0	257.2
<b>A 300-62</b>	77.8	184.6	572.0	76.6	181.6	567.8
<b>A 319</b>	14.6	34.4	108.8	12.8	30.6	96.6
<b>A 320</b>	26.0	61.8	194.4	23.2	54.8	193.0
<b>A 340</b>	51.6	122.4	395.8	54.0	127.8	403.4
<b>ATR 72</b>	7.2	17.2	53.8	1.6	3.8	11.8
<b>DHC 8</b>	2.6	6.2	19.6	0.2	0.4	1.4
<b>EMB 145</b>	7.0	16.6	52.0	2.2	5.2	16.2
<b>MD 82</b>	9.2	21.8	68,6	3.4	8.2	26.2

Källa: Ökoinstitut/DIW (2004)

Tabell 3 Marginalkostnaden för buller för olika flygplanstyper på Heathrow flygplats (i 2000 års priser).

Flygplanstyp	€ per LTO
<b>A 210</b>	92.3
<b>A 340</b>	111
<b>Bae 146</b>	21.6
<b>B 737-100</b>	326
<b>B 737-400</b>	49.1
<b>B 747-400</b>	242
<b>B 757</b>	63.5
<b>B 767-300</b>	77.9
<b>B 777</b>	47.6
<b>F 100</b>	17.3
<b>MD 82</b>	70.7

Källa: Rhys-Tyler, Dettmeyer et al. (2001)

Dessa tabeller visar tydligt hur det skiljer sig mellan flygplatser och flygplan, vilket även diskuteras i Appendixet hos Maibach, Schreyer et al. (2008). Ökoinstitut/DIW (2004) visar till exempel att det kan skilja så mycket som en faktor 700 mellan olika flygplanstyper. Om samma värdering av hälsoeffekter och bullerstörning i de två flygplatsstudierna har använts framgår inte.

I den senaste upplagan av (Update of the) Handbook on External Costs of Transport (Korzhenevych, Dehnen et al. 2014) så redovisas bland annat genomsnittskostnaden för två svenska flygplatser, Arlanda och Landvetter. Kostnaderna har tagits fram genom att först undersöka hur många som är exponerade för buller runt flygplatserna samt det associerade antalet av kommersiella flygplansrörelser. Genom att multiplicera kostnadsfaktorerna från HEATCO (2006) med antalet exponerade för bullret så fås



totalkostnaderna för bullret, och delar man med antalet flygrörelser så fås genomsnittskostnaden. Man kan alltså inte differentiera på flygplanstyp här.

Genomsnittskostnaden i 2012 års priser per LTO för Arlanda blir då 2,5 euro och för Landvetter 2 euro. Detta kan jämföras mot Köpenhamns 6,1 euro och Helsingfors 0,2 euro samt de två med högst värden, Heathrow 689 euro och Tegels (Berlin) 742 euro. Från Tegels genomsnittskostnad för buller förstår man att populationsdensiteten runt flygplatsen är en viktig drivande faktor till bullerkostnaden.

De marginella bullerkostnaderna för flygtrafiken är starkt beroende av lokala faktorer, till exempel befolkningstäthet runt flygplatser, inflygningsbanan, flygplanstyp och teknik samt tid på dygnet. Allt detta gör att det blir väldigt svårt att ta fram applicerbara värden för alla situationer, därför krävs det specifika fallstudier för att få fram kostnads-estimaten.

Enligt C. Schreyer, Maibach et al. (2004) skulle spannet för marginalkostnaden ligga mellan 30–60 % av genomsnittskostnaden, vilket för Arlandas del skulle betyda att en LTO cykel skulle kosta runt 1 euro och troligtvis ännu mindre för Landvetter.

Det sista stämmer väl överens med vad Luftfartsverket (2004) kom fram till i sin rapport, de redovisar att bullerkostnaderna antas vara så låga i förhållande till den totala marginalkostnaden att de inte har någon påverkan. Detta beror på att de flesta flygplatser i Sverige ej är belägna i tätort. Enligt en kartläggning av Svedavia (2012) så är 15 100 människor i Sverige exponerade för buller från flygplan överstigande FBN 55 dBA, av dessa bor 12 500 runt Bromma.

Uppenbart verkar kostnaden för buller relativt liten i Sverige, utom kanske just för Bromma, som 2002 hade 86 % av alla exponerade människor i Sverige enligt ovanstående WSP-rapport. Med tanke hur populationsdensiteten påverkar marginalkostnaden för flygbuller är det olyckligt att inte Bromma är med i studien ovan (Korzhenevych, Dehnen et al. 2014). Därför vore det önskvärt att en fallstudie för Bromma initierades. För övrigt lyser fraktflygplan med sin frånvaro i forskningen kring flygplansbuller.

I ASEK5.1 anges marginalkostnaden per LTO ligga mellan 258 och 515 kronor (i 2012 års priser) för svenska flygplatser. Detta estimat bygger dock på en äldre studie från Frankfurts flygplats och kan i dagsläget inte anses vara ett rimligt estimat för alla flygplatser.

Slutligen så har också Svedavias flygplatser en bullerkomponent i sin prissättning, den beräknas genom en formel som förenklat går att beskriva som *bullerkostnaden* är lika med *enhetspris för buller* gånger *antal bullerenheter*, där antalet bullerenheter är ekvivalent med antal dBA över ett förutbestämt tröskelvärde, där tröskelvärdet beror av flygplanstypen. Enhetspriserna är olika för olika flygplatser där Bromma är dyrast med 50 kronor. (Maxpris är 20 bullerenheter för alla flygplatser, det vill säga maxpriset för Bromma skulle då bli  $20 * 50 \text{ (kr)} = 1\,000 \text{ kr}$ ). Priset gäller från 1 april 2014 och gäller för LTO-cykeln. Buller existerar bara där, när flygplanen nått en viss höjd så stör de inte längre. Buller är heller inte tidsdifferentierad.

## 2.2 Luftkvalitetspåverkan

Emissioner från flygplansmotorer inkluderar koldioxid (CO<sub>2</sub>), vattenånga (H<sub>2</sub>O), kväveoxider (NO<sub>x</sub>), kolmonoxid (CO), svaveloxider (SO<sub>x</sub>) oförbrända kolväten (HC) eller flyktigt organiskt material (VOC), partiklar (P) samt andra spårämnen (Mahashabde, Wolfe et al. 2011).

Ofta redovisas NMVOC istället för VOC, där NMVOC står för Non Methan VOC; det vill säga VOC-föreningar som inte innehåller metan. De huvudsakliga VOC-föreningarna som inte ligger i NMVOC är Polycykliska aromatiska kolväten (PAH), Benzen och 1,3 Butadien.

Ungefär 70 % av alla flygplansemissioner är CO<sub>2</sub>-emissioner, H<sub>2</sub>O utgör lite mindre än 30 %, medan resterande förorenande ämnen står för mindre än 1 % (FAA 2005). Många av dessa föreningar leder antingen direkt eller indirekt till negativ hälsopåverkan. Nedan följer en diskussion som ger en kort översikt på var och en av de föroreningarna som kan kopplas till luftkvalitéeffekter på grund av luftfarten.

Det finns för närvarande väldigt lite tillgänglig information som kan användas för att estimerar emissionerna från uppstarten av motorerna, dessa är inte inkluderade i LTO-cykeln; ej heller i denna genomgång.

Då och då måste flygplan dumpa bränsle före landning så de inte överstiger den maximala landningsvikten. Detta sker på en plats och altitud så att ingen lokal påverkan sker på marknivå. Det är bara stora, långtgående flygplan som gör detta. Detta är inte heller inkluderat i denna studie.

### 2.2.1 Kväveoxider (NO<sub>x</sub>)

Även om det finns positiva kopplingar mellan exponering av kväveoxider, mest NO<sub>2</sub>, och andningsbesvär, så visar senare studier att det är oklart om det enbart beror på NO<sub>2</sub> eller om NO<sub>2</sub> är ett surrogat för påverkan av någon annan förorening. Det finns heller inget exponerings-responssamband mellan NO<sub>2</sub> och andningsbesvär med nuvarande hälsodata (EPA 2008).

Visserligen bildas ozon av NO<sub>x</sub> tillsammans med VOC:s, HC och CO. NO<sub>x</sub> är också ett förstadium till både organiska och icke-organiska kväveoxidsammansättningar, vilka ger upphov till partiklar. Men i flygplanssammanhang så har ozonrelaterade hälsoeffekter blivit uppskattade till små jämfört med partikelpåverkan (se nedan), mindre än 8 %, (Watkiss 2005), (Rojo 2007).

### 2.2.2 Kolmonoxid (CO)

Kolmonoxidemissioner härstammar från ofullständig förbränning av fossila bränslen. Den federala miljöskyddsmyndigheten i USA (EPA, Environmental Protection Agency) rapporterar att det inte finns någon signifikant hälsorisk med kolmonoxid baserad på nuvarande miljökoncentration i USA. Även om, som noterades ovan, CO bidrar till bildningen av ozon.

### 2.2.3 Svaveloxider (SO<sub>x</sub>)

Förbränningen av svavelhaltiga fossila bränslen leder till formationen av svaveldioxid (SO<sub>2</sub>), svaveltrioxid (SO<sub>3</sub>) samt svavelsyra (H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>) i gasform. Dessa ämnen refereras som svaveloxider (SO<sub>x</sub>). SO<sub>2</sub> är den klart dominerande gasen, med spårkoncentrationer av de två andra. SO<sub>2</sub> kan även bli transformerad till sekundära svavelpartiklar, beroende på atmosfäriska tillstånd, vilket leder till partikelformationer.

Den senaste EPA-rapporten för SO<sub>x</sub> slår fast att det finns belägg från hälsostudier som pekar på ett "kausalt samband mellan andningsbesvär och korttidsexponering av SO<sub>x</sub>" och är "tvetydig till en relation mellan kort-tidsexponering av SO<sub>2</sub> och dödlighet" (EPA 2008). Emellertid så skrivs det i samma rapport att det är svårt att fastställa en robust kvantifiering av koncentrations-responssamband på grund av osäkerheter på både

storleken av de estimerade hälsoeffekterna och fastläggningen att påverkan verkligen kommer från enbart SO<sub>x</sub> och inte från en mix av föroreningar.

#### 2.2.4 Partiklar (P)

Partikelemissioner från flygplan är i form av *fin* partiklar, eller P<sub>2,5</sub>, dvs. partiklar med diameter mindre än 2,5 µm. Flygplans P<sub>2,5</sub>-påverkan kommer från både primära och sekundära partiklar. Primära partiklar, som till största delen är sotpartiklar, är icke-flyktiga ämnen som kommer från motorn. Medan sekundära partiklar associerade med flygplansemissioner består delvis av atmosfäriska reaktionsprodukter från primära partiklar och andra emissionspartiklar från flyget såsom NO<sub>x</sub>, SO<sub>2</sub> och lättare kolväten. Här tjänar primära partiklar och existerande atmosfäriska gaser med plats/läge och som receptor för dessa processer.

De resulterande sekundära partiklarna utvecklas under flera timmar, dagar, och försvinner således från flygplatstrakten då de bidrar till en ökad omgivningsnivå av atmosfärisk partikelkoncentration. Enligt Brunelle-Yeung (2009) så hänförs 70 % av flygplansrelaterade partiklar till NO<sub>x</sub> emissioner, 14 % till icke-flyktiga partiklar, 12 % till SO<sub>x</sub> emissioner och 4 % till partikelformationer av kolväten.

Exponering av partiklar har kopplats till förtidig död och sjukdomsfall såsom kardiovaskulära krämpor och andningskrämpor. I USA har EPA använt sig av Environmental Benefits Mapping Program (BenMAP) för att göra hälsopåverkansanalyser och analysera förekomsten samt kostnaden av olika hälsoeffekter. Ratliff, Sequeira et al. (2009) har använt BenMAP och estimerat att den flygplansrelaterade risken för förtidig död ligger på 64–270 årliga dödsfall. Brunelle-Yeung (2009) estimerar att 210 incidenter av förtidig död förklaras av partiklar emitterade av flygplan under 2005 (i ett 90 %-igt konfidensintervall estimerades 130 – 340 incidenter).

Denna påverkan till förtidig död domineras av sekundära partikelformationer vars förstadium var NO<sub>x</sub>- och SO<sub>x</sub>-emissioner, med ett förhållandevis litet bidrag av icke-flyktiga partiklar (sot) och sekundära partiklar från kolväten (Brunelle-Yeung 2009). Flera studier indikerar att hälsopåverkan från flygplanspartikelemissioner väger tyngre än andra föroreningar orsakade av flygplan (Brunelle-Yeung 2009), (Rojo 2007), (Watkiss 2005).

Traditionellt så har luftkvalitetspåverkan av flygplan analyserats under landnings- och avgångsfasen (LTO-fasen) under 1 000 meter. Emellertid så visar ny forskning att emissioner som uppstår underväg har en betydande del av hälsopåverkan av flygplan. Barrett (2009) estimerar att förtidig död-påverkan från globala flygplansrörelser i undervägsflygningsfasen omfattar 80 % av den totala hälsopåverkan från flygplan.

#### 2.2.5 Marginalkostnad för luftkvalitetspåverkan

Precis som för buller så används effektmodellen (IPA) som följer en logisk, stegvis utveckling från utsläppsemissioner till fastställande av påverkan, för att slutligen kvantifiera skadan i ekonomiska termer.

Även om flera flygbolag har detaljerad information om sin flottas energianvändning samt dess emission så är denna data oftast inte offentlig. I den nyligen uppdaterade inventeringen av luftkvalitetspåverkan från EEMEP/EEA (2013) så finns detaljerade uppgifter på energianvändningen samt NO<sub>x</sub>, HC och CO emissionerna på de vanligaste (ca 75 st) flygplanen, passagerar- och fraktdito. Datat är en simulering med antagna

flygsträckor samt standardiserade LTO-faser från FN:s internationella civila luftfartsorganisation (ICAO, International Civil Aviation Organization). Arbete pågår med mer specialiserade LTO-tider för Europa eftersom de kan skilja sig rätt mycket från amerikanska LTO-tider (EMEP/EEA 2013). För de övriga utsläppen används en mer indirekt metod då de räknas ut på energiförsäljningen indelat på inrikes- och utrikes-fligheter samt LTO-siffror för varje flygplanstyp. Tabell 4 illustrerar detta för en Boeing 737-400. Information om var i flygningens del utsläppen sker är uppdelad i både undervägsflygning samt i LTO-cykeln (den senare är uppdelad i *taxi out*, *take off*, *climb out*, *climb/cruise/descent*, *approach landing* och slutligen *taxi in*).

Tabell 4 *Energianvändning och utsläpp från en Boeing 737-400.*

<b>B737-400</b>	<b>1CM005</b>	<b>125</b>	<b>250</b>	<b>500</b>	<b>750</b>	<b>1000</b>	<b>1500</b>	<b>2000</b>
<b>Distance (km)</b>	<b>Climb/Cruise/Descent</b>	<b>231.5</b>	<b>463</b>	<b>926</b>	<b>1389</b>	<b>1852</b>	<b>2778</b>	<b>3704</b>
<b>Fuel (kg)</b>	<b>Flight Total</b>	<b>1921.9</b>	<b>2700.3</b>	<b>4120.1</b>	<b>5617.6</b>	<b>7099.2</b>	<b>10221.9</b>	<b>13208.2</b>
	<b>LTO</b>	<b>842.5</b>	<b>842.5</b>	<b>842.5</b>	<b>842.5</b>	<b>842.5</b>	<b>842.5</b>	<b>842.5</b>
	<b>a. Taxi out</b>	<b>271.3</b>	<b>271.3</b>	<b>271.3</b>	<b>271.3</b>	<b>271.3</b>	<b>271.3</b>	<b>271.3</b>
	<b>b. Take off</b>	<b>88.7</b>	<b>88.7</b>	<b>88.7</b>	<b>88.7</b>	<b>88.7</b>	<b>88.7</b>	<b>88.7</b>
	<b>c. Climb out</b>	<b>231.8</b>	<b>231.8</b>	<b>231.8</b>	<b>231.8</b>	<b>231.8</b>	<b>231.8</b>	<b>231.8</b>
	<b>d. Climb/cruise/descent</b>	<b>1079.4</b>	<b>1857.8</b>	<b>3277.6</b>	<b>4775.1</b>	<b>6256.7</b>	<b>9379.4</b>	<b>12365.8</b>
	<b>e. Approach landing</b>	<b>150.7</b>	<b>150.7</b>	<b>150.7</b>	<b>150.7</b>	<b>150.7</b>	<b>150.7</b>	<b>150.7</b>
<b>f. Taxi in</b>	<b>100.0</b>	<b>100.0</b>	<b>100.0</b>	<b>100.0</b>	<b>100.0</b>	<b>100.0</b>	<b>100.0</b>	
<b>NO<sub>x</sub> (kg)</b>	<b>Flight Total</b>	<b>26.5</b>	<b>36.1</b>	<b>52.2</b>	<b>68.9</b>	<b>85.5</b>	<b>120.8</b>	<b>154.5</b>
	<b>LTO</b>	<b>8.4</b>	<b>8.4</b>	<b>8.4</b>	<b>8.4</b>	<b>8.4</b>	<b>8.4</b>	<b>8.4</b>
	<b>a. Taxi out</b>	<b>1.1</b>	<b>1.1</b>	<b>1.1</b>	<b>1.1</b>	<b>1.1</b>	<b>1.1</b>	<b>1.1</b>
	<b>b. Take off</b>	<b>1.7</b>	<b>1.7</b>	<b>1.7</b>	<b>1.7</b>	<b>1.7</b>	<b>1.7</b>	<b>1.7</b>
	<b>c. Climb out</b>	<b>3.9</b>	<b>3.9</b>	<b>3.9</b>	<b>3.9</b>	<b>3.9</b>	<b>3.9</b>	<b>3.9</b>
	<b>d. Climb/cruise/descent</b>	<b>18.1</b>	<b>27.6</b>	<b>43.8</b>	<b>60.5</b>	<b>77.0</b>	<b>112.4</b>	<b>146.1</b>
	<b>e. Approach landing</b>	<b>1.3</b>	<b>1.3</b>	<b>1.3</b>	<b>1.3</b>	<b>1.3</b>	<b>1.3</b>	<b>1.3</b>
<b>f. Taxi in</b>	<b>0.4</b>	<b>0.4</b>	<b>0.4</b>	<b>0.4</b>	<b>0.4</b>	<b>0.4</b>	<b>0.4</b>	
<b>HC (g)</b>	<b>Flight Total</b>	<b>994.7</b>	<b>1075.9</b>	<b>1223.2</b>	<b>1331.7</b>	<b>1437.5</b>	<b>1647.0</b>	<b>1856.3</b>
	<b>LTO</b>	<b>674.8</b>	<b>674.8</b>	<b>674.8</b>	<b>674.8</b>	<b>674.8</b>	<b>674.8</b>	<b>674.8</b>
	<b>a. Taxi out</b>	<b>474.8</b>	<b>474.8</b>	<b>474.8</b>	<b>474.8</b>	<b>474.8</b>	<b>474.8</b>	<b>474.8</b>
	<b>b. Take off</b>	<b>3.2</b>	<b>3.2</b>	<b>3.2</b>	<b>3.2</b>	<b>3.2</b>	<b>3.2</b>	<b>3.2</b>
	<b>c. Climb out</b>	<b>10.9</b>	<b>10.9</b>	<b>10.9</b>	<b>10.9</b>	<b>10.9</b>	<b>10.9</b>	<b>10.9</b>
	<b>d. Climb/cruise/descent</b>	<b>319.9</b>	<b>401.1</b>	<b>548.4</b>	<b>656.8</b>	<b>762.7</b>	<b>972.1</b>	<b>1181.5</b>
	<b>e. Approach landing</b>	<b>11.0</b>	<b>11.0</b>	<b>11.0</b>	<b>11.0</b>	<b>11.0</b>	<b>11.0</b>	<b>11.0</b>
<b>f. Taxi in</b>	<b>174.9</b>	<b>174.9</b>	<b>174.9</b>	<b>174.9</b>	<b>174.9</b>	<b>174.9</b>	<b>174.9</b>	
<b>CO (g)</b>	<b>Flight Total</b>	<b>17689.6</b>	<b>19294.6</b>	<b>22290.4</b>	<b>24641.3</b>	<b>26937.8</b>	<b>31590.5</b>	<b>36039.8</b>
	<b>LTO</b>	<b>11976.4</b>	<b>11976.4</b>	<b>11976.4</b>	<b>11976.4</b>	<b>11976.4</b>	<b>11976.4</b>	<b>11976.4</b>
	<b>a. Taxi out</b>	<b>8166.7</b>	<b>8166.7</b>	<b>8166.7</b>	<b>8166.7</b>	<b>8166.7</b>	<b>8166.7</b>	<b>8166.7</b>
	<b>b. Take off</b>	<b>79.8</b>	<b>79.8</b>	<b>79.8</b>	<b>79.8</b>	<b>79.8</b>	<b>79.8</b>	<b>79.8</b>
	<b>c. Climb out</b>	<b>208.6</b>	<b>208.6</b>	<b>208.6</b>	<b>208.6</b>	<b>208.6</b>	<b>208.6</b>	<b>208.6</b>
	<b>d. Climb/cruise/descent</b>	<b>5713.2</b>	<b>7318.2</b>	<b>10314</b>	<b>12664.9</b>	<b>19614.4</b>	<b>19614.1</b>	<b>24063</b>
	<b>e. Approach landing</b>	<b>512.4</b>	<b>512.4</b>	<b>512.4</b>	<b>512.4</b>	<b>512.4</b>	<b>512.4</b>	<b>512.4</b>
<b>f. Taxi in</b>	<b>3008.8</b>	<b>3008.8</b>	<b>3008.8</b>	<b>3008.8</b>	<b>3008.8</b>	<b>3008.8</b>	<b>3008.8</b>	

Källa: EMEP/EEA (2013)

Vidare finns i Korzhenevych, Dehnen et al. (2014):s (Update of) the Handbook on External Costs of Transport värderingar för de huvudsakliga emissionerna för alla länder i Europa uttryckt i euro per ton. Tabell 5 visar detta enbart för Sverige och ett genomsnitt för Europa. Värdena som används kommer från NEEDS-projektet (Preiss

and Klotz 2008) som använder sig av en uppdaterad version av samma modell som HEATCO studien använde sig av, det vill säga EcoSense. Modellen täcker både hälsoeffekter, som visserligen antas täcka över 90 % av den totala externa effekten, och en kvantifiering av sidoeffekterna som NO<sub>x</sub>- och SO<sub>2</sub>-emissionerna har på material (till exempel. byggnader), biodiversitet och skörden.

Värdena är baserade på en genomsnittlig populationsexponering och de reflekterar inte skillnader i inkomstnivåer mellan länderna, eftersom all hälsopåverkan är uträknad på genomsnittliga EU-värden för föroreningarna.

*Tabell 5 Skadekostnader för de huvudsakliga luftföroreningarna i euro per ton (2012 års priser) från all transport.*

Land	PM <sub>2,5</sub>			NO <sub>x</sub>	NMVOC	SO <sub>2</sub>
	Landsort	Förort	Stad			
Sverige	15409	53072	208705	5546	1030	5696
EU-snitt	29710	74263	285578	11246	1655	10825

Källa: i Korzhenevych, Dehnen et al. (2014)s (Update of the) Handbook on External Costs of Transport

Korzhenevych, Dehnen et al. (2014) sammanför representativa flygplan samt deras beläggningsgrad, emissionerna från dessa och hälsokostnaderna för respektive flygplan (hälsokostnaderna kommer från Ökoinstitut/DIW (2004)) för olika sträckor och kommer fram till tabell 7. I denna uträkning så antas att alla föroreningar sker i LTO-cykeln, inga undervägsflygningsemissioner finns alltså representerade i den. Vidare så är skadekostnaden för partikelemissionerna de från städer i Tabell 5.

*Tabell 6 Marginalkostnad för luftkvaliteten för passagerarflyg i LTO-fasen, EU genomsnitt (2012 års priser).*

Distans-grupp	Typ av flygplan	Distans i km	Antal platser	Genomsnittlig Beläggning	Luftföroreningskostnad	
					€/LTO	€/tkm
Kort	Fokker 100	< 1000	85	65 %	79	0,29
Medel	Airbus A320	< 3700	150	70 %	142	0,05
Lång	Boeing 747-400	> 3700	416	80 %	685	0,03

Källa: Korzhenevych, Dehnen et al. (2014)s (Update of the) Handbook on External Costs of Transport

Uträkningen är alltså en generaliserad kostnad och väldigt förenklad då man tar kostnaden för respektive förorening i Sverige, som även den är förenklad, då den speglar ett EU-snitt av hälsoeffekterna, och multiplicerar med ett representativt flygplan för de tre standardsträckorna, ingen diskussion förs om exponeringsgraden runt flygplatser etcetera. Förutom Bromma flygplats så ligger till exempel inte de flesta svenska flygplatser i tätbebyggda områden. Vidare så adderar den alla kostnader den visar inte vilken storleksordning respektive utsläpp har.

Detta kan jämföras med en Svensk studie från 2003 på Västerås flygplats (Otterström, Hämekoski et al. 2003), baserad på en Boeing 737-600 och, precis som den ovan, inkluderar både lokal och regional påverkan. Från Nerhagen and Hansen (2008) finner man Tabell 7 från denna utredning, där även kostnad per ton som beräkningen baseras

på finns med. Viktigt att veta är dock att uträkningarna inte är marginalkostnads-uträkningar i formell mening då de bygger på årliga utsläpp av ett visst flygplan.

Tabell 7 Utsläpp per LTO samt genomsnittskostnad per LTO i Västeråsstudien (i 2012 års priser).

	PM <sub>2.5</sub>	NO <sub>x</sub>	NMVOG	SO <sub>2</sub>
euro/ton	14038	2613	682	1905
ton/LTO	0,00052	0,0075	0,00022	0,00053
euro/LTO	9,3	25,1	0,19	1,29

Källa: Nerhagen and Hansen (2008)

Från Tabell 7 ses att kostanden per LTO-cykel, cirka 36 euro (i 2012 års priser), ligger långt under vad som *Korzhenevych, Dehnen et al. (2014)* (Tabell 6) kom fram till. Den stora skillnaden ligger i partikelemissionerna, den antas kosta ca 14 gånger mer (jmf stad i Tabell 5) i den senare studien jämfört med Västerås studien; de andra värdena är ca dubbelt så stora i den senare studien.

Resultatet visar dock att förutom NO<sub>x</sub>, som är den största kostnaden för flygplan i LTO-fasen, är även PM betydelsefull för de totala kostnaderna. Till viss del även SO<sub>2</sub>. Då både SO<sub>2</sub> och NO<sub>x</sub> kan omvandlas till sekundära partiklar som påverkar både hälsan och ekosystemet, vilket skrevs i inledningen till detta avsnitt, är det av vikt att förstå vilka komponenter som bidrar till den totala kostnaden för dessa två ämnen.

SMHI har genomfört ett projekt om NO<sub>x</sub> och kommit fram till att naturskador är en mycket större komponent än hälsoeffekter. Detta då de har använt sig av en annan modell (MATCH), medan de andra redovisade ovan har använt sig av EcoSens-modellen, där hälsoeffekterna antas täcka över 90 % av den totala externa effekten.

En annan studie från samma år av IER Stuttgart (Bickel, Schmid et al. 2003) saknar viss data och är bara uträknad per ton. Den skiljer sig rätt mycket från Västeråsstudien och redovisas inte mer här. Båda studierna är bristfälliga och väldigt osäkra.

Vad gäller NO<sub>x</sub>-utsläpp på undervägsflygningen rapporterar Nerhagen och Hanssen att, enligt Luftfartsverket, släpper en Boeing 737-600 ut 11 kilo på en flygning mellan Stockholm och Landvetter. Vilket ger ett pris mellan 30 och 72 euro, det vill säga mer än vid LTO-fasen (dock är det oklart vilken prisbas som använts).

I ASEK5.1 anges marginalkostnaden ligga mellan 367 och 895 kronor (i 2012 års priser) för sträckan Arlanda–Landvetter. Det undre värdet i spannet motsvarar ganska exakt Västeråsstudien redovisad här ovan, medan det övre värdet ligger lite lägre än vad som redovisas i Tabell 6 ovan.

En sammanfattning av denna exercis är att det börjar dyka upp ett fåtal skattningar av marginalkostnader för luftkvalitén som kan associeras med flygplansrörelser, men de är fortfarande inte landspecifika eller områdesspecifika ännu. Utsläppen från flygplanen är långt ifrån exakta ännu och bara beräknade för LTO-fasen. Det finns få värderingar av effekterna i Sverige vilket gör det svårt att ta ställning till om EU-genomsnittet är en bra approximation för Sverige. Det behövs mer explicita studier på/för Svenska flygplatser.

## 2.3 Klimatpåverkan

FN:s klimatpanel (IPCC, Intergovernmental Panel of Climate Change) har publicerat en utförlig rapport om klimatpåverkan av flygplan och identifierat hur de rubbar den

(planetära) strålningsbalansen. IPCC definierar strålningspåverkan som ett mått på bäringen en faktor har i att förändra balansen mellan inkommande och utgående energi i jord-atmosfärsystemet. En positiv strålningspåverkan innebär en värmande effekt, medan en negativ innebär en avkylande effekt.

Lee, Fahey et al. (2009) har uppdaterat IPCCs fjärde rapport, som behandlar data från 2000, med data från 2005 och kommit fram till att den totala strålningspåverkan tillskriven (underljuds)flygplan under 2005 är ca 3,5 % av den totala antropogena strålningseffekten, borttaget den inducerade cirrusmolnökningen. Det är något högre än IPCC:s 3 % men så har trafiken ökat med över 20 %, bränsleåtgången med nästan 10 % och den totala strålningseffekten med runt 15 %, mellan 2000 och 2005.

Klimatpåverkan i denna rapport begränsas till kommersiella (underljuds)plan, och där planen normalt flyger på en altitud mellan 9–13 kilometer. Flygplansemissioner rubbar, direkt eller indirekt, strålningsbalansen genom effekter som är skiftande ifråga om tidsskalor och spatiala variationer. Nedan följer en kort beskrivning om egenskaperna som de olika representanterna förknippade med flygplansemissioner har.

### 2.3.1 Koldioxid (CO<sub>2</sub>)

CO<sub>2</sub>-emissioner från flygplan har samma klimatpåverkan som CO<sub>2</sub>-emissioner från vilken annan källa som helst eftersom CO<sub>2</sub> är en långlivad, välblandad växthusgas. CO<sub>2</sub>-emissioner har en värmande effekt då de har en positiv strålningspåverkan, liksom utsläppen leder till spatial homogen påverkan och har en atmosfärisk residens i sekler (Penner 1999).

### 2.3.2 Vattenånga (H<sub>2</sub>O)

H<sub>2</sub>O-emissioner har en direkt värmande effekt med en livstid på några dagar. Emissioner av vattenånga i troposfären på grund av flygplan har ingen större klimatpåverkan men, för överljudsplan, som flyger i stratosfären, så kan H<sub>2</sub>O vara en signifikant växthusgas (Penner 1999).

### 2.3.3 Kväveoxid (NO<sub>x</sub>)

NO<sub>x</sub>-emissioner har två indirekta effekter – värmning från ozonproduktion och avkylning från nedbrytning av metan. Ozonproduktionen är relativt kortlivad, några månader, och uppstår i den norra hemisfären, där de flesta plan flyger, medan nedbrytningsprocessen är långlivad, i storleksordningen decennium, och uppstår globalt (Stevenson, Doherty et al. 2004), (Wild, Prather et al. 2001).

Den värmande effekten ligger på samma storleksordning som den avkylande effekten, så när effekterna aggregeras ihop tar de ungefär ut varandra på global skala; även om de regionala variationerna kan vara signifikanta. Summan av effekterna leder till en nettouppvärmning av norra hemisfären och en nettoavkylning av den södra.

### 2.3.4 Kondensstrimmor och cirrusmoln orsakade av flygplan

Formationen av kondensstrimmor och flygplansinducerade cirrusmoln ger en värmande påverkan på atmosfären, effekten beror av vattenångaemissioner och, vilket inte är helt klarlagt, på motoremissioner, omgivningens villkor (tryck, temperatur och relativ luftfuktighet) samt den allmänna framdriftseffektiviteten på flygplanet. Kondensstrimmor kan fortleva i timmar, medan cirrusmoln kan existera från några timmar till flera dagar (Penner 1999).

Då livstiden är relativt kort för ovanstående effekter så är strålningspåverkan av regional natur. Klimatpåverkan av kondensstrimmor och inducerade cirrusmoln är de mest osäkra av flygplanseffekterna, strålningspåverkan från dessa estimeras i intervallet från nära noll till det dubbla som orsakas av CO<sub>2</sub> (Mahashabde, Wolfe et al. 2011).

### 2.3.5 Sulfataerosoler och partiklar

Sulfataerosoler från flygplan reflekterar solljus och har därmed en avkylande effekt, medan svartkol eller sot absorberar solljus vilket ger en värmande effekt. Sulfater och svartkol har en vistelsetid som varar från dagar till veckor. Aerosolemissioner från flygplan kan också fungera som molnkondensationskärnor eller ändra mikrofysiska egenskaper hos cirrusmoln och därmed ändra deras strålningspåverkan. Detta är ett område med pågående forskning (Penner 1999).

### 2.3.6 Kolmonoxid (CO) och flyktiga organiska material (VOCs)

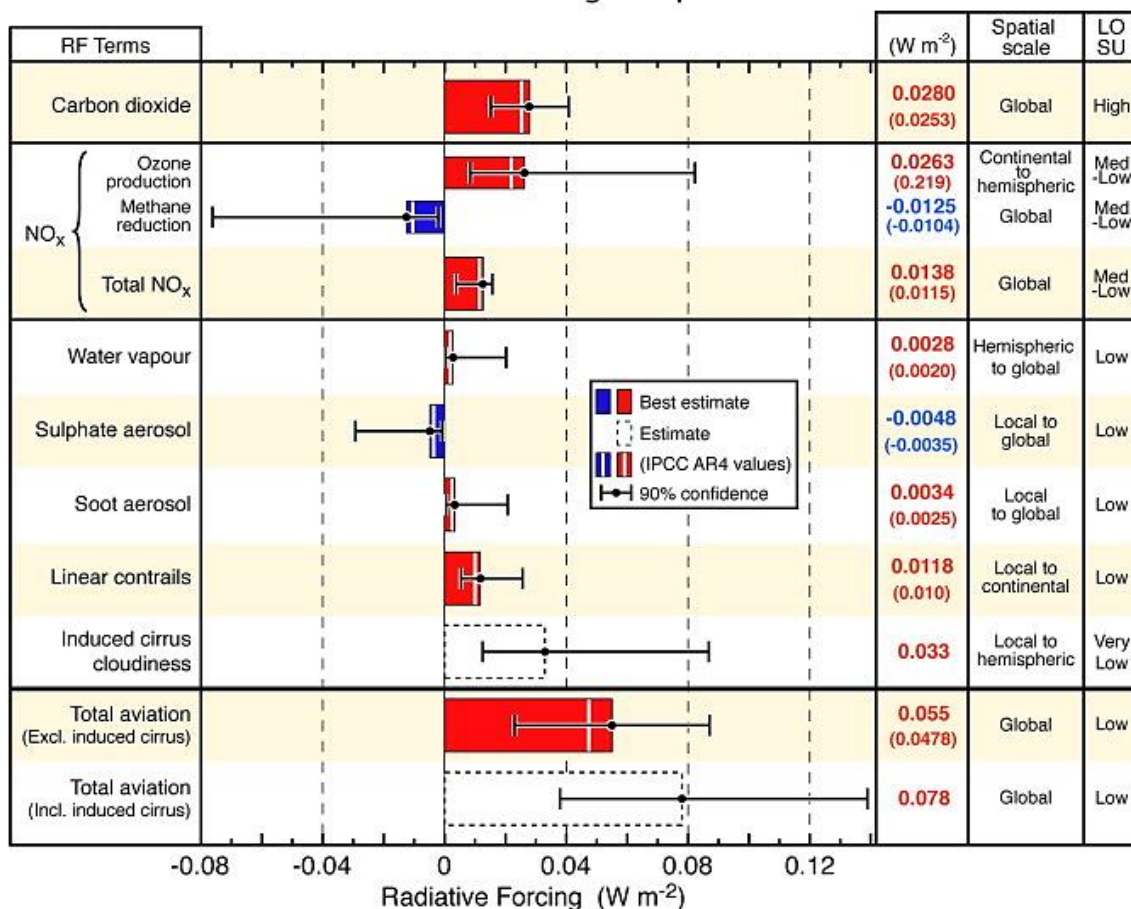
Kolmonoxidemissioner från flygplan är signifikant mindre i magnitud jämfört med andra emissionskällor av kolmonoxid och är i allmänhet ansedda ha en negligerbar påverkan i troposfärens ozonkemi. Oförbränt kolväte eller VOCs har också funnits ha fösumbar klimatförändring (Penner 1999).

### 2.3.7 Sammanfattning av klimatpåverkan

Figur 3 visar de senast uppdaterade strålningseffektsestimaten från IPCC genom Lee, Fahey et al. (2009). Viktigt att notera är att estimaten är indikativa gällande påverkan från flygplansemissioner under 2005 och fångar inte tidsintegrerade effekter av de olika mekanismerna. Kortlivade effekter som NO<sub>x</sub>-O<sub>3</sub>, kondensstrimmor och cirrusmolninformationer är från flygplan under 2005, medan strålningspåverkan från långlivade föroreningar såsom CO<sub>2</sub> och NO<sub>x</sub>-CH<sub>4</sub> är kumulativa och resulterar inte bara från emissioner under 2005, utan från flygemissionernas begynnelse.



### Aviation Radiative Forcing Components in 2005



Figur 3 Estimerad strålningspåverkan av de vanligaste ämnena (2005) (Källa: Lee, Fahey et al. (2009)).

Ändå, figuren tillhandahåller indikation på vilken relativ påverkan dessa olika representanter, förknippande med flygplansemissioner, har idag och beskriver de relativa osäkerheter förenade med varje effekt. Koldioxid har till exempel en relativt väl förstådd påverkan, medan effekten av flygplansinducerade cirrusmoln har den största osäkerheten idag. Givet det breda spannet av relativa osäkerheter så är det av högsta vikt att de blir explicit representerade vid policyutvärdering.

#### 2.3.8 Marginalkostnad för klimatpåverkan

Vad gäller koldioxiden, det ämne som troligtvis har störst påverkan på klimatet, var det tänkt att från och med 2012 skulle alla flyg från, till och inom det Europeiska Ekonomiska Samarbetsområdet, EES<sup>5</sup>, vara inkluderade i EU:s utsläppshandelssystem, EU ETS (EU Emission Trading System). Men förhandlingarna med ICAO om en global utsläppsmarknad är ännu inte klara, så för perioden 2013 till 2016 ändrades lagstiftningen till att endast utsläpp från flyget inom EES faller under EU ETS.

Precis som för industrianläggningar som omfattas av EU ETS, får flygbolagen bara utsläppsrätter som täcker en viss nivå av CO<sub>2</sub>-utsläppen från sina flygningar per år. Men till skillnad från fasta installationer kommer flygbolagen inom EES fortsätta att få den

<sup>5</sup> EES, eller EEA (European Economic Area), innefattar de 28 EU-länderna samt Island, Norge och Lichtenstein.

stora majoriteten av sina utsläppsrätter utan kostnad under etapp III av EU:s utsläppshandelssystem (2013–2020)<sup>6</sup>.

Koldioxidutsläppen är alltså internaliserade för flyg inom EES. Detta medför att dessa varken ska eller kommer att diskuteras vidare i denna rapport. Däremot är det av visst intresse att undersöka koldioxidutsläppen för internationella flygningar. Enligt Transportstyrelsen så var passagerarfördelning under 2013 (2011 och 2012 var väldigt snarlika) att 22,3 % hade ett inrikesstopp som (första-)destination, 67,6 % Europa medan 10,1 % hade övriga världen som (första-)stopp. Då det nog kan antas att passagerare till övriga världen sitter i generellt större flygplan än för både inrikes- och Europaflyg så blir antal flygplansrörelser utom Europa mindre än 10 %. Samtidigt är det svårt att dra slutsatser om dessa flygplan generellt släpper ut mer klimatgaser per passagerare än flygplan som har Europa som arbetsfält.

Dessa flygplan för internationella resor bör alltså beaktas här, liksom övriga klimatgaser, och då för alla flygningar, inrikes som utrikes. Det finns två huvudsakliga sätt att närma sig marginalkostnaden för klimatgaser som inte är med i EU ETS, antingen skadestansansatsen, vilken innebär att värdet baseras på uppskattningar av den marginella skadestansen av ytterligare emissioner i atmosfären, eller skuggprisansatsen, som innebär att värdet beräknas utifrån uppskattningar av den marginella reduktionskostnaden förknippad med ett givet utsläppsreduktionsmål.

Den första ansatsen är den mest önskvärda från en vetenskaplig synvinkel, då den kvantifierar de externa effekterna helt och hållet, men är tyvärr förknippad med extremt hög osäkerhet på grund av de komplexa effektsambanden och den långa horisonten involverad. Den andra ansatsen kan motiveras, givet att utsläppsreduktionsmålet reflekterar samhällets vilja, genom medborgarnas betalningsvilja för emissionsreducerande åtgärder.

Om den internationellt accepterade målsättningen om att begränsa klimatpåverkan till en genomsnittlig temperaturökning på 2°C antas så tillhandahåller Kuik, Brander et al. (2009) tillsammans med Essen, Schroten et al. (2011) ett marginalkostnadsestimat för koldioxid på 90 euro (med ett spann på 48–168 euro) i 2010 års priser. Marginalkostnadsestimatet för koldioxiden bygger på en metaanalys av 26 studier med enbart CO<sub>2</sub> som förklarande variabel samt analyser som har mer ämnen än CO<sub>2</sub> som förklarande variabel.

Med hjälp av REMOVE (Economic Transport and Emission Model) v.3.3.2, som tar fram emissionsfaktorer för de tre klimatgaser som ingår i den studien (CO<sub>2</sub>, CH<sub>3</sub> samt N<sub>2</sub>O), så fås Tabell 8 (Korzhenevych, Dehnen et al. 2014). Medelvärdet för CO<sub>2</sub> antas vara 90 euro per ton i uträkningarna.

---

<sup>6</sup> Under denna period kommer 82 % av utsläppsrätterna fördelas ut utan kostnad, 15 % auktioneras ut och 3 % procent hålls som reserv. En utförlig beskrivning av flygets införlivande i EU ETS finns på [http://ec.europa.eu/clima/policies/transport/aviation/index\\_en.htm](http://ec.europa.eu/clima/policies/transport/aviation/index_en.htm).

Tabell 8 Marginalkostnad för klimatpåverkan, EU-genomsnitt (2012 års priser).

Flygdistans	Marginalkostnad för klimatpåverkan		Belastningsfaktor
	€/pkm	€/flygning	passagerare <sup>7</sup>
< 500 km	2,35	492	80
500 - 1000 km	1,75	1053	80
1000 – 1500 km	1,32	2021	120
1500 – 2000 km	1,27	3059	140
> 2000 km	1,32	14067	220

Källa: Korzhenevych, Dehnen et al. 2014

Tabellen gäller för hela flygningen, inte bara LTO-cykeln. Kostnaderna i Tabell 8 är uträknade från energianvändningen, det vill säga flygfotogen, och klimatkostnaden per liter flygfotogen som återfinns i Tabell 9.

Tabell 9 Klimatkostnad per liter bränsleanvändning (2012 års priser).

	CO <sub>2</sub> (kg)/liter	CH <sub>4</sub> (gram)/liter	N <sub>2</sub> O (gram)/liter	Klimatkostnad (€/liter)
Flygfotogen	2,86	0,02	0,08	27,4

Källa: Korzhenevych, Dehnen et al. 2014

För att få klimatkostnaden (i sista spalten) räknas de övriga klimatgaserna om till CO<sub>2</sub>-ekvivalenter med GWP-faktorer (Global warming potential factors) från IPCC 4:e Assessment report. Då dessa är för CO<sub>2</sub>: GWP = 1, CH<sub>4</sub>: GWP = 25 och för N<sub>2</sub>O: GWP = 298, fås att CO<sub>2</sub> kostar 27,2 eurocent per liter, CH<sub>4</sub> 0,00476 eurocent per liter samt N<sub>2</sub>O 0,23 eurocent per liter. Klimatkostnaderna för koldioxiden är alltså mer än 100 gånger större än för dikväveoxiden.

För långväga flyg, utanför Europa, finns alltså en marginalkostnad för klimatpåverkan. Den kan antingen appliceras direkt på flygbränslet eller på distansen som flygs. Klimatmissionerna från flygbränsle är för övrigt väldokumenterat i litteraturen och kan användas för klimatkostnad för given bränsleåtgång. Eftersom de är globala till sin natur är det lika för alla flygplatser och länder.

I ASEK5.1 anges marginalkostnaden ligga på 4 807 kr för en flygning mellan Arlanda–Landvetter (i 2012 års priser). Detta stämmer väl överens med Tabell 8 ovan där det redovisas 492 euro för korta flygningar. Problemet är bara att på korta flygningar, det vill säga inrikes och inom Europa, finns redan en marknad som implicerar att marginalkostnaden för koldioxid redan är internaliserad.

<sup>7</sup> Det framgår inte från studien om antalet passagerare är vad planet maximalt klarar av, eller om det är den normala beläggingsgraden på planet.

### 3 Trängsel och förseningar

Huruvida det existerar trängsel på svenska flygplatser är ej klargjort. Om så vore fallet är det tveksamt om det skulle uppstå någon annanstans än på Arlanda, då trafikflöden i Sverige är relativt perifera i jämförelse med de större länderna i Europa. I debatten om Bromma flygplats eventuella nedläggning hörs det ibland att Arlanda inte skulle klara av att ta över luftfartygen som nu trafikerar Bromma på grund av att det skulle uppstå trängsel. Detta är dock inte klarlagt.

#### 3.1 ATM – Flygledartjänst

Ett annat sätt att se på trängsel, som normalt brukar räknas som en extern kostnad, är att den redan är internaliserad genom flygledningstjänsten, ATM. Det är genom ATM som både trafiksäkerheten och trängseln/knappheten regleras. Enligt Luftfartsverket (2004) så ingår luftrum och flödesplanering i ATM, detta för att optimera flöden och minska trängsel. Kostnaden för ATM speglar därför i någon mening den externa trängselkostnaden via en åtgärdskostnad då en ökning av trafikvolymen ger upphov till trängsel(kostnader) om inte nödvändiga öknings av trafikledning vidtas.

Denna kostnad är redan prissatt i Sverige då alla luftfarkoster som landar på en svensk flygplats betalar en navigeringsavgift. Denna avgift ska täcka kostnader för lokal lufttrafiktjänst, det vill säga flygledartjänst vid start och landning samt nödvändig flyginformation, inklusive information om väder (SIKA 2008). Det är emellertid i praktiken omöjligt att urskilja hur trafikledningens arbete fördelas mellan uppgifterna.

Flygledningskostnaden på Svedavias<sup>8</sup> flygplatser varierar med plats på Arlanda, Bromma och Landvetter och med maxvikten på flygplanet på resterande sju flygplatser. För till exempel Arlanda betalar alla luftfarkoster 1 375 kronor, för Bromma är avgiften 1 250 kronor medan Landvetter har 795 kronor som avgift. För de övriga kostar till exempel en Boeing 737-400 1 280 kronor. Alla priser är från 2014.

Dessa avgifter är dock inte att betrakta som marginalkostnader, mer som kostnads-täckande avgifter för flygledartjänsten. Luftfartsverkets flygplatser är, efter 1988-års trafikpolitiska beslut, underställda kravet på full kostnadstäckning genom infrastrukturavgifter. Det är inte självklart att detta uppnås genom marginalkostnadsprissättning då det råder stordriftsfördelar på en flygplats tack vare dess naturliga monopol.

#### 3.2 Förseningskostnader

Även om det inte är klart hur förseningskostnader kan kopplas till trängsel, så redovisas här en större och en mindre studie om vad förseningar kostar samhället.

EuroControl, som är en internationell organisation inom luftfarten i EU, samlar data som möjliggör att förseningskostnader kan bli beräknade, se till exempel CODA (2012). Tidigare publicerade EuroControl en rapport (Cook, Tanner et al. 2004) där en metodik för att uppskatta faktiska kostnader för flygförseningar beskrivs. I denna redovisas resultat med detaljerade kostnader för flygbolagen på förseningar under olika segment av ett reguljärflyg. Kostnaderna är uppdelade i korta fördröjningar (mindre än 15 min) och kraftiga förseningar (mer än 65 min). Rapporten ger en kostnadsfaktor (euro per minut) för varje flygsträcka. De typer av förseningar som innefattas är:

---

<sup>8</sup> Swedavia äger, driver och utvecklar 10 flygplatser i hela Sverige och är helägt av svenska staten.

- Gatefördröjning
- fördröjning av tillgång till bana (både taxi-in- och taxi-utförseringar)
- undervägsförseringar
- landningsförseringar (cirkelrörelser eller längre flygvägar för att övervinna trängseln samtidigt som planet närmar sig flygplatsen).

Datat som används i studien består av data som samlats in från europeiska flygbolag, från flygtrafikledningen samt intervjuer och enkäter. I Tabell 10 och Tabell 11 ses marginalkostnaderna som är sammanställda från 12 flygplatser i Europa, ingen från Sverige dock.<sup>9</sup> De tre olika scenarierna Low, Base and High inkluderar förutom belastningsfaktorn flera olika antagande såsom hur många passagerare som är på genomresa, flygplatskostnader, energikostnader, extra bemanning etcetera.

*Tabell 10 Taktiska markfördröjningskostnader, vid gate och taxi (med nätverkseffekter). Alla kostnader i euro per minut (2012 års priser).*

Flygplan och antal platser		Baserat på 15 minuters försening			Baserat på 65 minuters försening		
		Kostscenario			Kostscenario		
		Låg	Bas	Hög	Låg	Bas	Hög
B737-300	125	1,0	1,7	21,1	46,8	98,4	168,6
B737-400	143	1,1	1,7	23,0	54,2	108,1	189,4
B737-500	100	1,0	1,7	19,9	38,0	80,4	146,2
B737-800	174	1,0	1,5	25,0	65,2	127,2	219,0
B757-200	218	1,1	1,9	29,5	81,5	157,0	265,7
B767-300ER	240	1,4	2,3	40,2	90,0	182,2	317,9
B747-400	406	3,6	4,7	70,7	153,6	306,5	532,5
A319	126	1,0	1,7	21,2	47,5	96,4	170,7
A320	155	1,0	1,5	23,7	57,8	115,4	199,3
A321	166	1,1	1,8	24,2	62,4	122,2	209,5
ATR42	46	0,6	0,8	11,9	17,6	40,1	77,1
ATR72	64	0,6	1,0	13,5	24,4	52,2	95,8

Källa: (Cook, Tanner et al. 2004)

<sup>9</sup> De som ingår är Amsterdam Schiphol, Athens International, Brussels National, Florence Amerigo Vespucci, Frankfurt a/M, London Heathrow, London Luton, Madrid Barajas, Malaga, Paris Charles de Gaulle, Prague Ruzyne, Vienna.

Tabell 11 Taktiska luftburna fördröjningskostnader, en-route och cirklande (med nätverkseffekter). Alla kostnader i euro per minut (2012 års priser).

Flygplan och antal platser		Baserat på 15 minuters försening			Baserat på 65 minuters försening		
		Kostscenario			Kostscenario		
		Låg	Bas	Hög	Låg	Bas	Hög
B737-300	125	12,2	19,0	45,6	57,3	111,8	192,8
B737-400	143	11,7	18,2	46,4	64,6	124,2	213,1
B737-500	100	11,4	17,5	42,1	47,7	95,4	168,0
B737-800	174	10,0	16,0	44,8	75,2	143,0	240,7
B757-200	218	13,1	20,7	55,1	94,8	177,4	295,2
B767-300ER	240	18,1	28,7	76,7	108,6	211,4	360,7
B747-400	406	35,3	54,0	137,3	191,3	364,2	624,7
A319	126	9,1	14,3	38,5	56,7	110,5	192,5
A320	155	9,8	15,3	43,5	67,2	142,9	222,4
A321	166	12,1	19,0	48,7	73,9	140,1	236,4
ATR42	46	2,2	3,3	14,7	19,3	42,7	80,1
ATR72	64	2,8	4,3	17,5	26,8	56,0	100,8

Av tabellvärdena att döma så kostar långa förseningar i storleksordningen 100 gånger mer per minut än korta förseningar när flygplanet står på marken. Medan samma jämförelse vid undervägsflygning ger att de långa förseningarna ligger på cirka 10 gånger högre värde jämfört med korta förseningar. Vidare så är minutkostnaden av långa förseningar när flygplanet står på marken i samma storleksordning som när flygplanet är på väg i luften.

Givet ett disaggregerat estimat för vad långa och korta förseningar kostade per flödesminut (det vill säga förseningar vid gate) i Europa 2002, skattas en genomsnittskostnad för förseningar som är längre än 15 minuter. Skattningen är viktad på alla flygplanstyper i nätverket och på fördelningen, och blir då

- 72 euro per minut.

Då långa förseningar (över 15 minuter) står för de största kostnaderna skulle det vara intressant att undersöka fördelningen av dessa fördröjningsminuter med orsaksfaktorer (t.ex. flygplatsgenererade flödesförseningar på grund av vädret).

I en äldre analys av UNITE (Nombela, and et al. 2002) uppskattas trängselkostnader för Madrids flygplats med data från 1997 till 2000. I den beräknas hur mycket förlorad tid ett försenat flyg orsakar såväl flygbolag som passagerare och kommer fram till att marginalkostnaden för ett försenat flyg ligger runt 7 000 euro (år 2000). Hur väl Madrids förhållanden överstämmer med till exempel Arlanda är dock oklart.

## 4 Olyckor

I svensk (och europeisk) luftfart är flygolyckor mycket ovanligt. Detta medför att uppskattningen av olyckskostnader måste baseras på det genomsnittliga antalet olyckor över flera år. Ett annat problem är att oftast så sker starten och landningen i olika länder. Det är då inte klart vilket land som ska associeras med olyckan. Men Essen, Boon et al. (2004) menar att enklast vore att kostnaderna belastar passagerare och frakt i landet där avresan sker från.

Givet detta kan enbart genomsnittliga värden beräknas. Men enligt Korzhenevych, Dehnen et al. (2014) kan alla olyckskostnader anses externa, därför sammanfaller genomsnittskostnaderna med marginalkostnaderna. (Detta påstående är ganska kontroversiellt och tyvärr inte motiverat.) Problemet med de genomsnittliga värdena är dock att de inte är specificerade för olika kostnadsdrivare, så incitamentet att förebygga olyckor och att närma sig ett mer säkrare flyg är relativt begränsad.

I den senaste bedömningen rapporterar (Essen, Schroten et al. (2011)) att den genomsnittliga olyckskostnaden ligger på 0,5 euro per 1 000 personkilometer. Olycksdata som används i denna studie kommer från Eurostat och beräknas från genomsnittsvärdena under åren 2002–2008. På grund av brist på data så ingår inga personskador.

### 4.1 ATM – Flygledartjänst

Precis som för trängsel, syftar flygledartjänsten, ATM, också till att undvika olyckor. Enligt Luftfartsverket (2004) tillhandahålls ATM för att upprätthålla tillräcklig separation mellan luftfartyg, under väg samt vid start och landning. Detta för att förhindra olyckor.

Med hjälp av ATM ska flygplatsen upprätthålla samma säkerhetsnivå oavsett trafikvolym, och då ytterligare ett flygplan i luftrummet minskar säkerheten för övriga flygplan så måste mer trafikledningsinsatser sättas in för att bibehålla oförändrad säkerhetsnivå. Kostnaden för ATM speglar därför den externa olyckskostnaden via en åtgärds-kostnad då en ökning av trafikvolymen ger ökad risk för olyckor, om inte nödvändiga ökningarna av trafikledning vidtas. Detta innebär att även olyckskostnaden kan ses som internaliserad.

I ASEK5.1 anges marginalkostnaden ligga mellan 367 och 895 kronor (i 2012 års priser) för olyckor/säkerhet.

## 5 Infrastruktur – Flygplatstjänster

Luftfartens infrastruktur definieras som flygplatserna<sup>10</sup> och dess tjänster. Förutom ATM, som nämnts ovan, så består dessa till stor del av flygplans- och passagerarrelaterade kostnader, WLU (Work Load Unit). Det är kostnader som uppstår då ytterligare en passagerare, eller 100 kilo fraktgodis, ska transporteras och är i första hand kopplade till aktiviteter i flygplatsens lokaler, även om rullbanorna etcetera är med i denna post.

Precis som för ATM ovan, så är WLU internaliserad då den redan är prissatt. På Svedavias flygplatser tas två avgifter ut; en startavgift för flygplanet samt en passageraravgift. Den första är för tillgång till bansystemet och ramper, inklusive bevakning, el-service, rangering, miljöarbete samt brand och räddningstjänst. Startavgiften är differentierad på flygplanets maximala vikt samt på flygplats. Passageraravgiften är en infrastrukturavgift som tas ut på varje avresande passagerare. Den är tänkt att motsvara kostnaden för dockningssystem samt publika ytor i terminalen, inklusive incheckning och säkerhet. Den är differentierad på inrikes- och utrikestrafik.

Startavgiften för ett Boeing 737-400, maxvikt drygt 62 ton, på Svedavias flygplatser ligger mellan 1 240 kronor (Arlanda) och 3 100 kronor (de 6 minsta). Passagerarkostnaden spänner mellan 48 och 55 kronor för inrikesflyg och mellan 71 och 108 för utrikesflyg, där Bromma är dyrast. Precis som för ATM kan nog inte detta betraktas som marginalkostnader heller. Alla priser är från 2014.

Det finns en hel del marginalkostnadsberäkningar för både ATM och WLU i litteraturen men de skiljer sig väldigt mycket åt, både metodmässigt och definitionsmässigt, vilket gör jämförelsen svår emellan dem.

I ASEK5.1 anges marginalkostnaden ligga mellan 976 och 1 419 kronor (i 2012 års priser) för infrastrukturen.

---

<sup>10</sup> Luftfartsstyrelsen använder den bredare definitionen *luftfartsanläggningar* som innefattar flygplatser och utrustning för kommunikation, navigation och övervakning. I denna rapport antas dock att flygplatserna innefattar utrustningen också.



## 6 Övriga marginalkostnader

### 6.1.1 Vattenkvalitetspåverkan förknippade med avfrostningsmedel eller avrinningar av olika slag

Flygsäkerhetsföreskrifter i de flesta länder kräver att flygplan ska vara isfria vid start, vilket vid sådant väder innebär att flygplanen vanligen måste avisas och ibland skyddas från att is bildas igen. Till detta används glykol, kaliumformiat eller Urea.

Glykol och formiater har i sig låg giftighet och är lätt nedbrytbara i naturen. Men det går åt mycket syre vid nedbrytningen och ämnena kan därför orsaka syrebrist i vattendrag och grundvatten om stora mängder släpps ut. Avisning är därför endast tillåten på ytor anpassade för att lätt kunna samla upp glykolen.

Ett problem med den uppsamlade glykolen är att den vanligen innehåller tungmetallen kadmium (från flygplanen). Kadmiumet hamnar även på flygplatsfordonen. Därför har de stora flygplatserna utrustats med reningsverk som renar fordonstvättvattnet från kadmium. De flygplatser som använder Urea har även de ett speciellt omhändertagande av bandagvattnet.

På Svedavias flygplatser betalar alla flygplan som använder glykol en avgift per liter använd glykol, i alla fall på de fyra största flygplatserna i Sverige. På de sex mindre flygplatserna i Svedavias regi så antas denna kostnad täckas av passagerar- och take-off-avgifterna. Huruvida den avgiften täcker de externa kostnaderna för densamma är dock inte klarlagt.

### 6.1.2 Slitage på landningsbanorna

Luftfartsverket har i sin rapport (Luftfartsverket (2004)) beräknat kostnaden för slitaget på rullbanor. De resonerar om omtoppning av banorna och kommer fram till att det saknas empiriskt stöd att rullbanor med högre trafikvolym får ny beläggning oftare. Vad gäller borttagning av gummirester på banorna så menar de att bara Arlanda, Landvetter och kanske Sturup har trafikberoende slitage på sina rullbanor. På övriga svenska flygplatser beror slitaget bara på klimatpåverkan och snöröjning.

Skattningen som presenteras för gummiborttagningen är en genomsnittskostnad på strax under 1 euro till nästan 3 euro. Från detta dras slutsatsen att marginalkostnaden för slitage på rullbanorna på svenska flygplatser ligger mellan 0 euro och 3 euro, men denna kostnad är redan internaliserad i infrastrukturkostnaderna, i den så kallade WLU-kostnaden beskriven ovan.

## 7 Differentiering av marginalkostnader

Prissättning ska idealt utformas på ett sådant sätt att de negativa externa effekterna internaliseras. Vid en effektiv prissättning betalar då den som nyttjar transporten för de negativa konsekvenserna som eventuellt kan uppstå vid användandet. För att prissättningen ska vara effektiv krävs också att skatter och avgifter i så hög grad som möjligt differentieras utifrån transporternas förutsättningar.

### *Bullerdifferentiering*

Buller har marginalkostnader i åtminstone tre dimensioner; flygplanstyp, geografi (befolkningstäthet i närområdet) och tid på dygnet. Eftersom bullerkostnaden är så beroende av kontexten, här spelar även inflygningsstråk in, bör alla tre komponenterna beaktas och differentieras för. Tabell 2 visar tydligt hur det skiljer mellan flygplanstyp och tid på dygnet (och inflygningsväg). Vad gäller geografien så ligger de flesta svenska flygplatser i mindre befolkningstäta områden, Bromma undantaget, vilket medför att differentiering mellan flygplats kanske inte är lika viktig, förutom eventuellt för Bromma, som de andra två dimensionerna. Det behövs explicita bullerstudier för att avgöra det sista.

### *Luftkvalitétendifferentiering*

Luftkvalitén består av flera olika ämnen, uppräknade ovan, där först och främst partiklar och NO<sub>x</sub> bör differentieras för. NO<sub>x</sub> är det ämne som ger upphov till störst kostnad eftersom mängden av utsläpp är stora, samtidigt behövs mer forskning om hur mycket det kostar samhället för undervägsflygningarna. Tabell 4 visar för ett specifikt plan att undervägsflygningen står för mer än två tredjedelar av kväveutsläppen. Mer forskning behövs på alla luftkvalitetsgaser, då Barrett (2009) estimerar att undervägsflygningen står för ca 80 procent av fallen av förtidig död. Hur en sådan kostnad sedan ska administreras mellan länder är en annan fråga.

Mer forskning behövs även på SO<sub>x</sub> innan den kan differentieras, liksom för bensen, för polycykliska aromatiska kolväten (PAH) samt 1,3 Butadien. Då många av Sveriges flygplatser ligger där befolkningstätheten inte är speciellt hög så är det inte säkert att dessa ämnen utgör någon signifikant kostnad för samhället. Specifika mätningar på svenska flygplatser och/eller spridningsmodeller behövs för att avgöra det.

Förutom gaserna bör det differentieras på flygplanstyp och geografi, där speciellt flygplanstyp bör särskiljas för att uppnå en renare flygplansflotta. Vad gäller geografien så är befolkningstätheten runt flygplatsen avgörande.

### *Klimatdifferentiering*

Klimatpåverkan, som har koldioxid som största komponent, är global till sin natur, vilket medför att det inte behövs differentieras för geografien. Däremot är koldioxiden redan prissatt inom Europa i och med EU ETS och därmed inte en extern effekt. Således är det, än så länge, bara resor utom Europa som bör beaktas vad gäller koldioxid. Övriga klimatgaser är dock för närvarande en extern effekt överallt. Men då koldioxiden utgör det största hotet mot klimatet, givet dagens kunskap, så är det den som är den största externa effekten för närvarande och därmed den som bör differentieras för i första hand.

### *Övrig differentiering*

Trängsel- och olycksdifferentiering är svårt att i nuläget säga så mycket om på grund av bristfällig kunskap angående de bådas marginalkostnader. Båda effekterna kan även ses som internaliserade genom flygledartjänsten. I detta fall så är de inte externa, de är

redan omhändertagna. Detta gäller även för glykol och gummiborttagning som diskuterades ovan.

## 8 Diskussion

Syftet med genomgången var att kartlägga de relevanta marginalkostnaderna för flyget i Sverige samt hur de bör beaktas. Ett annat syfte var att redogöra för kunskapsluckorna som för närvarande existerar. Vad som menas med *bör* beaktas är de marginalkostnaderna som är relativt höga, det vill säga de externa effekterna som har en stor påverkan. Även *hur* marginalkostnaderna ska beaktas är viktigt och i den här rapporten syftar *hur* till differentiering, där de externa effekterna har storleksvariationer beroende på tid, typ och geografiska skillnader.

Det är långt ifrån självklart vilka effekter som bör beaktas som relevanta marginalkostnader. Till exempel så kan trängsel och olyckor redan ses som internaliserade genom att ett inkommande flygplan är enligt lag tvungen att använda sig av flygledartjänsten för att ens få flyga i svenskt luftrum, och speciellt då landa på en svensk flygplats. Och då den prissatta flygledartjänsten administrerar all trafik i luftrummet och upprätthåller samma säkerhetsnivå oavsett trafikvolym så är både trängseln och olyckorna omhändertagna och upphör att vara en extern effekt.

Infrastrukturen är också den i en liknande situation då alla marginalkostnader för flygplatstjänster redan är internaliserade genom tvånget att använda den redan prissatta flygplatsen, liksom slitaget på densamma och vattenkvalitetspåverkan av glykol beskrivet ovan.

Vad som blir kvar att beakta är marginalkostnader för buller, luftkvalitén samt klimatet. De presenteras i nämn ordning nedan och relateras också till ASEK 5.1, vilken innehåller de senaste marginalkostnaderna. Värdena för luftfarten bygger på lite äldre studier och de är beräknade för sträckan Arlanda–Landvetter för ett Boeing 737-600 med 72 passagerare (beläggingsgrad 60 %) och angivna i fordonskilometer.

Marginalkostnaderna relateras också till Svedavias nuvarande avgifter. Viktigt att hålla i minnet då är att Svedavia har kostnadstäckningsansvar och avgifter därför inte nödvändigtvis behöver spegla marginalkostnaderna för det som de är avsedda för.

### *Buller*

Buller är den mest upplevda påverkan av flygtrafik, och protester mot en eventuell ny landningsbana på en flygplats uppkommer alltid så länge flygplatsen har tillräcklig befolkningstäthet i närheten. Men i Sverige ligger inte många flygplatser i befolkningstäta områden. Enligt WSP (2009) så är 15 200 människor exponerade för buller överstigande FBN 55 dBA och av dessa bor cirka 13 000 runt Bromma.

Förutom geografien, det vill säga befolkningstätheten runt flygplatsen, så har marginalkostnaden för buller två andra dimensioner; flygplanstyp och tid på dygnet som bullret uppstår. I nuvarande avgift för buller tas ej hänsyn till varken typ eller tid, vilket förefaller konstigt för åtminstone de flygplatser som har en viss befolkningstäthet omkring sig.

De fåtalet gjorda skattningar för Sverige indikerar att marginalkostnaden för buller är låg, Arlandas och Landvetters marginalkostnad ligger på nivån 10 kronor per LTO. Denna skattning bygger på en genomsnittskostnad och är ej differentierad på flygplan. Tyvärr finns ingen skattning för Bromma, vilket torde vara nästa steg för bullerforskningen i Sverige.

I ASEK 5.1 används en bullervärdering som (åtminstone) till viss del bygger på Frankfurts flygplats, vilket inte riktigt är relevant då befolkningstätheten där skiljer sig markant från flygplatser i Sverige, Bromma inräknat. Avgiften som Svedavia tar ut

ligger mellan 10 och 1 000 kronor beroende på bullernivå, dock differentieras inte på tid.

Mycket pekar alltså på att marginalkostnaden för buller är låg för alla flygplatser, utom kanske Bromma. Men explicita bullerberäkningar behövs för att säkert veta, speciellt då för Bromma.

### *Luftkvalité*

I den mest uppdaterade skattningen av marginalkostnaden för luftkvalité, av Korzhenevych, Dehnen et al. (2014), redovisad här ovan, används skadekostnader från NEEDS-projektet<sup>11</sup> (Preiss and Klotz 2008). I den är bara LTO-fasens utsläpp inkluderad, ej undervägsflygningen som noterats tidigare kan vara en mycket större utsläppskälla. Kostnaderna är mer att betrakta som en generaliserad kostnad. Den är också väldigt förenklad då den speglar ett EU-genomsnitt av hälsoeffekterna, liksom ingen diskussion förs om exponeringsgraden runt flygplatserna. Den är också aggregerad, det vill säga den visar ingenting om storleksordningen på respektive utsläpp eller, för den delen, vilken flygplanstyp.

Det sistnämnda är olyckligt för differentiering av marginalkostnadernas skull, det skulle för övrigt behövas mer information om svenska förhållanden i en dylik skattning. Det finns till exempel få värderingar av effekterna i Sverige liksom få studier på svenska flygplatser. Precis som för buller så är effekterna till viss del områdesspecifika och beror till stor del på befolkningstätheten runt flygplatserna.

En eller flera fallstudier på svenska flygplatser vore önskvärt att ta del av. Den senaste var från Västerås 2003. I den används mycket lägre skadekostnader än studien från 2014 ovan, vilket gör att den aggregerade kostnaden för PM<sub>2,5</sub>, NO<sub>x</sub>, NMVOC och SO<sub>2</sub> blir ungefär dubbelt så hög i den senare studien.

I ASEK 5.1 används spannet 353 till 860 kronor och de siffrorna bygger på den nämnda Västeråsstudien och lite utvecklingar från den. Det lägre värdet är vad som ungefär skattas i Västeråsstudien för en LTO. Huruvida denna skattning korrekt reflekterar dagens marginalkostnader är svårt att avgöra, men det övre värdet i spannet är i samma storleksordning som skattningen i Korzhenevych, Dehnen et al. (2014). Observera då att det bara gäller för LTO-cykeln.

Marginalkostnaden för luftkvalité vid undervägsflygning lyser med sin frånvaro. Mer forskning behövs på speciellt inrikesflyg i Sverige, där är det i alla fall inga svårigheter med hur en sådan kostnad ska administreras. Mellan olika länder blir detta svårare.

Svedavia tar för närvarande ut en avgift på 50 kronor per kg NO<sub>x</sub> utsläppt i den genomsnittliga *taxitiden i LTO-cykeln*, på Arlanda är den satt till 15 minuter medan övriga flygplatser har lägre, givet den specificerade motortypen. (HC-avgiften är borttagen på Svedavias flygplatser.) Från Tabell 4 fås att en Boeing 737-400 som släpper ut 8,4 kg NO<sub>x</sub> i LTO-cykeln i USA skulle kosta 420 kronor på Arlanda, om det antas att Arlanda hade samma LTO-cykeltid som USA (vilket Arlanda troligtvis inte har enligt EMEP/EEA (2013)).

Med tanke på att NO<sub>x</sub> är det ämne som ger upphov till störst kostnad för samhället, eftersom mängden av utsläpp är stora, så är det bra att det differentieras för. Men då detta ämne enligt Västeråsstudien stod för 70 procent av marginalkostnaden så är

---

<sup>11</sup> NEEDS använder en uppdaterad version av EcoSense-modellen som också HEATCO använde.

storleken på avgiften lite i underkant av vad ASEK rekommenderar. Om det sedan reflekterar den sanna marginalkostnaden kan enbart fallstudier ge svar på.

### *Klimat*

Koldioxid har den i särklass största påverkan på klimatet och då hela Europeiska samarbetsområdet (EES) medverkar i EU:s utsläppshandelsystem (EU ETS) så är redan koldioxidutsläppen inom EES internaliserade. Då runt 90 procent av alla flyg från Sverige har ett inrikes- eller Europastopp som första destination så är det bara en mindre del av flygen som inte har internaliserat koldioxidutsläppen.

Vad gäller de andra klimatgaserna så redovisas oftast bara N<sub>2</sub>O och CH<sub>4</sub>. Enligt Korzhenevych, Dehnen et al. (2014) så är klimatkostnaden för CO<sub>2</sub> ungefär 100 gånger så hög som för N<sub>2</sub>O, och ännu högre om den jämfördes med CH<sub>4</sub>. I samma rapport redovisas en marginalkostnad på cirka 12 öre per personkilometer för dessa tre klimatgaser och för flygningar längre än 2 000 km med 220 passagerare. Detta implicerar att ett flyg från Arlanda till New York har en marginalkostnad på cirka 165 000 kronor, en inte helt oansenlig summa.

ASEK 5.1 redovisar 29 öre per personkilometer för ett mindre flygplan och kortare sträcka. På liknande sträcka och liknande flygplan i studien ovan så redovisar denna ungefär 21 öre per personkilometer. Att studierna stämmer väl överens med varandra beror på att koldioxid har en relativt väl förstådd påverkan på klimatet.

## 9 Slutsatser och policyrekommendationer

- Det behövs explicita bullervärdringar för de flygplatser med hög befolkningstäthet i området, speciellt då Bromma flygplats.
  - I områden med hög befolkningstäthet runt flygplatsen bör buller även tidsdifferentieras.
  - Se över de externa kostnaderna för buller i ASEK 5.1.
- Mer forskning behövs om luftkvalitépåverkan, i flera olika dimensioner:
  - Det finns inga marginalkostnadsskattningar på undervägsflygningen, även då den uppskattas till att vara en större utsläppskälla än LTO-cykeln.
  - Det behövs (marginalkostnads)skattningar på svenska förhållanden, med svenska hälsoeffekter. Effekter är väldigt områdesspecifika och beror till stor del på befolkningstätheten.
  - NO<sub>x</sub> är det ämne som ger upphov till största kostnaden per LTO, då mängden utsläpp är stora. Differentiering för NO<sub>x</sub> är därför önskvärd.
  - Mer forskning/studier på disaggregerad nivå, för både flygplanstyp och övriga emissioner, speciellt partiklar samt effektsambanden emellan dem.
- Koldioxid har den största påverkan av klimatet, vilket medför att det är där resurser bäst behövs. Dock så har:
  - 90 procent av passagerarna som flyger från Sverige ett Europastopp som första destination. För dessa är koldioxiden redan internaliserad i och med EUs utsläppshandel, EU ETS.
  - För de övriga 10 procenten förhandlar EU med ICAO om en global utsläppsmarknad.
  - Mer forskning behövs på övriga klimatgaser.
    - Koldioxid har en relativt väl förstådd påverkan, medan effekten av flygplansinducerade cirrusmoln har den största osäkerheten idag. Se Figur 3 för övriga osäkerheter.

## Referenser

- Anderson, G. S. and N. P. Miller (2007). "Alternative analysis of sleep-awakening data." *Noise Control Engineering Journal* 55(2): 224-245.
- ATAG (2012). "Air Transport Action Group." from <http://www.atag.org/facts-and-figures.html>.
- Barrett, S. (2009). The air quality impacts of aviation. Cambridge. Ph.D. Thesis.
- Bergman, L. (1996). Miljöpolitik och transporter – en ekonomisk analys. Kristianstads Boktryckeri AB, 1996.
- Bickel, P., et al. (2003). Estimation of Environmental Cost of the Traffic Sector in Sweden. IER, University of Stuttgart.
- Brunelle-Yeung, E. (2009). The impacts of aviation emissions on human health through changes in air quality and UV irradiance, Massachusetts Institute of Technology, Department of Aeronautics and Astronautics.
- C. Schreyer, et al. (2004). External costs of transport : update study. INFRAS/IWW. Karlsruhe/Zürich/: INFRAS and IWW (University of Karlsruhe).
- Clark, C., et al. (2006). "Exposure-Effect Relations between Aircraft and Road Traffic Noise Exposure at School and Reading Comprehension The RANCH Project." *American Journal of Epidemiology* 163(1): 27-37.
- CODA (2012). CODA Digest – Delays to Air Transport in Europe. E. Central Office for Delay Analysis, Brussels, BE.
- Cook, A., et al. (2004). Evaluating the true cost to airlines of a one minute airborne and ground delay – Final report – Edition 4. Transport Studies Group, University of Westminster, London, UK.
- EMEP/EEA (2013). EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook 2013. European Environment Agency (EEA).
- EPA, U. S. (2008). Integrated Science Assessment (ISA) for Sulfur Oxides – Health Criteria (Final Report). U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC,.
- EPA, U. S. (2008). Integrated Science Assessment for Oxides of Nitrogen – Health Criteria (Final Report). U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC.
- Eriksson, C., et al. (2013). Environmental noise and health - Current knowledge and research needs, Naturvårdsverket.
- Essen, H. v., et al. (2004). Marginal costs of infrastructure use - towards a simplified approach First interim report Delft, CE.
- Essen, H. v., et al. (2011). External Costs of Transport in Europe - Update study for 2008, CE Delft, Infrac and Fraunhofer ISI.
- FAA (2005). Aviation & Emissions: A Primer, FAA Office of Environment and Energy.
- FAA (2009). "Environmental tool suite frequently asked questions ". from <http://www.faa.gov/>.
- FICON (1992). Federal agency review of selected airport noise analysis issues.



- Fidell, S. and L. Silvati (2004). "Parsimonious alternative to regression analysis for characterizing prevalence rates of aircraft noise annoyance." *Noise Control Engineering Journal* 52(2): 56-68.
- He, Q. (2010). Development of an income-based hedonic monetization model for the assessment of aviation-related noise impacts. Dept. of Aeronautics and Astronautics, Massachusetts Institute of Technolog. Master of Science Thesis.
- HEATCO (2006). Proposal for Harmonised Guidelines. Deliverable D5 of HEATCO Project, including Annexes, A-E. IER - University of Stuttgart.
- Hygge, S., et al. (2002). "A prospective study of some effects of aircraft noise on cognitive performance in schoolchildren." *Psychological Science* 13(5): 469-474.
- Kish, C. C. J. (2008). An estimate of the global impact of commercial aviation noise, Massachusetts Institute of Technology.
- Korzhenevych, A., et al. (2014). Update of the Handbook on External Costs of Transport.
- Kuik, O., et al. (2009). "Marginal abatement costs of greenhouse gas emissions: A meta-analysis." *Energy Policy* 37(4).
- Lee, D. S., et al. (2009). "Aviation and global climate change in the 21st century." *Atmospheric Environment* 43(22): 3520-3537.
- Lufftartsverket (2004). Delredovisning av 2004 års regeringsuppdrag avseende luftfartens samhällsekonomiska marginalkostnader.
- Mahashabde, A., et al. (2011). "Assessing the environmental impacts of aircraft noise and emissions." *Progress in Aerospace Sciences* 47(1): 15-52.
- Maibach, M., et al. (2008). Handbook on estimation of external costs in the transport sector.
- Nelson, J. P. (2004). "Meta-analysis of airport noise and hedonic property values." *Journal of Transport Economics and Policy (JTEP)* 38(1): 1-27.
- Nerhagen, L. and F. Hansen (2008). Svenska flygplatser och marginalkostnadsprissättning. VTI Rapport 633.
- Nombela, G., et al. (2002). EVALUATION OF CONGESTION COSTS FOR MADRID AIRPORT (1997-2000). Case Study 7i to UNITE. UNITE.
- Otterström, T., et al. (2003). Estimation of Environmental Costs of Aircraft LTO Emissions - Pilot Study. Final Report: 60K04237-Q090-002d. Electrowatt-Ekono. Jakko Pöyry Group.
- Passchier-Vermeer, W. (2003). "Night-Time Noise Events and Awakening." TNO Inro Report 2003-32.
- Passchier, W., et al. (2000). "Public health impact of large airports." *Reviews on environmental health* 15(1-2): 83-96.
- Penner, J. E. (1999). Aviation and the Global Atmosphere: Special Report of the IPCC Working Groups I and III in Collaboration with the Scientific Assessment Panel to the Montreal Protocol on Substances that Deplete the Ozone Layer, Cambridge University Press.

- Preiss, P. and V. Klotz (2008). Description of Updated and Extended Draft Tools for the Detailed Site-dependent Assessment of External Costs. Technical Paper no 7.4 RS 1b of NEEDS Project.
- Püschel, R. and C. Evangelinos (2012). "Evaluating noise annoyance cost recovery at Düsseldorf International Airport." *Transportation Research Part D: Transport and Environment* 17(8): 598-604.
- Ratliff, G., et al. (2009). "Aircraft Impacts on Local and Regional Air Quality in the United States." PARTNER report (Report No. PARTNER-COE-2009-002). There is no corresponding record for this reference.
- Rhys-Tyler, G. A., et al. (2001). A study on the costs of transport in the European Union in order to estimate and assess the marginal costs of the use of transport, Volume 3: Case studies and First Round Reforms. Berkshire: Transport Research Laboratory (TRL).
- Rojo, J. J. (2007). Future trends in local air quality impacts of aviation, Massachusetts Institute of Technology.
- SIKA (2008). "Flygtrafikens externa effekter och internaliseringsgrad." (2009:1).
- Stansfeld, S. A., et al. (2005). "Aircraft and road traffic noise and children's cognition and health: a cross-national study." *The Lancet* 365(9475): 1942-1949.
- Stansfeld, S. A. and M. P. Matheson (2003). "Noise pollution: non-auditory effects on health." *British Medical Bulletin* 68(1): 243-257.
- Stevenson, D. S., et al. (2004). "Radiative forcing from aircraft NO<sub>x</sub> emissions: Mechanisms and seasonal dependence." *Journal of geophysical research* 109(D17): D17307.
- Trafikanalys (2013). Transportsektornas samhällssekonomiska kostnader. 3.
- Waitz, I., et al. (2004). "Aviation and the environment: A national vision statement, framework for goals and recommended actions."
- Watkiss, P., Pye S., Holland, M. (2005). Baseline Scenarios for Service Contract for carrying out cost-benefit analysis of air quality related issues, in particular in the clean air for Europe (CAFE) programme. AEA Technology Environment.
- Wild, O., et al. (2001). "Indirect long-term global radiative cooling from NO<sub>x</sub> emissions." *Geophysical Research Letters* 28(9): 1719-1722.
- WSP (2009). Uppskattning av antalet exponerade för väg, tåg- och flygtrafikbuller överstigande ekvivalent ljudnivå 55 dBA.
- Ökoinstitut/DIW (2004). Economic measures for the reduction of the environmental impact of air transport: noise related landing charges. Berlin: Ökoinstitut/DIW.