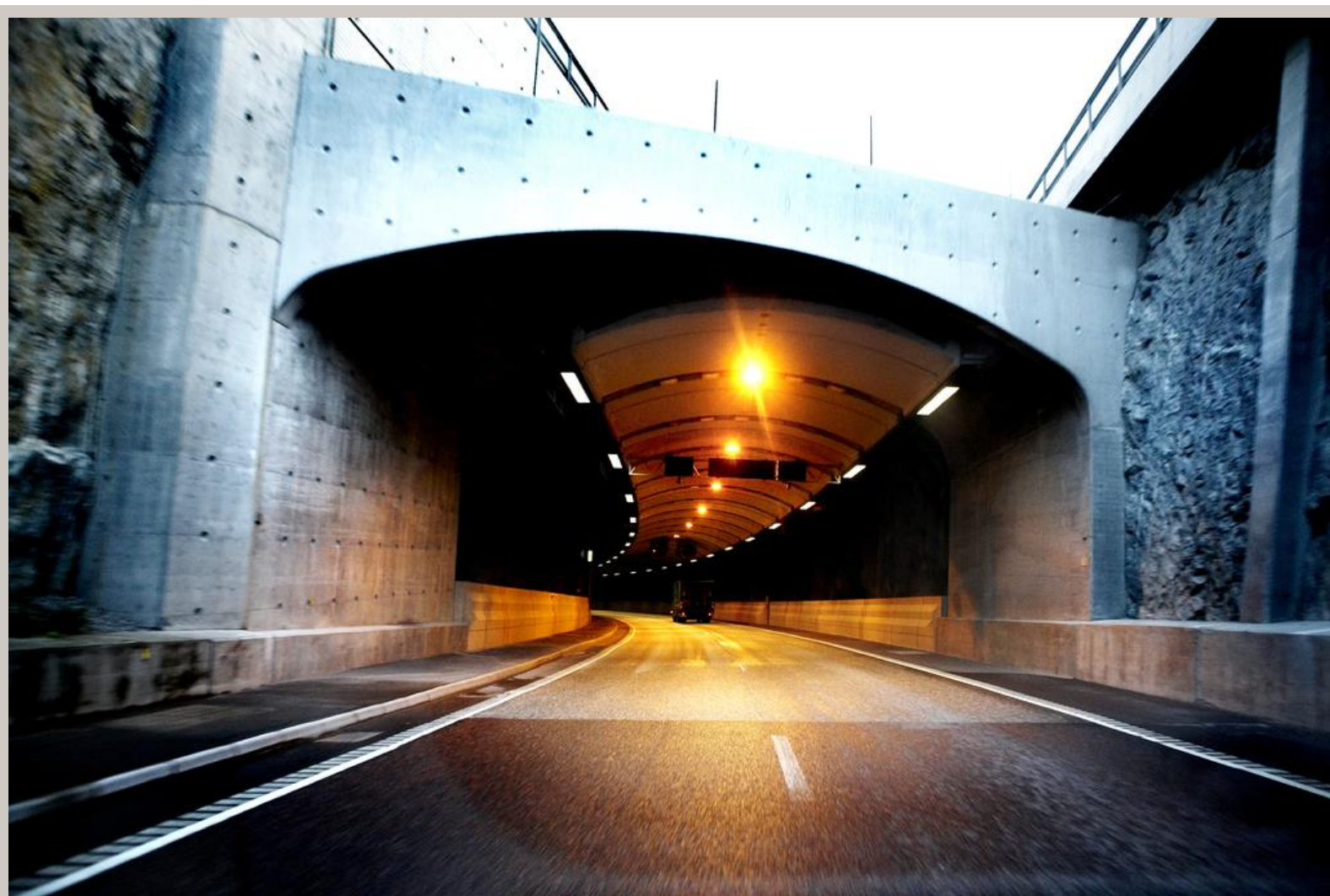


RAPPORT

PM Förbifart Stockholm - Tunnelluft

Del 4: Hälsoekonomiska effekter

Ver 2.0



Trafikverket

Postadress: 172 90 Sundbyberg

E-post: thomas.holmstrom@trafikverket.se

Telefon: 0771-921 921

Dokumenttitel: PM Förbifart Stockholm - Tunnelluft Del 4: Hälsoekonomiska effekter

Författare: Martin Bjarke, Erik Nordin och Carl-Henrik Sandbreck, Sweco

Ärendenummer: TRV 2018/124310

Dokumentdatum: 2020-06-02

Version: 2.0

Kontaktperson: Thomas Holmström, Trafikverket

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

1. INLEDNING	4
1.1. Bakgrund	4
1.2. Syfte och mål	5
1.3. Omfattning och avgränsningar	5
1.4. Osäkerhets- och känslighetsanalys	6
2. SAMBAND MELLAN TRAFIKEMISSIONER OCH HÄLSOEFFEKT	8
3. BERÄKNINGAR AV HÄLSOEKONOMISKA EFFEKTER	8
3.1. Hälsokonsekvensfunktion	8
3.2. Förlorade levnadsår	17
3.3. Kostnadseffektmodell	18
3.4. Resultat av beräkningar	23
4. SAMHÄLLSEKONOMISK NYTTA - JÄMFÖRELSE MED VÄGUTBYGGNADER FÖR MÖTESSEPARERING.	28
4.1. Jämförelse - investerings- och driftskostnader	28
4.2. Jämförelse mot trafiksäkerhetsnytta	30
5. SLUTSATS OCH DISKUSSION	31
5.1. Hög driftskostnad	32
5.2. Hög samhällsekonomisk avkastning	32
5.3. Förslag på kompletterande arbete	32
6. REFERENSER	33

Bilaga A – PM RR och NOx

Bilaga B – PM Emissionstrender

1. Inledning

1.1. Bakgrund

Förbifart Stockholm är den motorvägspassage som ska leda vägtransporter förbi Stockholm utan att passera Essingeleden. Idag passerar trafiken centrala Stockholm och passerar områden med mycket bebyggelse och resulterar i stor befolkningsexponering. Förbifartens längsta tunnel kommer att bli drygt 16 km lång, vilket är en lång tunnel även i ett internationellt perspektiv.

Inom Trafikverket har man finansierat forskning för att ta reda på vilka halter av luftföroreningar man förväntas få i Förbifarten, samt den ohälsa som exponeringen av tunnelluften kan leda till. Forskningen har fokuserat på att förstå föroreningssituationen i tunnelmiljö, och analyserar framförallt de långsiktiga hälsoeffekterna av luftföroreningar.

Luftföroreningar från trafik är dels gaser och partiklar från förbränning i motorn samt slitagepartiklar. Slitagepartiklarna frigörs bland annat från förslitning av bromsar och hjul eller när dubbdäck sliter på vägbanan.

Tunnelventilation är en viktig del i att minska halterna av luftföroreningar. Detta är särskilt betydelsefullt i en längre tunnel, där exponeringstiden för högre halter blir längre än i en kortare tunnel och där den naturliga ventilationen inte är tillräcklig.

Att mäta halter i tunnelluft i realtid för att på så vis styra ventilationen är inte praktiskt möjligt för alla typer av föroreningar, men det går att göra för kväveoxider (NO och NO₂).

Samvariationen mellan NO_x och avgaspartiklar är god¹, särskilt i miljöer med i huvudsak fordonsavgaser. Korrelation mellan halter av NO_x och utfall i hälsa har visats i flertalet epidemiologiska studier. Genom att använda samband mellan halter av NO_x och olika hälsoutfall från epidemiologiska studier², kan man skatta den ökade ohälsan vid exponering av små avgaspartiklar i Förbifart Stockholm.

Inom projektet Förbifart Stockholm har Trafikverket finansierat forskning för att ta reda på vilka halter av luftföroreningar som kan förväntas i tunnelluften i Förbifarten givet att ventilationen styrs mot olika riktvärden av NO_x.

Detta är PM nummer fyra i en serie av fyra, där de föregående är: 1. Hälsoaspekter, 2. Scenarier i fordonsflottan, 3. Översikt filterteknik och kupéns skyddande effekt. Föregående PM ligger till grund för de antaganden som används i detta PM.

¹ Gidhagen et al. Simulation of NO_x and ultrafine particles in a street canyon in Stockholm, Sweden (Atmospheric Environment 38 (2004) 2029-2044); Krecl et al. Spatiotemporal distribution of light-absorbing carbon and its relationship to other atmospheric pollutants in Stockholm (Atmospheric Chemistry and Physics 11 (2011) 11553-11567)

² Epidemiologi är läran om sjukdomsförlopp i en population (befolkning)

1.2. Syfte och mål

Syftet med detta PM är att ur ett hälsoekonomiskt perspektiv utvärdera och jämföra olika riktvärden för koncentration av luftföroreningar för tunnelluften i Förbifart Stockholm, baserat på beräkningar av NO_x i tunnelluft och scenarier för år 2030. Om möjligt ska denna rapport visa om något riktvärde är hälsoekonomiskt effektivt och i så fall om det går att hitta en nivå som är optimal ur ett hälsoekonomiskt perspektiv.

Arbetet omfattar inte en fullskalig samhällsekonomisk kostnadsnyttoanalys, utan begränsar sig till en kostnadseffektanalys där olika utfall i förtida dödsfall beroende av olika mycket ventilation jämförs med elkostnaderna för drift och en del av investeringskostnaderna för ventilationssystemet. I en mer heltäckande kostnad-nyttoanalys skulle även sådant som sekundära effekter av energiförbrukningen och material för själva anläggningen och fördelningseffekter kunna ingå.

1.3. Omfattning och avgränsningar

Detta PM utgår i viss mån från det arbete som Trafikverket tidigare finansierat avseende kvantifiering av negativa hälsoeffekter i relation till NO_x-halter i Förbifart Stockholm (Orru och Forsberg 2016), men kompletteras med nya scenarion avseende bland annat emissionsfaktorer och teknisk utveckling vid mållåret 2030.

Alla modeller innebär förenklingar av verkligheten. De beräkningar som redovisas här görs med följande viktiga avgränsningar och förenklingar:

- Kostnad för drift av ventilationssystemet i form av förbrukad elektricitet ingår. Övriga driftkostnader såsom slitage och service ingår inte, men bedöms vara låga i förhållande till elkostnad.
- I version 2.0 av detta PM har en grov uppskattning av investeringskostnaden inkluderats i analysen. En utgångspunkt i detta arbete har varit att ventilationssystemet är dimensionerat för brand enligt lagkrav, och att systemet också består av luftbytesstationer som har till uppgift att fläktar ut luftföroreningar och pressa in frisk luft där krav på tillräcklig sikt varit en viktig faktor. Ca 50 % av den uppskattade totala kostnaden för ventilationssystemet har här ansatts kunna tillskrivas ventilation av hälsoskadliga luftföroreningar.
- Systemet är utformat så att gällande miljö kvalitetsnormer ska kunna upprätthållas där tunnelluften ventileras ut. Negativa hälsoeffekter av att luftföroreningarna ventileras ut ur tunneln bedöms därför så låga att det inte är relevant att ta med dessa i beräkningarna.
- Endast nytta i form av minskad dödlighet (mortalitet) ingår i beräkningarna. Det kan finnas andra nytta med lägre koncentrationer av luftföroreningar som inte fångats upp.

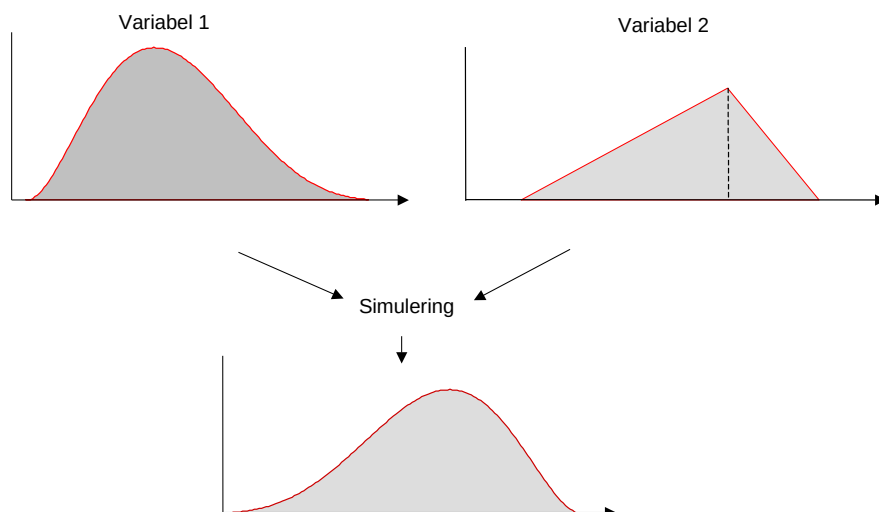
- Någon fördelningsanalys genomförs ej, det vill säga här utreds inte vilka som drar nytta av att ett visst riktvärde sätts i relation till vilka som står för kostnaden för ventilationen.

1.4. Osäkerhets- och känslighetsanalys

De samhällsekonomiska beräkningarna är förknippade med osäkerheter. Såväl skattningarna av nyttorna som kostnaderna måste göras utan fullständig kunskap om de verkliga utfallen.

Osäkerheter handlar både om osäkerheter i om alla parametrar fångats upp och vilka värden som gäller för de parametrar som ingår.

I denna rapport görs en känslighetsanalys där varje kostnads- eller nyttopost i beräkningen skattas med hjälp av statistiska fördelningar istället för punktskattningar. Genom statistisk simulering (Monte Carlo) kan en osäkerhetsfördelning skattas. Beräkningarna som redovisas i detta PM har gjorts med en programvara som kan genomföra Monte Carlo-simuleringar istället för att endast räkna med punktskattningar. Detta innebär att en sannolikhetsfördelning uppskattas för varje ingående parameter (se principiell beskrivning i Figur 1) och att ett värde dras ur varje fördelning vid varje iteration (upprepning). Generellt har simuleringarna genomförts med 1000 iterationer.



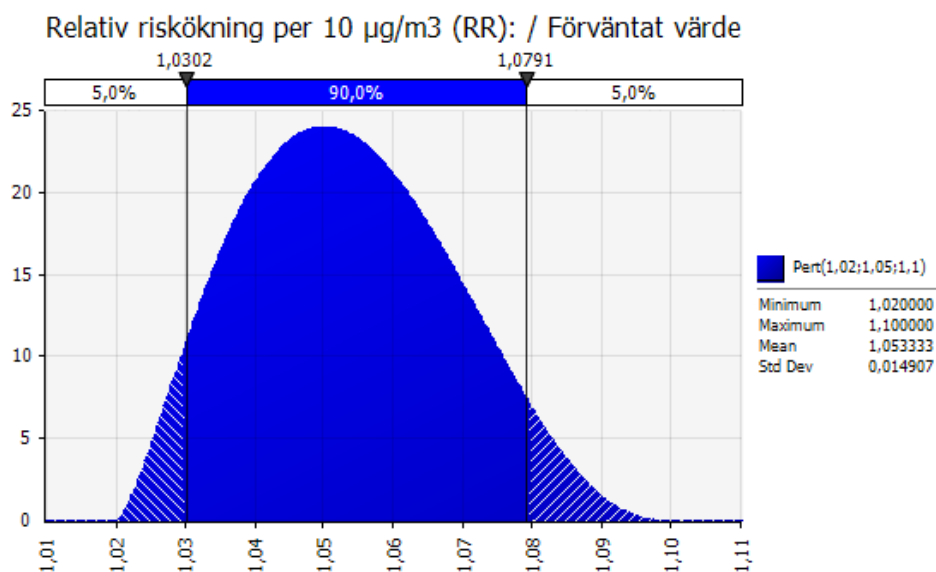
Figur 1. Principiell beskrivning av statistisk simulering.

Ur fördelningen för slutresultatet kan bl.a. väntevärdet³ (representerat av fördelningens medelvärde), det mest troliga värdet, medianvärdet (50-percentilen), det lägsta rimliga värdet (exempelvis 5-percentilen) och det högsta rimliga värdet (exempelvis 95-percentilen) utläsas. Intervallet mellan två percentiler kallas prediktionsintervall, exempelvis det 90-procentiga prediktionsintervallet mellan 5- och 95-percentilen.

³ Kostnads-nyttoanalys är en form av "expected utility analysis" där väntevärden, vilka kan representeras av statistiska beräkningars medelvärden av möjliga utfallsrum, normalt används.

Detta innebär inte att all osäkerhet som finns i beräkningarna fångats upp, men ger större möjligheter till att redovisa hur uppskattade osäkerheter påverkar resultatet. Osäkerheten i de olika ingående parametrarna i ekvationerna har varit olika stor och det går därför att redovisa en känslighetsanalys som visar vilken parameter som ger störst bidrag till osäkerheten i resultatet.

För de olika parametrarna som används olika sannolikhetsfördelningar, huvudsakligen så kallad PERT-fördelning som är en typ av fördelning som tagits fram för att användas för expertbedömningar där ett minsta, mest troligt och maximala värde anges, se exempel i Figur 2.

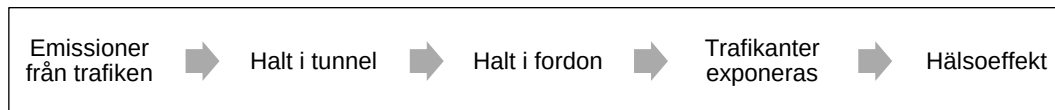


Figur 2. Sannolikhetsfördelning för parametern relativ riskökning.

Det finns en mängd osäkerheter som kan påverka utfallet av kalkylen och en diskussion kring osäkerheten i val av ingående parametrar och intervall för de som tas med förs i slutet av rapporten.

2. Samband mellan trafikemissioner och hälsoeffekt

Här redovisas några av de mer grundläggande samband som ligger till grund för den samhällsekonomiska utvärderingen för olika grad av ventilation i tunneln i Förbifart Stockholm. Principiellt kan sambandet mellan trafikemissioner och hälsoeffekt hos trafikanter illustreras enligt Figur 3 nedan.



Figur 3. Illustration över principiellt samband mellan emissioner från trafiken och hälsoeffekt hos trafikanter.

Faktorer som i hög grad påverkar utfallet för Förbifart Stockholm har hittills identifierats till följande:

- Olika komponenter i luftföroreningar (partiklar och gaser) och deras olika hälsofarlighet
- De olika luftföroreningarnas ursprung (slitage, avgaser)
- Förbättrad avgasrening och ökad andel elektrifierade bilar
- Kupéfilter (nuvarande och framtida teknik)
- Vilka som kommer resa i tunneln.

I detta PM ligger fokus på att beräkna hur olika grad av ventilation påverkar utfallet i hälsoeffekt och omfattar inte någon detaljerad diskussion kring ovanstående punkter eftersom detta har redovisats i andra rapporter och PM. Hur de har hanterats i beräkningarna redovisas i nästföljande kapitel.

3. Beräkningar av hälsoekonomiska effekter

3.1. Hälsokonsekvensfunktion

Inom hälsoekonomi används vanligen något som kallas Health Impact Function (här fritt översatt till hälsokonsekvensfunktion) som består av fyra komponenter:

1. Ett effektsamband som bestäms genom epidemiologiska studier
2. En basnivå av ett givet hälsomått
3. Hur många personer som exponeras (och vilka)
4. Uppskattad grad av exponering

Utfall i form av förtida dödsfall som beror på exponering av förhöjda halter av NO_x kan beräknas enligt följande:

$$\Delta y = (y \times pop)(e^{\beta \times \Delta x} - 1) \quad \text{ekv 1.}$$

Där:

y är basnivån för mortalitet för den exponerade populationen,

pop är antalet personer i den exponerade populationen och

Δx är den tillkommande exponeringen.

β är exponerings-responsfunktionen som i det här fallet är den naturliga logaritmen av relativ risk per ändring i koncentration:

$$RR = e^{\beta(X - X_0)} \Rightarrow$$

$$\beta = \frac{\ln(RR)}{X - X_0}$$

Att funktionen inte skrivs som en linjär funktion mellan relativ risk och ökning i koncentration beror på att det i så fall skulle ge orimligt höga effekter i områden med mycket förhöjda koncentrationer av luftföroreningar (Ostro 2004). Istället antas alltså en avtagande effekt vid högre koncentrationer, men vid små koncentrationsökningar (i steg om 10 µg/m³) ger en linjär funktion liknande resultat som den logaritmiska som anges ovan. I vissa arbeten används därför sambandet $\Delta y = (y \times pop)((RR - 1) \times \Delta x)$.

För mer information kring hur denna funktion kan tas fram för olika typer av exponering hänvisas till de arbeten som finansierats av WHO och framtagandet av deras modell AirQ+, exempelvis Ostro (2004) och WHO:s hemsida (<http://www.euro.who.int/en/health-topics/environment-and-health/air-quality/activities/airq-software-tool-for-health-risk-assessment-of-air-pollution>)

Nedan beskrivs hur de fyra olika komponenter (parametrarna) i funktionen har hanterats i beräkningarna i detta PM.

3.1.1. Effektsamband

Luftföroreningar har visats ge upphov till ett flertal negativa hälsoeffekter. Sambandet mellan förtida dödsfall och dygnsmedelvärden för koncentrationer av kväveoxider är relativt väl studerat och är ett av de mått som används av WHO för att uppskatta risker med luftföroreningar.⁴

⁴ <http://www.euro.who.int/en/health-topics/environment-and-health/air-quality/activities/airq-software-tool-for-health-risk-assessment-of-air-pollution>

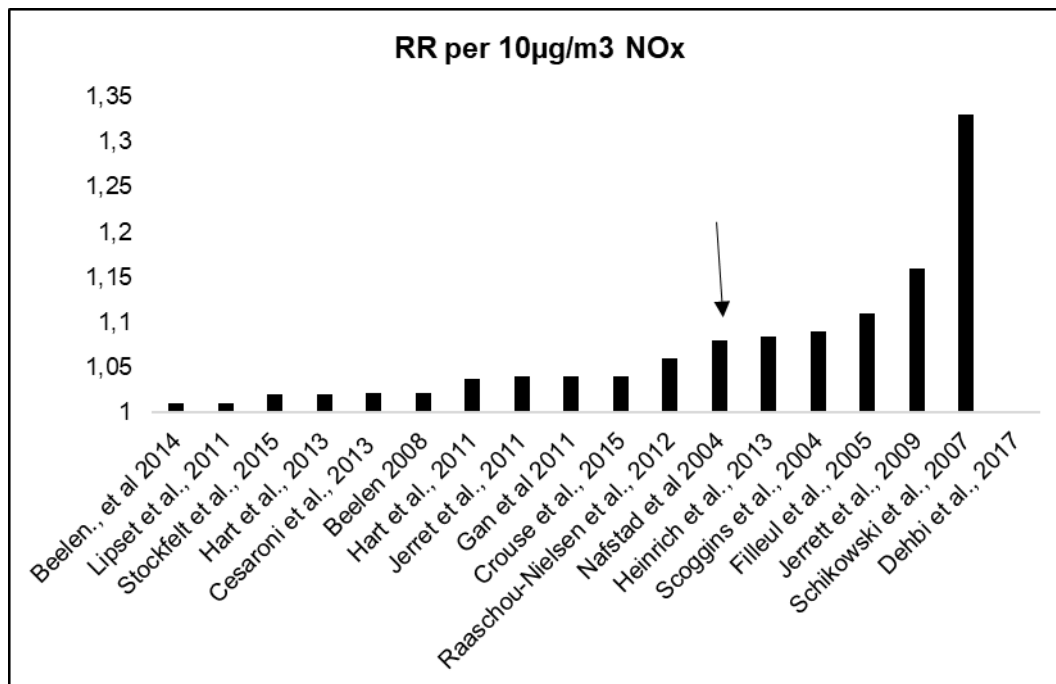
I den rapport som Trafikverket finansierat och som tagits fram vid Umeå universitet (Orru och Forsberg 2016) redovisas hälsoeffekten av luftföroreningar som en ökning i relativ risk att dö i en viss åldersgrupp, enligt metodik som publicerats av WHO. Detta är inte det enda mått på ekonomiska effekter av luftföroreningar i tunnelluft, men sambanden mellan NOx och förhöjd relativ risk är relativt väl studerade. Detta kan också redovisas dels som förtida dödsfall (oavsett ålder) och dels som förlorade levnadsår (åldersberoende).

Med förtida dödlighet avses vanligen dödsfall som inträffar före en ålder som är rimlig för de allra flesta att uppnå men hur begreppet används kan variera.

I den tidigare studien på effekter i Förbifart Stockholm utgår beräkningarna från en studie av Nafstad m.fl. (2004). Med hjälp av deras postnummer uppskattas deras exponering för luftföroreningar och NOx under åren 1974 till 1978. Genom att jämföra hur höga halter NOx olika personer inom denna åldersgrupp exponerats för i genomsnitt per år och hur många som personerna avlidit fram till 1998 beräknar forskarna att mortaliteten höjs med 8 % för en ökning av NOx med 10 µg/m³ i dygnsmedelhalt. Nafstad anger ett konfidensintervall (5- till 95-percentil) för denna skattning på 6-11 % ökad mortalitet.

I hälsoeffektfunktionen ovan innebär ovanstående att exponerings-responsfunktionen för ökande halter av NOx blir följande: $\beta = \ln(1,08) / 10 \sim 0,0076$.

I beräkningarna som redovisas nedan har vi istället använt en uppskattning av relativ risk baserat på en litteraturstudie som tagits fram inom uppdraget (se Bilaga A). Enligt denna genomgång uppskattas den relativa risken för exponering av NOx kunna ligga mellan 1,02 och 1,1 med ett troligaste värde på 1,05 (illustreras i Figur 4). Osäkerheterna i hur mortalitet ska fördelas över olika åldersgrupper och hur kort- och långtidseffekter kan påverka antalet förlorade levnadsår ingår inte i detta osäkerhetsintervall.



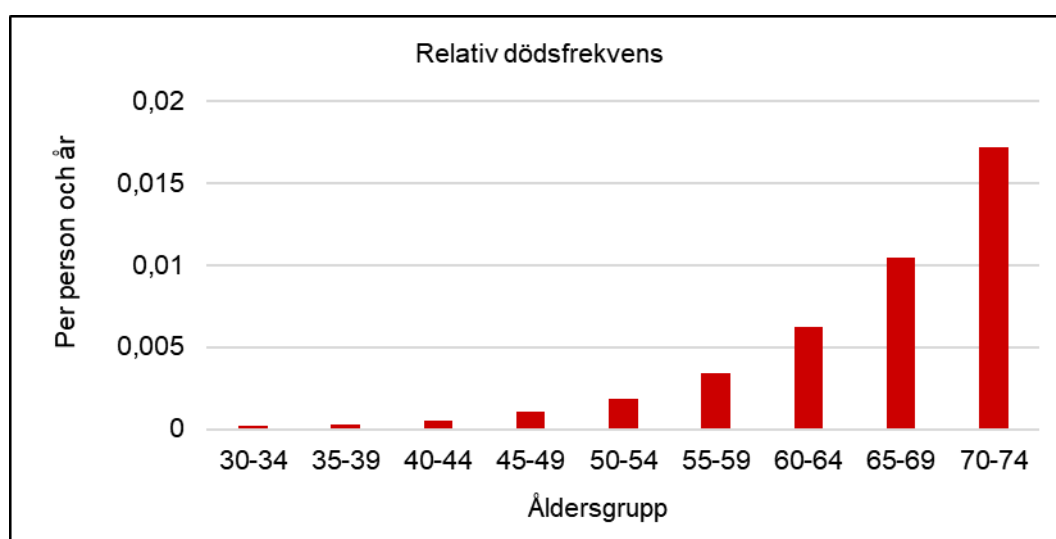
Figur 4. RR uttryckt som "all-cause natural mortality" per 10µg/m³ NOx. Nafstad et al markerad med pil för jämförelse.

I de underliggande dos-responsstudierna görs ingen skillnad om det på populationsnivå är så att många omkommer tidigt eller sent under studieperioden. Sambandet beskriver alltså inte mekanismen för hur luftföroreningar påverkar individer och leder till sjukdom och dödsfall. Sambanden utgår ifrån den förenklingen att sett till hela population så kommer det över tid vara så att det finns en viss sannolikhet att något/några dödsfall beror på exponering av luftföroreningar.

3.1.2. Basnivå för mortalitet

Inom en större population går det att mäta hur många som dör inom varje åldersgrupp varje år. Detta mått kan ha olika beteckningar; relativ risk att dö per år, relativ dödsfrekvens eller mortalitet (dödsfall per 1000 personer varje år). Denna statistik går exempelvis att hämta från Socialstyrelsens statistikdatabas. I måttet ingår i normalfallet alla möjliga dödsorsaker, men eftersom luftföroreningar antas vara förknippade med sjukdomsförlopp så har inte dödsfall orsakade av yttre våld ingått (exempelvis mord, fall- eller trafikolyckor). I Figur 5 redovisas basmortaliteten för Stockholms län för de relevanta åldersgrupperna (medelvärde för perioden 2010-2018).

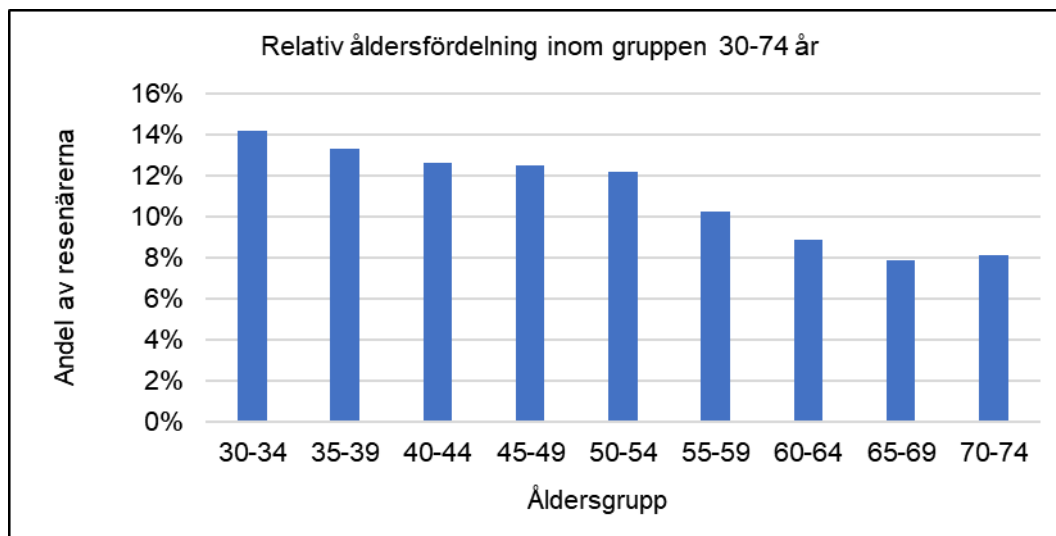
Eftersom basmortaliteten ökar med ökande ålder, ökar också risken att dö på grund av luftföroreningar mer i de äldre åldersgrupperna.



Figur 5. Basmortalitet eller relativ dödsfrekvens i Stockholms län (exkl skador och förgiftningar som dödsorsak), medelvärde för åren 2010-2018. Källa: Socialstyrelsens statistikdatabas.

Beräkningarna görs inte på individnivå utan på populationsnivå. Detta innebär att modellens utfall inte gör skillnad på om det är 1 person som omkommer vartannat år eller om det är 0,5 personer som omkommer varje år. Resultatet ska därför läsas som ett sannolikt "summautfall" i en större population över tid.

I likhet med Orru och Forsberg (2016) används en population med en åldersfördelning likt den i Stockholms län i beräkningarna (se Figur 6). Åldersgruppen 30-74 förväntas pendla i tunneln. Åldersfördelningen har sett likartad ut de senaste 10 åren enligt SCB:s statistik.



Figur 6. Relativ åldersfördelning inom gruppen 30-74 år baserat på åldersfördelning i Stockholms län 2018. Källa: Statistiska centralbyrån.

Därefter viktas basmortaliteten efter antalet personer i respektive åldersgrupp. Den genomsnittliga dödsrisken eller basmortaliteten beräknas genom att multiplicera basmortaliteten för respektive åldersgrupp med åldersgruppens andel av den aktuella populationen resenärer och summera (se Tabell 1).

Tabell 1. Beräkning av viktad genomsnittlig basdödsrisk för resenärerna i tunneln.

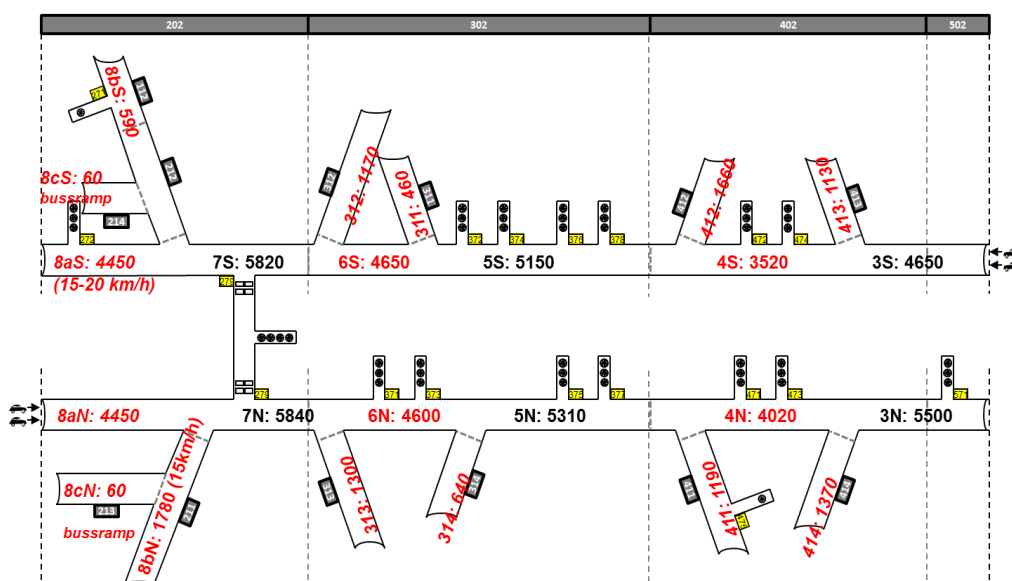
Ålder	30-34	35-39	40-44	45-49	50-54	55-59	60-64	65-69	70-74
Dödsrisk per person och år	2,0E-4	2,8E-4	5,4E-4	1,0E-3	1,8E-3	3,4E-3	6,2E-3	1,0E-2	1,7E-2
Åldersklass viktning	0,14	0,13	0,13	0,13	0,12	0,10	0,09	0,08	0,08
Viktad dödsrisk mortalitet	2,8E-5	3,7E-5	6,8E-5	1,3E-4	2,3E-4	3,5E-4	5,5E-4	8,2E-4	1,4E-3
Summa viktad genomsnittlig basdödsrisk = 0,0036									

3.1.3. Exponerade resenärer

Hur många som exponeras för olika halter av NO_x i tunneln baseras på modelleringar av trafikflöde som tillhandahållits av Trafikverket (2018).

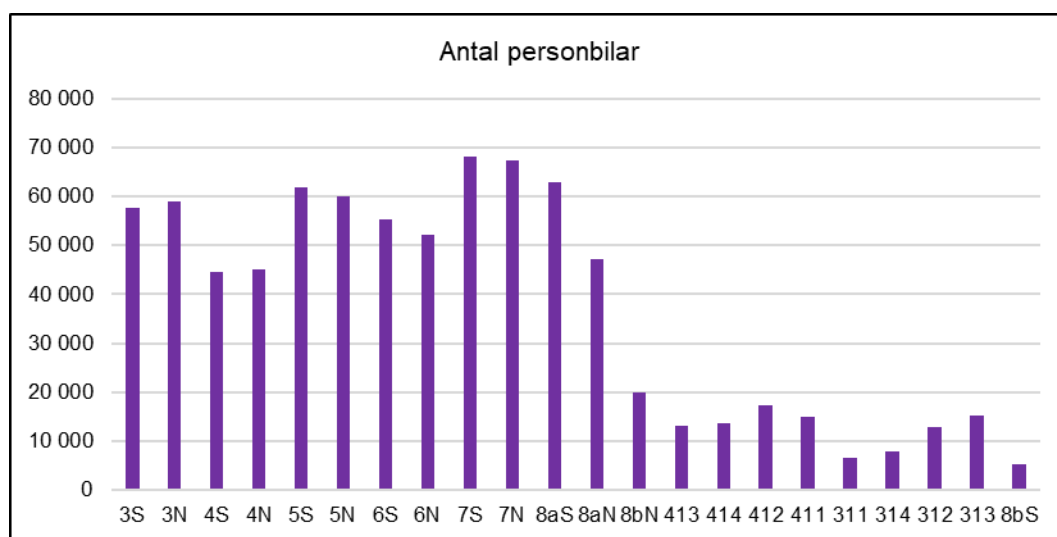
I Figur 7 visas ett exempel på antalet fordon som under ett medeldygn trafikerar de olika tunnellänkarna mellan kl 07 och 08. Likt studien från Orru och Forsberg (2016) antas antalet passagerare per personbil vara mellan 1,3 och 1,5.

Trafikprognos 2030 7:00 – 8:00



Figur 7. Exempel från modellering av antalet personbilar som passerar de olika tunnellänkarna mellan kl 07 och 08 under ett medeldygn. Källa: Trafikverket (2018).

I Figur 8 redovisas antalet personbilar per dygn och länk enligt de modelleringar av trafikflöden som erhållits av Trafikverket och som tagits fram inom Projekt Förbifart Stockholm.



Figur 8. Medelvärden för antal personbilar per dygn i respektive tunnellänk. Källa: Trafikverket (FSK09 - FSE903 - Tunnelventilation - Forskningsprojekt tunnelluft 2016).

3.1.4. Grad av exponering

Varje tidsenhet man exponeras för förhöjda halter kan räknas om till ett tillskott till en dygnsmedelhalt. Om en resenär i tunneln färdas i tunneln i ett antal sekunder och då exponeras för en viss medelhalt så ger det ett bidrag till dygnsmedelhalten enligt följande:

$$\text{Bidrag till dygnsmedelhalt} = \text{medelhalt } (\mu\text{g}/\text{m}^3) \times \frac{\text{medelrestid}(\text{sekunder})}{3600 \times 24}$$

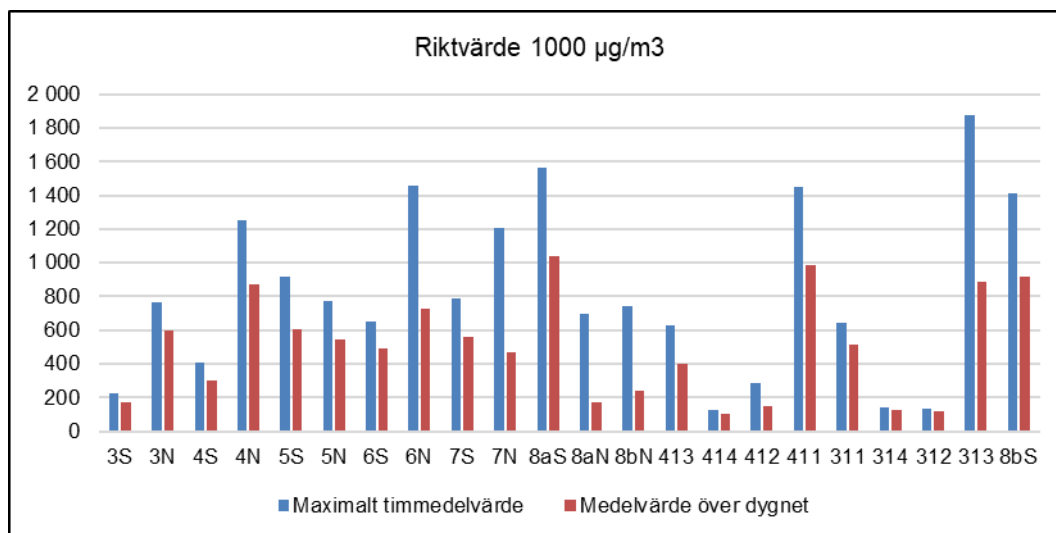
Där både medelhalt och medelrestid är trafikantviktad.

Underlag för medelhalt per timme i tunneln har erhållits från Trafikverket (2018). Inom projektet Förbifart Stockholm har Trafikverket låtit beräkna föroreningshalterna i de olika tunneldelarna baserat på förväntad trafikmängd och restid per tunneldel för prognosåret 2030 samt tillgängliga emissionsfaktorer för vägtrafik.

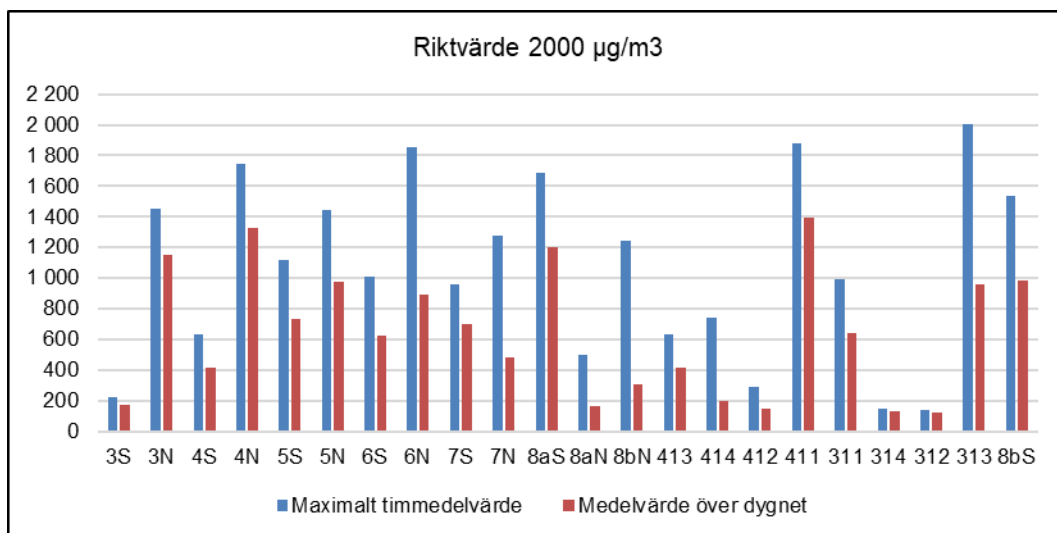
Med detta som grund har fyra olika scenarion med olika riktvärden för NO_x som timmedelvärde utvärderats. Dessa riktvärden appliceras så att ventilationen går igång när dessa riktvärden överstigs i någon tunneldel, men enligt modelleringar så kommer det innebära att riktvärdet ändå kan överstigas i vissa tunneldelar under vissa timmar med hög trafikbelastning.

Som ett första scenario har nivån 4000 µg/m³ använts eftersom det i princip motsvarar en bakgrundsventilation. Därefter har den nivå som kan uppnås med maximala kapacitet för ventilationen testats, vilket enligt de första modelleringarna har uppskattats vara 1000 µg/m³. Slutligen har riktvärdena 2000 och 3000 µg/m³ utvärderas för att undersöka om ett optimalt riktvärde kan finnas bland dessa, ur ett kostnadsnyttoperspektiv.

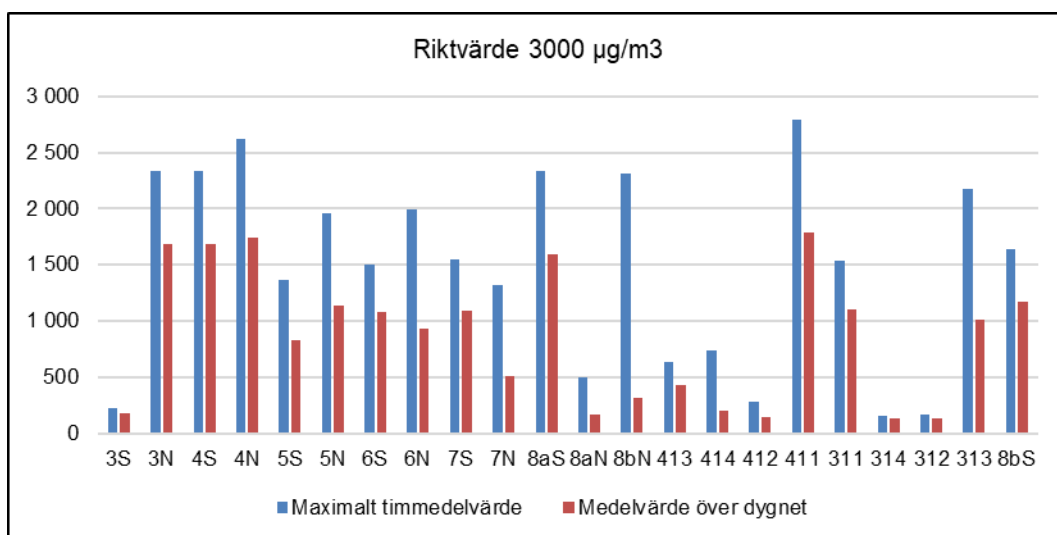
I Figur 9 till Figur 12 nedan redovisas max- och medelhalt vid de olika scenarierna för respektive tunnellänk.



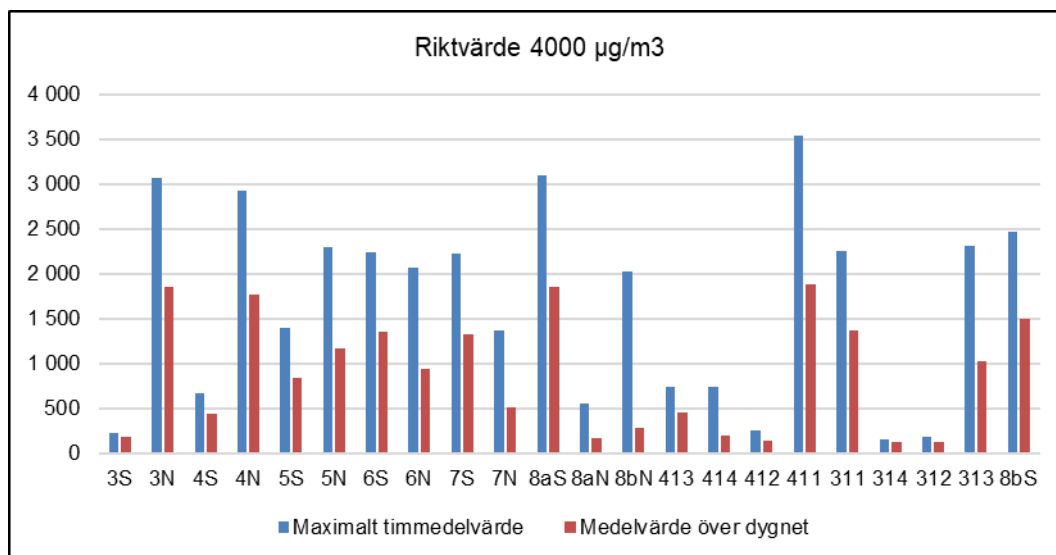
Figur 9. Max- och medelhalt i respektive tunnellänk med riktvärde 1000 µg/m³. Källa: Trafikverket (FSK09 - FSE903 - Tunnelventilation - Forskningsprojekt tunnelluft 2016).



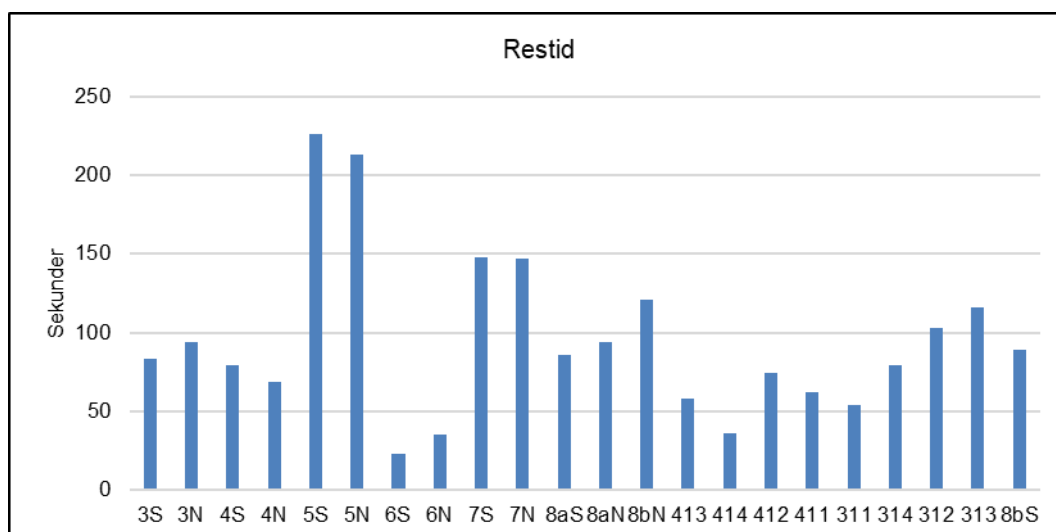
Figur 10. Max- och medelhalt i respektive tunnellänk med riktvärde 2000 µg/m³. Källa: Trafikverket (FSK09 - FSE903 - Tunnelventilation - Forskningsprojekt tunnelluft 2016).



Figur 11. Max- och medelhalt i respektive tunnellänk med riktvärde 3000 µg/m³. Källa: Trafikverket (FSK09 - FSE903 - Tunnelventilation - Forskningsprojekt tunnelluft 2016).



Figur 12. Max- och medelhalt i respektive tunnellänk med riktvärde 4000 µg/m3. Källa: Trafikverket (FSK09 - FSE903 - Tunnelventilation - Forskningsprojekt tunnelluft 2016).



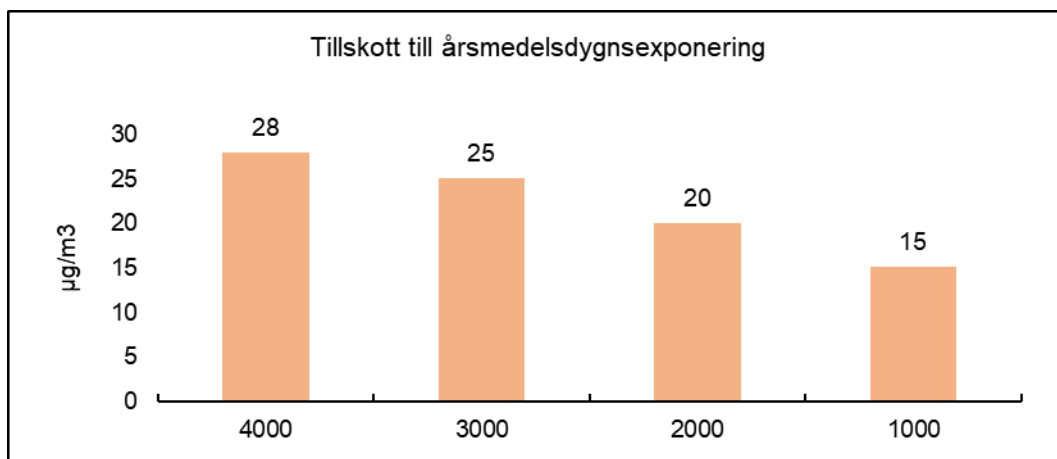
Figur 13. Medelvärde för restid i respektive tunnellänk. Källa: Trafikverket (FSK09 - FSE903 - Tunnelventilation - Forskningsprojekt tunnelluft 2016).

Eftersom restiden är så kort (se Figur 13) blir tillskottet till dygnsmedelvärdet relativt begränsat.

I Figur 14 har tillskottet till dygnsmedelhalt beräknats genom att multiplicera trafikantviktad medelrestid med trafikantviktad medelhalt i tunneln vid de olika riktvärdena. Detta är något förenklat eftersom det är den dos man får i tunneln jämfört med en obefintlig exponering i tunneln. I själva verket skulle ju dessa personer utsättas för luftföroreningar om de ändå valde att åka en annan väg. Halterna som trafikanter exponeras för längs en yttlig väg är dock betydligt lägre, ca 1,9 µg/m3 för samma tid längs E4 (Orru och Forsberg 2016).

På Hornsgatan i Stockholm låg medelvärdet 2018 på 35 NO₂ µg/m³⁵. Att låta en fiktiv population färdas genom tunneln dagligen skulle alltså motsvara en något lägre hälsorisk än att låta samma population bo vid Hornsgatan.

Av figuren framgår att skillnaderna mellan riktvärde på 4000 NOx µg/m³ och 3000 NOx µg/m³ inte ger så stor skillnad i exponering. Detta beror på att de simulerade timhalterna ofta ligger mellan 4000 NOx µg/m³ och 3000 NOx µg/m³ även utan att ventilationssystemet behöver köras. Det är endast någon enstaka timme i de mest belastade tunnellänkar som 3000 µg/m³ överstigs i scenariot 4000 NOx µg/m³.



Figur 14. Årsmedelsdygnsexponering av NOx på grund av luftföroreningar i tunneln.

Beräkningarna för förtida dödsfall och förlorade levnadsår som redovisas nedan baseras på medelhalt och antalet resenärer per timme enligt underlag från Trafikverket (2016).

3.2. Förlorade levnadsår

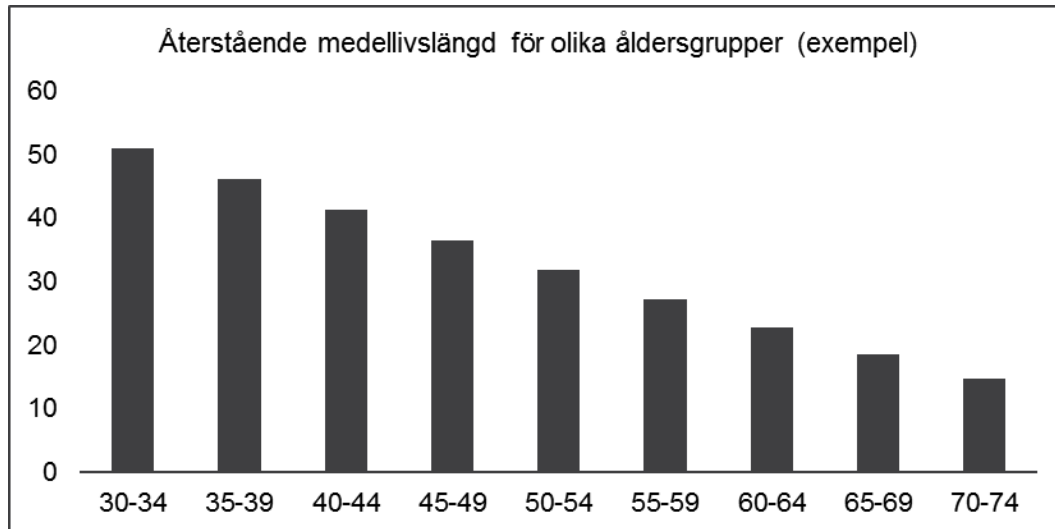
För att beräkna hur den förhöjda risken att dö i förtid ska räknas om till förlorade levnadsår används en modell som uppskattar hur många levnadsår en person i varje ålderskategori kan förväntas ha kvar när dödsfallet inträffar. Modellen utgår från att den förväntade medellivslängden i Sverige är ca 82 år⁶, se Figur 15.

Den förhöjda sannolikheten att dö i förtid (enligt ekvation 1 som redovisas i början av detta kapitel) multipliceras med förväntad återstående medellivslängd i respektive åldersgrupp för att få fram ett mått på hur många levnadsår som går förlorade per åldersgrupp, även kallat Years Life Lost (YLL).

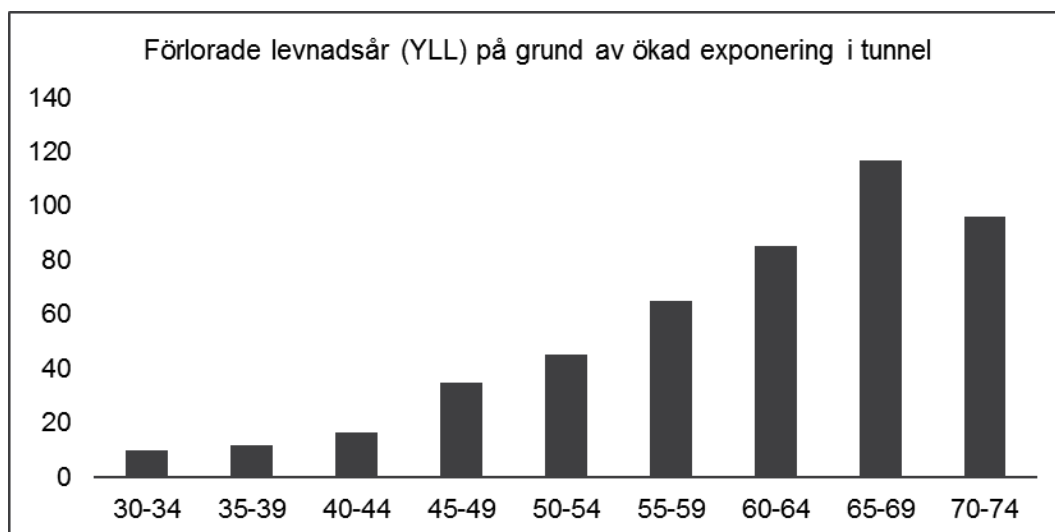
⁵ <http://miljobarometern.stockholm.se/luft/kvavedioxid/kvavedioxid-arsmedelvarlden/>

⁶SCB, <https://www.folkhalsomyndigheten.se/folkhalsorapportering-statistik/folkhalsans-utveckling/halsa/medellivslangd/>

Ett dödsfall i den yngre delen av populationen ger ett relativt sett större bidrag till förlorade levnadsår, medan ett dödsfall i den äldre populationen ger ett relativt sett mindre bidrag. Eftersom basnivån för sannolikheten att dö är högre i de övre åldersgrupperna blir dock deras bidrag till förlorade levnadsår större i en befolkning med en demografi likt Stockholmsregionen, se Figur 16 nedan.



Figur 15. Om medellivslängden är ca 82 år så kan en person som är 32 år förväntas leva i ca 50 år. Ett dödsfall i åldersgruppen 30-34 är motsvarar därmed i genomsnitt 50 förlorade levnadsår.



Figur 16. Förlorade levnadsår per åldersgrupp på grund av ökad exponering i tunneln. Exempel för att illustrera ungefär vilket utslag metodiken får på en befolkning med Stockholmsregionens demografi.

3.3. Kostnadseffektmodell

I de beräkningar som genomförs antas både investerings- respektive underhållskostnad vara samma för nollalternativ och respektive utredningsalternativ.

3.3.1. Värde av ett levnadsår

I samhällsekonomiska beräkningar görs ofta en kvalitetsjustering, det vill säga att ett levnadsår kan vara av fullt värde om individen är frisk, men att värdet kan minska om livskvaliteten är försämrad. Då används begreppet QALY (Quality-Adjusted Life Years). Här utgår vi därmed från att de levnadsår som förloras har fullt värde, vilket kan leda till överskattning av värdet på förlorade levnadsår.

Enligt Trafikverkets effektkatalog ASEK kan ett levnadsår värderas till ca 1,9 miljon kronor.

Tandvårds- och läkemedelsförmånsverket (TLV) är den myndighet som beslutar huruvida receptbelagda läkemedel ska inkluderas i det allmänna subventionssystemet eller ej. En genomgång av deras beslut under åren 2005-2011 visar att TLV:s betalningsvilja för ett QALY ligger mellan 700 000 och 1 220 000 kr (Svensson och Nilsson 2016).

I beräkningarna används ett intervall på 700 000 till 1 900 000 kr för värdet på ett statistiskt levnadsår.

3.3.2. Effekt av ökad ventilation

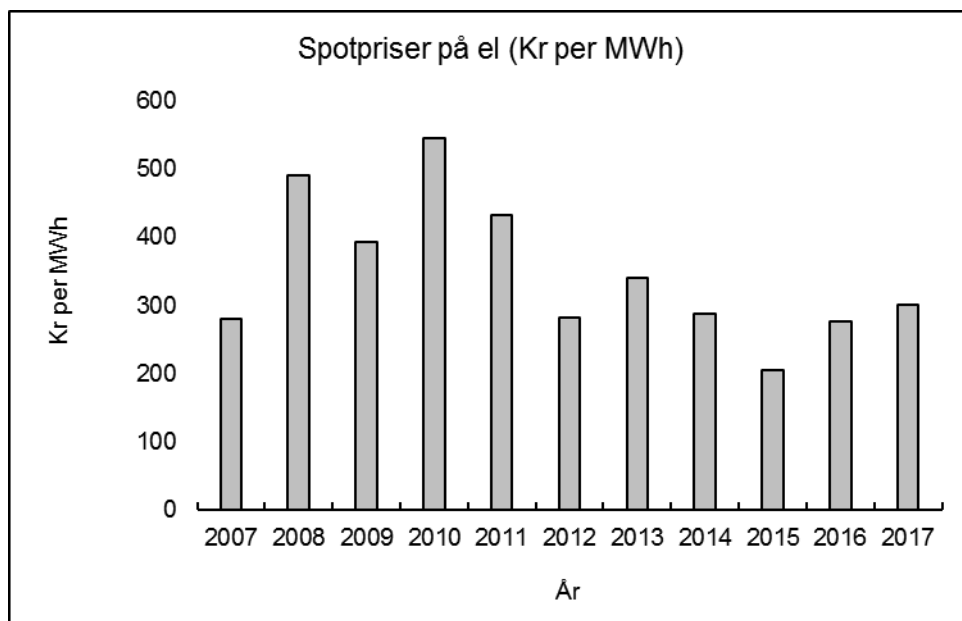
Effekten av att sätta ett lägre riktvärde kan räknas ut som skillnaden i förlorade levnadsår, det vill säga att subtrahera antalet förlorade levnadsår i scenario med högre riktvärde från scenario med lägre riktvärde. Skillnaden i förlorade levnadsår betecknas här ΔLY , efter beteckningen Life Years.

Eftersom osäkerheterna i antalet förlorade levnadsår är så stora att intervallen överlappar kan det vid en enskild simulering där värden slumpmässigt plockas från olika fördelningar leda till orimliga resultat där utfallet blir fler förlorade levnadsår med lägre ventilation. Exempelvis om ett lågt värde plockas ur fördelningen för scenariot med riktvärde 4000 NOx $\mu\text{g}/\text{m}^3$ och ett högt plockas ur scenariot med riktvärde 3000 NOx $\mu\text{g}/\text{m}^3$ blir effekten negativ, det vill säga att vi vinner levnadsår genom att höja riktvärdet till 4000 NOx $\mu\text{g}/\text{m}^3$. För att hantera detta antas fullständig korrelation mellan förlorade levnadsår i de olika scenarierna, det vill säga att vid varje simulering tas värden som motsvarar samma percentil i fördelningarna för alla scenarion.

3.3.3. Energikostnad ventilation

Som förutsättning för beräkning av energikostnaderna för att driva ventilationen i de fyra olika scenarierna har Trafikverket angivit att en medelkostnad på 1000 kr/MWh ska användas. För att ta hänsyn till att detta är en skattefinansierad utgift multipliceras detta med en faktor 1,3.

Som underlag för uppskattning av osäkerheter i elpriset har variationen i spotpriser på el i Norden använts (Figur 17). Baserat på variationen de senaste 10 åren antas elpriset vara normalfördelat med en standardavvikelse på ca 30 %.



Figur 17. Variation i spotpriser på den nordiska elbörsen mellan åren 2007 och 2017. Källa: <https://www.bixia.se/foretag/elavtal-tjanster/elmarknadslaget/historiska-elpriser>

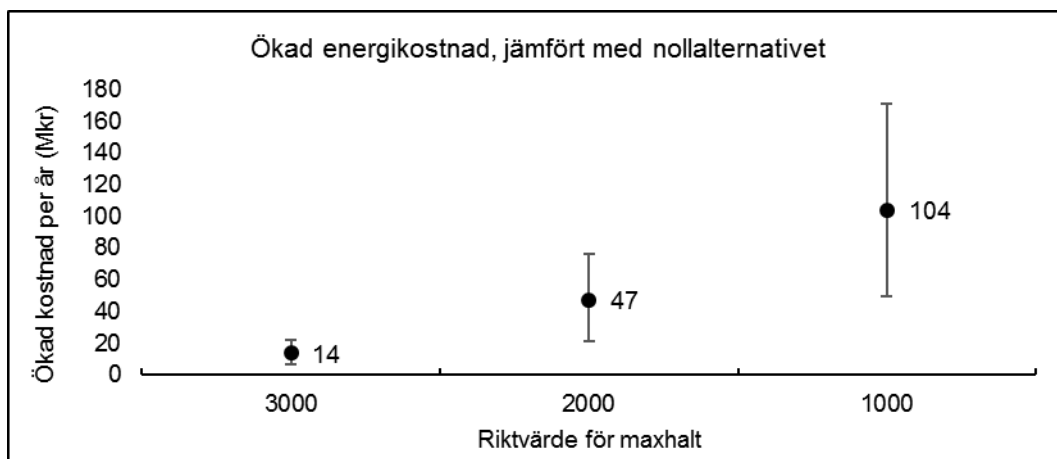
Trafikverket har uppskattat den energi som förbrukas vid de fyra olika scenarierna. Något underlag för osäkerhet i denna uppskattning har inte erhållits, men för simuleringen antas värdet för respektive scenario vara normalfördelat med en standardavvikelse på 20 %.

Energiförbrukning för tunnelventilation för olika riktvärden för maximal halt har tagits fram av Trafikverket (Trafikverket 2018) och redovisas i Tabell 1. Dessa baseras på ett pris för el på 1 kr/kWh, med en uppräkningsfaktor på 30 % eftersom det är en skattefinansierad utgift (enligt metodik som presenteras i ASEK 6.1).

Tabell 2. Energiförbrukning per år (Trafikverket 2018).

Riktvärde	Energiförbrukning, MWh per år	Kostnad, MKr per år (medelvärde)
1000	80	104
2000	37	47
3000	11	14
4000	0,4	0,5

Detta har i sin tur räknats om till en skillnad i kostnad (för elförbrukning), se Figur 18. Att sänka riktvärdet från 4000 till 3000 innebär alltså en högre kostnad på i medeltal 14 miljoner kronor, medan det i medeltal är ca 104 miljoner kronor dyrare att sänka riktvärdet från 4000 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ till 1000 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.



Figur 18. Ökad energikostnad (miljoner kronor) jämfört med nollalternativet. Felstaplarna betecknar 5- och 95-percentil av simulering med 1000 iterationer.

Osäkerheterna i de ingående parametrarna är relativt stora. Att redovisade intervall växer ju lägre riktvärde som ansätts beror på att osäkerheten är satt som en procentuell del av den ingående parametern och därmed ökas intervallet för utfallet ju högre värden som ingår. Exempelvis ansätts osäkerheten i beräknad energiförbrukning till 10 %. 10 % osäkerhet av en kostnad på 10 miljoner kr är endast 1 miljon, medan det för 100 miljoner kr blir en osäkerhet på 10 miljoner.

3.3.4. Ökad elektrifiering och förbättrad motorteknik

Emissioner av luftföroreningar från trafiken såsom partiklar och gaser beror bland annat av fordonsflottans sammansättning, se separat PM från Sweco (2018a).

En högre andel elektrifierade fordon och bättre motorteknik kan i framtiden leda till lägre halter av luftföroreningar i tunneln.

När det gäller flytande drivmedel är utsläppen av luftföroreningar inte beroende av vilket drivmedel som väljs, men förbättrad motorteknik och avgasrening kan få viss effekt. Det bedöms dock vara få betydligt mindre effekt än en ökad andel elektrifierade fordon.

Eftersom förhållandet mellan driftkostnaderna och riktvärde inte är linjärt är det inte möjligt att inarbeta denna parameter utan alltför stor osäkerhet med tillgängligt underlag. Nya simuleringar av koncentrationer i tunnelluft med lägre emissionsfaktorer vid olika drifteffekt är nödvändiga.

3.3.5. Emissionstrender

En frågeställning som väckts i samband med framställandet av föreliggande PM är om dos-responssambandet som tas fram av Nafstad et al., (2004) är fortsatt relevant för en framtida luftföroreningssituation. Data som används i Nafstad et al., (2004) samlades in under 70–90-talet i Oslo. Sedan dess har bland annat ny emissionslagstiftning kraftigt minskat emissioner från motorfordon, vilket gradvis förväntas leda till bättre luftkvalitet i framförallt stadsmiljö. Vid användning av den relativa risken från Nafstad et al., (2004) för andra situationer så görs implicit antagandet att förhållandet mellan NO_x och andra luftföroreningar (till exempel luftburna partiklar) är det samma som i den studien. Det finns studier som visar att PM-halterna minskar mer än NO_x -halterna främst på grund av införandet av partikelfilter i bilar. Partikelfilter som reningsutrustning i bilar minskar just partiklar i avgaser men åtgärder för att minska NO_x har inte haft samma effekt, se Bilaga B för ytterligare diskussion om ämnet.

Epidemiologiska studier undersöker effekter av exponering för luftföroreningar retroaktivt. Därför kommer det förmodligen dröja att flera år innan man kan fånga upp hälsoutfallet av det ändrade förhållandet mellan NO_x och luftburna partiklar i epidemiologiska studier.

3.3.6. Kupéfilter

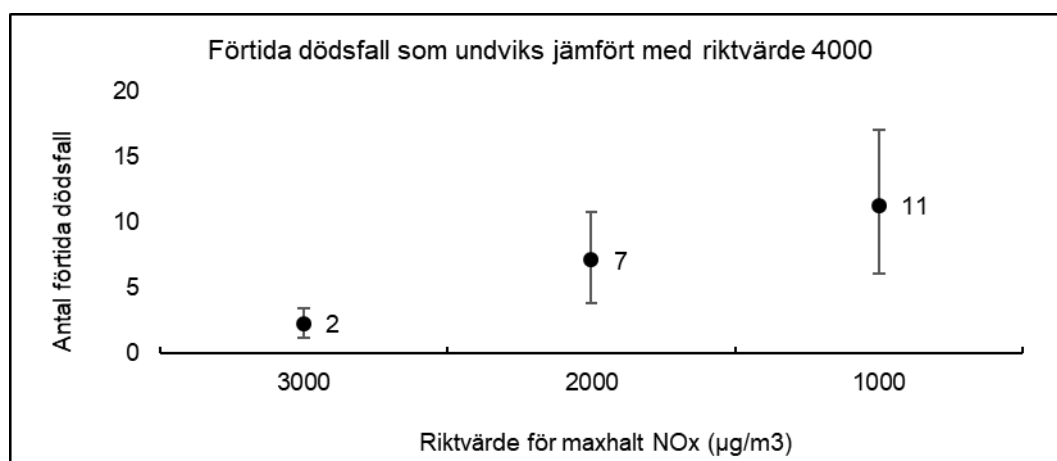
Det är först när personer andas in luftföroreningarna som negativa hälsoeffekter uppstår och därför är halten som uppkommer inne i fordonet avgörande (och även under hur lång tid dessa koncentrationer uppkommer inne i kupén). Hur stor andel av skadliga luftföroreningar som kan avskiljas i kupéfilter kan därmed få stor påverkan på hälsoutfallet. En skattning av reningsgrad för partiklar och förväntningar om förbättrad filterteknik diskuteras i ett separat PM (Sweco/Trafikverket 2018b), men kan sammanfattas till att en riskreduktion på ca 25 % bedöms vara rimlig. I modellen används intervallet att halterna inne i fordonet minskas med mellan 0 och 50 % på grund av filter.

3.4. Resultat av beräkningar

3.4.1. Antalet förtida dödsfall och förlorade levnadsår

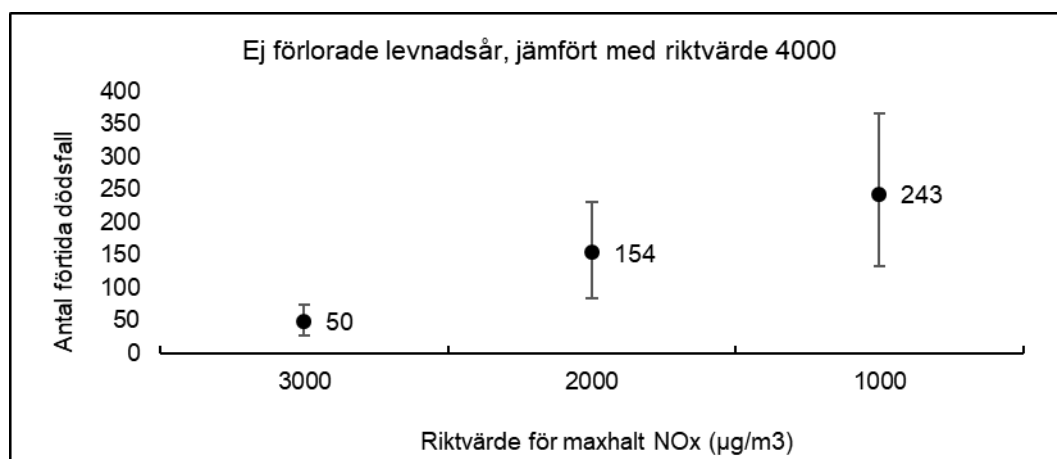
Beräkningar av effekten med ökad ventilation har gjorts med riktvärde på 4000 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ som nollalternativ.

Antalet förtida dödsfall inom populationen arbetspendlare (30-74 år) per år enligt modellen redovisas i Figur 19.



Figur 19. Antalet förtida dödsfall per år för populationen som reser i tunneln. Felstaplarna betecknar 5- och 95-percentil.

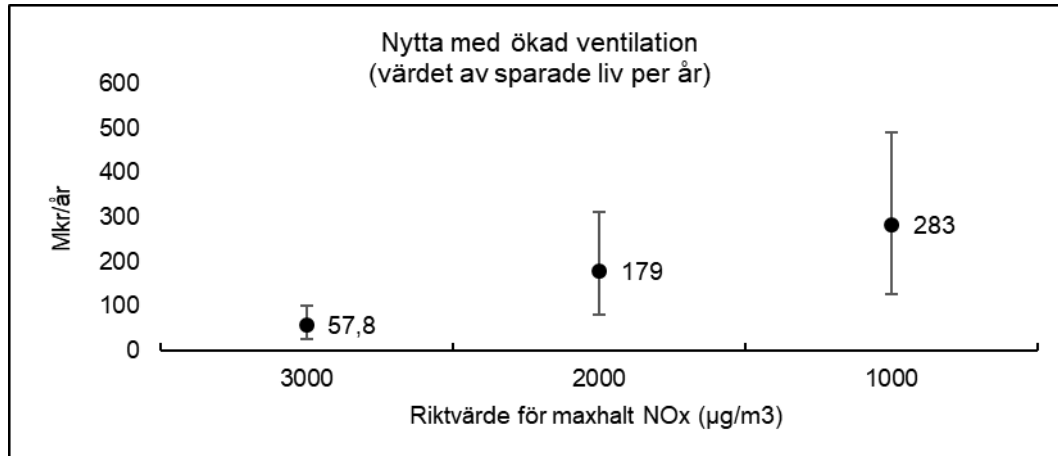
Antalet förtida dödsfall jämfört med nollalternativet har därefter räknats om till förlorade levnadsår enligt Figur 20.



Figur 20. Förlorade levnadsår för populationen som reser i tunneln. Felstaplarna betecknar 5- och 95-percentil av simulering med 1000 iterationer.

3.4.2. Nyttä med ventilation

Med ökande riktvärde så blir antalet förlorade levnadsår högre, och osäkerhetsintervallen ökar proportionellt mot medelvärdet. Värdet av de levnadsår som inte förloras om ventilationen ökas från riktvärde på 4000 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ redovisas i Figur 21.



Figur 21. Nyttä för respektive scenario jämfört med nollalternativet, redovisas som värdet av ej förlorade levnadsår (Mkr per år). Felstaplarna betecknar 5- och 95-percentil av simulering med 1000 iterationer.

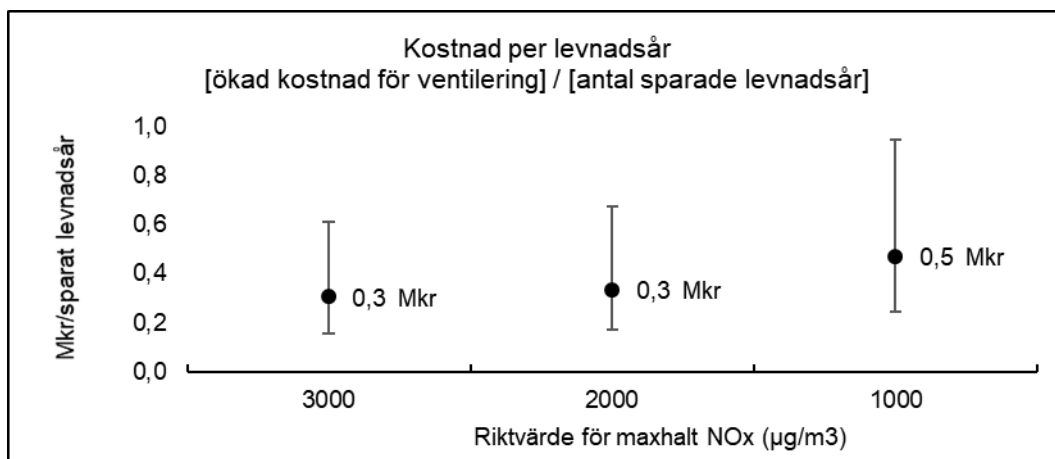
3.4.3. Kvot mellan kostnad och effekt

Det går också att jämföra kostnaderna för ökad ventilation med effekten räknat i sparade levnadsår. Kvoten mellan ökad kostnad för ventilerings och antal sparade levnadsår blir alltså ett samband som beskriver hur mycket det kostar att uppnå effekten att undvika ett förlorat levnadsår. Med andra ord vilket värde ett statistiskt levnadsår minst behöver ha för att de positiva effekterna ska vara större än kostnaderna.

Denna kvot redovisas i Figur 22 för respektive riktvärde. Exempelvis är det lönsamt att införa ett riktvärde på 1000 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, så länge vi bedömer att ett levnadsår är värt minst ca 0,17 Mkr.

Även med hänsyn till de relativt stora osäkerheterna i underlaget så ligger detta tal långt under det värde på ca 1,9 Mkr per levnadsår som varit utgångspunkt för den samhällsekonomiska kalkylen.

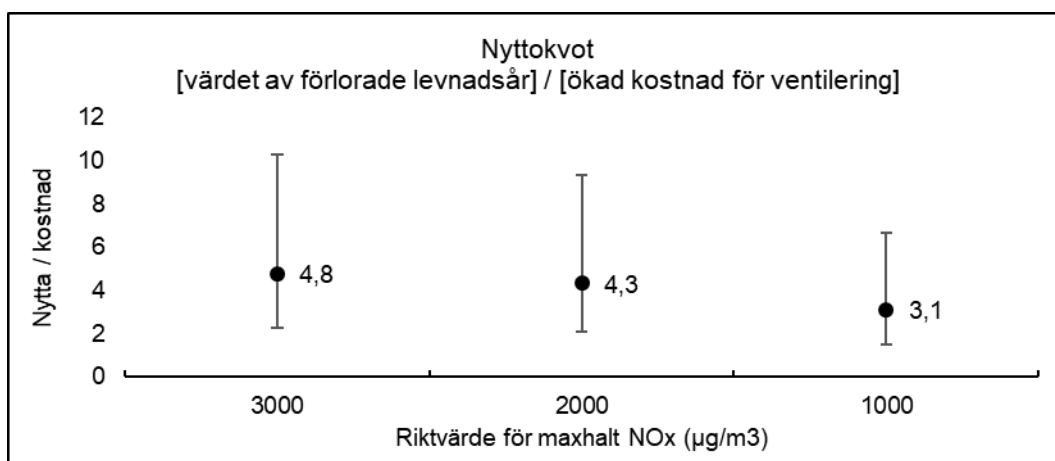
Att kostnaden per sparat levnadsår är högre för riktvärde på 1000 jämfört med 2000 beror på att driftskostnaderna ökar icke-linjärt med krav på lägre halter, men det gör inte nyttan av den ökade ventilationen som följer ett mer linjärt förhållande.



Figur 22. Kostnadskvoten beskriver kostnaden per sparad levnadsår. Felstaplarna betecknar 5- och 95-percentil av simulering med 1000 iterationer.

3.4.4. Kvot mellan nytta och kostnad

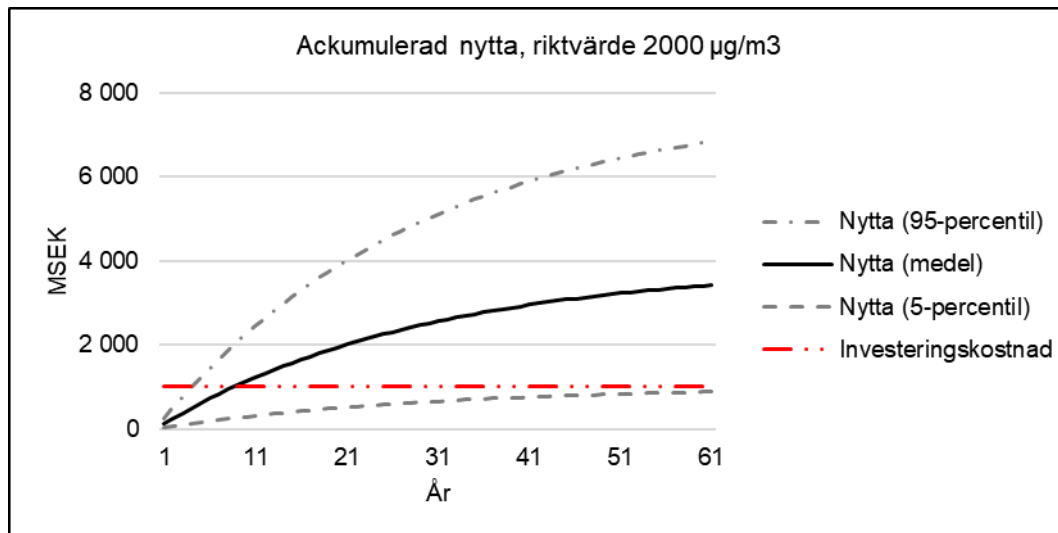
Värdet av de levnadsår som inte går förlorade överstiger i samtliga fall värdet av de kostnader för elektricitet som förbrukats för driften av ventilationssystemet, se Figur 23. Kvot mellan effekt och kostnad. Värden över 1 innebär att åtgärden leder till positiva effekter som har ett högre värde än kostnaderna. Felstaplarna betecknar 5- och 95-percentil av simulering med 1000 iterationer. Även med hänsyn till osäkerheten i beräkningarna visar överstiger 5-percentilen minst en faktor tre. Att gå från riktvärde på 4000 till 2000 ger en högre nyttokvot än att gå från 4000 till 1000 eftersom kostnaderna för elförbrukning inte ökar linjärt, samtidigt som nyttan ökar linjärt. Det finns alltså en viss marginaleffekt som innebär att nyttan med att undvika förkortad livstid avtar ju mer vi ventilerar eftersom energikostnaderna ökar mer än nyttan. Oavsett vilken nivå vi kan ventilerar från är det dock ekonomiskt motiverat att ventilerar ner till 1000 eftersom nyttokvoten i samtliga fall är högre än 1.



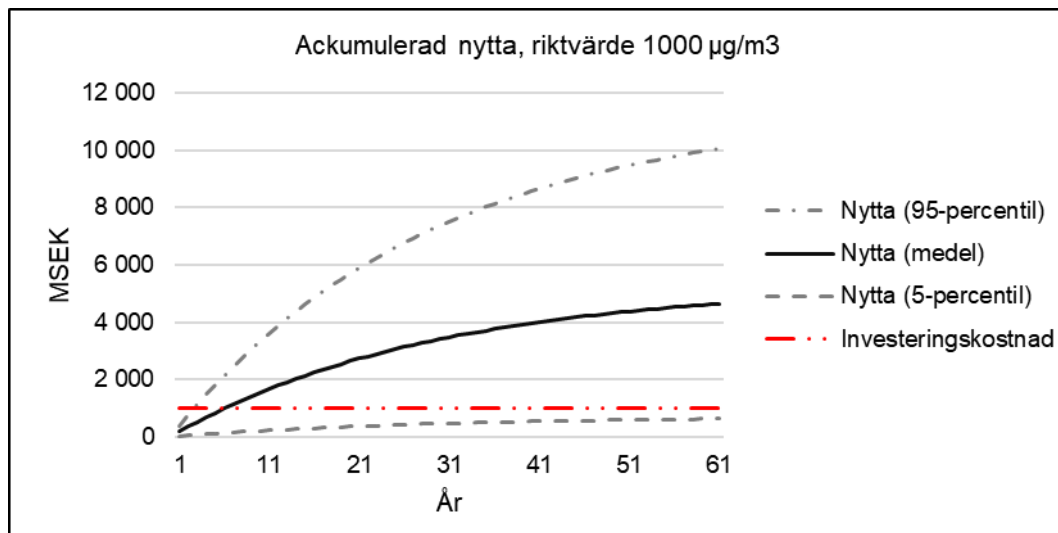
Figur 23. Kvot mellan effekt och kostnad. Värden över 1 innebär att åtgärden leder till positiva effekter som har ett högre värde än kostnaderna. Felstaplarna betecknar 5- och 95-percentil av simulering med 1000 iterationer.

3.4.5. Ackumulerad nytta jämfört med investeringskostnad

Om den diskonterade nyttan ackumuleras över den förväntade livslängden för tunneln (60 år) och jämförs med investeringskostnaden så kan vi se att investeringen återbetalar sig på kortare än 10 år (Figur 24 och Figur 25). Här redovisas endast alternativen 2000 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ och 1000 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ eftersom nyttan med att gå från 4000 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ till 3000 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ är relativt marginell. Vid det lägre riktvärdet på 1000 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ blir osäkerheterna större, men medelvärdesberäkningen ger mer nytta snabbare. För riktvärde på 1000 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ finns dock en högre risk att nyttan aldrig når över investeringskostnaden. Detta beror bland annat på att osäkerheten i riskratio ger ett större utfall i detta scenario.



Figur 24. Ackumulerad diskonterad nytta över den förväntade livslängden (60 år) om riktvärdet sätts till max 2000 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ istället för 4000 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Jämförs med investeringskostnad på 1000 miljoner kr.



Figur 25. Ackumulerad diskonterad nytta över den förväntade livslängden (60 år) om riktvärdet sätts till max 1000 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ istället för 4000 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Jämförs med investeringskostnad på 1000 miljoner kr.

3.4.6. Känslighetsanalys

Känslighetsanalysen visar vilka parametrar som ger mest bidrag till resultatet i beräkningarna, givet de sannolikhetsfördelningar som har använts för de olika parametrarna. Känslighetsanalysen ger alltså en bild av osäkerheten men är begränsad till de uppskattningar av olika värden som gjorts. Det kan visa sig att osäkerheterna är större om ny information framkommer som ger anledning att uppdatera intervallen som används.

För nyttokvoten beror den största variationen på osäkerheten i relativa riskration, följt av osäkerhet i elpriset. På tredje plats kommer uppskattad elförbrukning och osäkerheten i antalet passagerare per bil på fjärde plats. Rangordningen är liknande för de andra två utredningsalternativen.

3.4.7. Osäkerheter och viktiga begränsningar

Viktiga osäkerheter som inte fångas upp i beräkningarna:

- Osäkerheter i dos-responssamband avseende exponering för extremt höga halter under kort tid minuter, jämfört med något förhöjda halter över längre tid.
- Osäkerhet i åldersberoende för dos-responssambandet.
- Osäkerhet i vilka åldersgrupper som kommer använda tunneln.
- Osäkerhet i hur förlorat levnadsår ska värderas om det är åldersberoende (är ett levnadsår i yngre åldersgrupper mer värt än ett levnadsår för en 75-åring?).

I ett framtida scenario där emissionerna per fordon minskar krävs det också mindre ventilation för att upprätthålla lägre halter. Detta har inte fångats upp i modellen, utan även om modellen räknar med att exponeringen kan bli lägre i ett framtida scenario så är det inget direkt samband med lägre kostnader för ventilation per riktvärde, vilket är en förenkling som gjorts. Det är troligt att lägre kostnader för att uppnå ett lägre riktvärde leder till ett lägre optimum för riktvärde än det som visas här. Det är troligt att ett ännu lägre riktvärde då blir möjligt och även det även är ekonomiskt försvarbart.

4. Samhällsekonomisk nytta - jämförelse med vägutbyggnader för mötesseparering.

I en samhällsekonomisk kalkyl relateras investerings- och framtida driftskostnader till de nyttor som åtgärden förväntas medföra. Nyttorna ges ett ekonomiskt värde och kan då jämföras mot åtgärdens kostnader, varpå ett mått på åtgärdens avkastning kan beräknas.

I ovanstående avsnitt har driftskostnaden för tunnelventilation under ett år jämförts med motsvarande periods nytta (dvs. det samhällsekonomiska värdet av färre förtida dödsfall under ett år). Genom att räkna samman kostnad respektive nytta för samtliga framtida år som anläggningen är i drift kan jämförelse göras med andra typer av investeringar.

Beräkningen görs genom att alla kostnader och nyttor under åtgärdens livslängd, inklusive investeringskostnad under byggtid, diskonteras till ett så kallat nettonuvärde. Om nettonuvärdet är positivt (dvs att det samlade värdet av framtida nyttor inte överstiger kostnaderna) betraktas åtgärden som lönsam ur ett samhällsekonomiskt perspektiv.

En stor fördel med samhällsekonomiska kalkyler är nyttan av att olika åtgärder kan jämföras mot varandra vilket innebär att skattemedel kan styras mot de investeringar som ger högst avkastning per investerad krona.

För att en samhällsekonomisk kalkyl skall bli relevant krävs dock att nyttan går att värdera i ekonomiska termer. I de fall det finns nyttor som inte kan värderas rent ekonomiskt men som ändå bedöms som viktiga kan det, trots en i övrigt olönsam kalkyl, ändå vara värt att genomföra åtgärden. Den samhällsekonomiska kalkylen utgör därmed en av flera delar i det som Trafikverket benämner samlad effektbedömning (SEB).

I nedanstående avsnitt görs jämförelser av de samhällsekonomiska kalkylerna för ett antal vägutbyggnader där mötesseparerad 2+1 eller 2+2-väg införts. Jämförelsen görs i syfte att relatera tunnelventilationens driftskostnad och nytta till andra åtgärder som förväntas ge positiva effekter för trafikantens hälsa eller säkerhet.

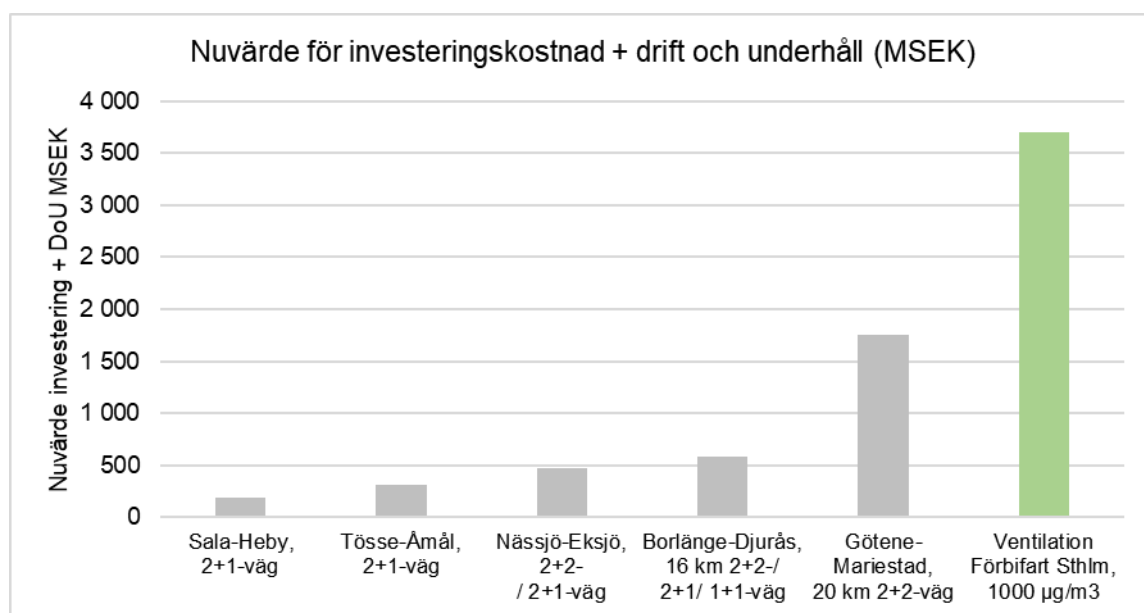
4.1. Jämförelse - investerings- och driftskostnader

Om tunnelventilationen styrs mot den lägsta maxhalten, 1000 µg/m³, blir kostnaden för ett års drift ca 80 miljoner kr. Vid en samhällsekonomisk kalkyl skall även skattefaktor 1,3 användas för kostnader som finansieras med skattemedel vilket innebär en årlig samhällsekonomisk kostnad på ca 104 miljoner kr.

Om ovanstående kostnad (104 mnkr/år) diskonteras till ett nuvärde blir den samlade kostnaden under åtgärdens antagna livslängd (60 år) ca 2,7 miljarder kr. Till detta kan en grovt uppskattad investeringskostnad på ca 1 000 miljoner kronor tillskrivas ventilation för luftkvalitet i tunneln. Denna investeringskostnad avser i huvudsak impulsfläktarna (241 st) som sitter i tunneltaket och luftbytesstationer. Här antas att halva kostnaden för impulsfläktarna kan tillskrivas miljöventilation och halva investeringskostnaden till brand. De sex luftbytesstationerna (byggnation och inklädnad med fläktar etc.) räknas till miljöventilation (luftkvalitet). Halva kostnaden för impulsfläktarna är ca 300 mkr och investering i alla luftbytesstationerna ca 600 mkr. Investering av miljöventilation ligger på ca 2,7% av totala kostnaden för hela projekt Förbifart Stockholm.

Den höga driftskostnaden skall motiveras av positiva effekter för människors hälsa. Den kan därför vara intressant att jämföra med andra investeringar som förväntas förbättra säkerhet och hälsa. Utbyggnaden av 2+1 och 2+2-vägar har pågått länge och motiveras i flera fall med den ökade trafiksäkerhet som dessa vägtyper medför jämfört med mötesvägar.

I Figur 26 nedan visas en jämförelse för investeringskostnad och nuvärdesberäknad kostnad för drift/underhåll av ett antal utbyggnader till mötesseparerad 2+1 eller 2+2-väg. Observera att för Förbifart Stockholm är det alltså bara elförbrukning och halva kostnaden för investeringen i just ventilationssystemet som räknats med.



Figur 26. Exempel på summan av investeringskostnad och nuvärdesberäknad kostnad för drift/underhåll för ett urval av objekt inom åtgärdsplanering för planperiod 2018-2029, samt jämförelse mot 60 års ventilationskostnad samt 1 000 MSEK som investering för Förbifart Stockholm.

Jämfört med dessa exempel på väginvesteringar är den nuvärdesberäknade driftskostnaden för och investeringskostnaden för tunnelventilation relativt hög jämför med trafiksäkerhetshöjande projekt.

4.2. Jämförelse mot trafiksäkerhetsnytta

Även om driftskostnaden blir hög och riskerar tränga undan annat underhåll eller investeringar, kan det ändå vara motiverat att omfördela medel om ventilationen ger hög nytta.

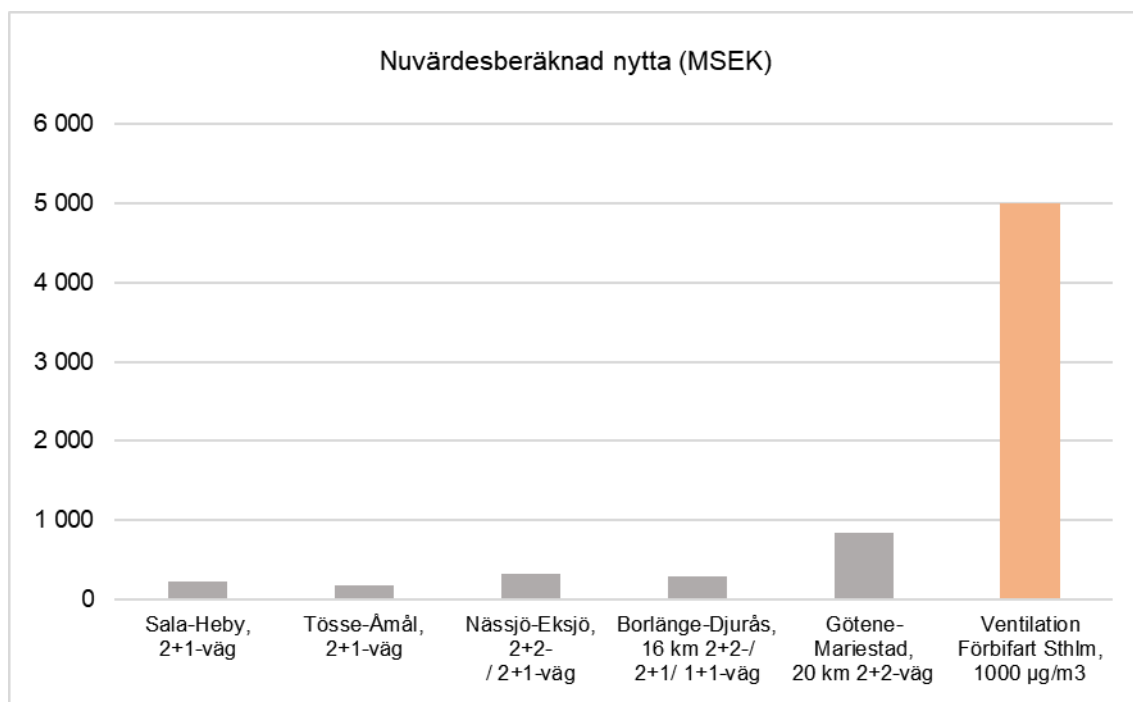
Den nyttodel som inom väginvesteringar ofta genererar störst nytta, utöver minskade restider och reskostnader, är trafiksäkerhet. Inom trafiksäkerhetsområdet finns även tydliga mål, såsom att antalet omkomna inom vägtransportområdet skall halveras mellan 2007 och 2020, vilket skapar incitament för genomförande av åtgärder.

Genom att det finns värderingar på statistiskt liv och förtida dödsfall kan trafiksäkerhetseffekter av väginvesteringar jämföras med effekter på hälsovådliga utsläpp och hälsovinsten för att reducera exponeringen av utsläppen.

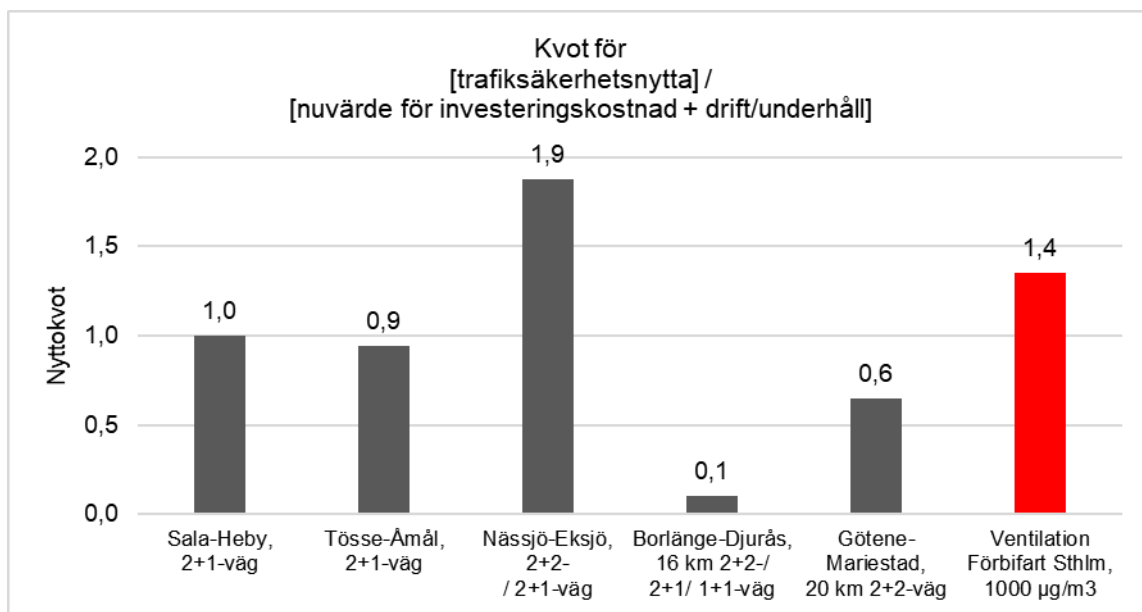
Nedan återges den nuvärdesberäknade trafiksäkerhetsnyttan för vägobjekten som användes för jämförelse i tidigare avsnitt.

Om Förbifarten läggs in i diagrammet framgår att nyttan av ventilation i Förbifarten blir väsentligt mycket högre jämfört med trafiksäkerhetsnyttor i andra väginvesteringar (Figur 27).

Eftersom driftskostnaden och investeringskostnad också är betydligt högre blir dock kvoten mellan nytta och kostnader i nivå med de övriga projekten (se Figur 28).



Figur 27. Exempel på trafiksäkerhetsnytta (nuvärde miljoner kr) för ett urval av objekt inom åtgärdsplanering för planperiod 2018-2029 inklusive jämförelse med nytta avseende ventilation i Förbifart Stockholm.



Figur 28. Kvot mellan nyttan med trafiksäkerhetshöjande åtgärder jämfört med nyttan av att ha ett riktvärde på 1000 µg/m³ jämfört med 4000 µg/m³.

Det bör påpekas att ny forskning har resulterat i en kraftigt ökad värdering av trafikskador (sedan 2018-04-01 införd i Trafikverkets underlag⁷) vilket kan innebära en kraftig ökning av trafiksäkerhetsnyttan för ovanstående väginvesteringar. Som exempel innebär de nya värderingarna, tillsammans med ny klassificering av skador, att värdet av ett statistiskt liv ökar med 70 %, från tidigare 24 Mnkr till 40 Mnkr, samt att kostnaden för en genomsnittlig trafikolycka stiger från 2,4 till 10 Mnkr.

När delar av investeringskostnaderna för ventilationen (uppskattningsvis 1000 miljoner kronor) tas med i kalkylen hamnar nyttokvoten för riktvärde på 1000 µg/m³ i Förbifarten i nivån med ombyggnation till 2+1 eller 2+2-vägar.

5. Slutsats och diskussion

Utifrån ovanstående analys och jämförelse med andra åtgärder lyfts följande resultat för fortsatt diskussion nedan:

- Den höga kostnaden för att driva ventilationen
- Den (givet tillgängligt underlag) höga samhällsekonomiska avkastningen
- Den samhällsekonomiska kalkylens osäkerhet givet det begränsade underlaget avseende samband för dos/respons.

⁷ Analysmetod och samhällsekonomiska kalkylvärden för transportsektorn: ASEK 6.1, Version 2018-04-01, Trafikverket.

5.1. Hög driftskostnad

Den årliga driftskostnaden på ca 100 miljoner kronor är mycket hög i jämförelse med andra åtgärder och summeras till 2,4 miljarder kronor under hela livslängden på 60 år.

Utöver driftskostnaden tillkommer en ökad underhållskostnad för vilken underlag saknas.

De statliga anslagen är begränsade (ca 15 miljarder per år finns avsatta för drift/underhåll/reinvestering av statliga vägar⁸) och beroende på vad den höga ventilationskostnaden jämförs med finns risk att den tränger ut annat underhåll eller att investeringar får skjutas fram i tiden.

5.2. Hög samhällsekonomisk avkastning

I jämförelse med andra investeringar är den samhällsekonomiska vinsten, både i absoluta tal och sett i relation till kostnaden över en längre period hög.

Den höga driftskostnaden uppvägs alltså av den höga nytta som tunnelventilationen medför. I ett strikt samhällsekonomiskt perspektiv, och med antagande om att kalkyl inklusive bakomliggande värden ges samma relevans som övriga fastställda värderingar och metoder enligt Trafikverkets standard, bör tunnelventilationen därmed styras åtminstone mot 2000 µg/m³, men även 1000 µg/m³ kan vara motiverat.

I och med transportpolitikens övergripande mål om en samhällsekonomiskt effektiv transportförsörjning så behöver det samhällsekonomiska perspektivet beaktas.

Dock finns ytterligare aspekter att diskutera till exempel avseende fördelning av nytta samt trafikantens möjlighet att själv påverka exponering.

5.3. Förslag på kompletterande arbete

Kostnaderna för ventilation bygger på att utsläppen från bilarna leder till halter kring 4000 µg/m³ eller strax under och om utsläppen sänks i framtiden borde kostnaderna för ventilation även sjunka, med följd att ännu lägre riktvärde kan uppnås alternativt att de riktvärden som diskuterats ovan kan uppnås till en lägre kostnad.

Kompletterande beräkningarna behöver då göras för ännu lägre riktvärden givet att de lägre utsläppen från bilarna leder till lägre halter i tunneln. Baserat på det underlaget som nu är tillgängligt går det inte att beräkna fram en lägsta halt som är ekonomiskt optimal, eftersom ventilationssystemet inte kan komma ner under ett gränsvärde på 1000 µg/m³, med de emissionsfaktorer som fanns tillgängliga i den simulering som gjordes 2016 och som legat till grund för detta arbete.

Det är också viktigt att bevaka forskningen och teknikutvecklingen på området eftersom det finns en stor osäkerhet i sambanden mellan ökad mortalitet och NO_x. Det som går att mäta (NO_x) utgör inte nödvändigtvis den primära riskkällan från luftföroreningar. Ett mer utvecklat resonemang kring detta förs i Bilaga B.

⁸ Förslag till nationell plan för transportsystemet 2018–2029, Trafikverket 2017-08-31

6. Referenser

- Orru, Hans, och Bertil Forsberg. *Assessment of long-term health impacts of air quality with different guideline values for NOX in the planned by-pass tunnel Förbifart Stockholm*. Yrkes- och miljömedicin i Umeå, 2016.
- Ostro. *Outdoor air pollution*. WHO, 2004.
- Sweco/Trafikverket. "Filterteknik." 2018b.
- Sweco/Trafikverket. "Fordonsflotta." 2018a.
- Svensson, Mikael, och Fredrik Nilsson. "TLV:s betalningsvilja för nya läkemedel har analyserats." *Läkartidningen*, 2016.
- Trafikverket. "FSE903: Tunnelventilation Forskningsprojekt tunnelluft ." 2018.
- . "FSK09 - FSE903 - Tunnelventilation - Forskningsprojekt tunnelluft." 2016.

BILAGA A - PM RR OCH NOX

Dr Peter Tunved

2018-05-27

Samband mellan exponering för NOx och Risk Ratios (RR's) för "all-cause mortality": En litteraturstudie

Syfte och bakgrund

En alltmer ökande mängd vetenskapliga studier visar på tydliga samband mellan luftföroreningar och negativa hälsoeffekter. Detta gäller såväl partiklar (PM) som gasformiga föroreningar (t.ex. kväveoxider). Sambandet mellan PM och mortalitet är tämligen väletablerat, och ofta visar det sig som ett linjärt samband, där ingen nedre gräns kan definieras där partiklar "slutar" vara hälsoskadliga. PM korrelerar dessutom väl med andra hälsoindikatorer såsom astma och andra respiratoriska åkommor och kardiovaskulära sjukdomar (Dockery and Pope, 1994; Pope et al., 1995; Pope et al., 1992). Det finns vidare indikationer på att finfraktionen partiklar är bättre korrelerad till negativa hälsoeffekter jämfört med stora partiklar som återfinns i grovmoden, något som redovisades av bland annat Schwartz et al. (1996). I en annan studie genomförd av Peters et al. (1997) visade på tydliga samband mellan särskilt partiklarnas antalskoncentration i den ultrafina moden (dvs partiklar med en aerodynamisk diameter mindre än 0.1µm) och respiratoriska åkommor.

I nuvarande lagstiftning rörande PM baseras luftkvalitetsnormerna på PM10 och PM2.5. Båda dessa är goda indikatorer på partikelmassa i omgivningsluft; PM10 speglar särskilt grovfraktionen (dvs partiklar med en aerodynamisk diameter över 2.5µm) medan PM2.5 speglar bättre den del av partiklarnas storleksfördelning som befinner sig i ackumuleringsmoden, dvs runt storlekar kring 100nm-några mikrometer). Partiklar i grovmoden genereras uteslutande mekaniskt i den urbana miljön, t.ex. genom vägsplitage och re-suspension, medan PM2.5 ofta speglar den långdistanstransporterade fraktionen hos aerosolen även om stora lokala bidrag förekommer. Partiklar i ackumuleringsmoden har lång uppehållstid i atmosfären, och kan därför transportera långa sträckor.

Vare sig PM2.5 eller PM10 ger ett användbart mått på partiklantalet i den ultrafina (UF) moden. Som exempel kan nämnas, då massan är proportionell mot kubiken av radien, att en partikel med diametern 1µm bär lika mycket massa som en miljon partiklar med diametern 10nm, och en partikel med diametern 10µm bär på motsvarande sätt lika mycket massa som 1 miljon 100nm stora partiklar.

I urban miljö lämnas det uteslutande största bidraget till ultrafina partiklar från motortrafik och olika förbränningsprocesser, således så kan man ganska enkelt dra slutsatsen att om en stor andel av den ohälsa som orsakas av partikulära föroreningar kan härröras till UF är både PM10 och PM2.5 tämligen dåliga indikatorer på de av lokal motortrafik genererade luftföroreningarna. Även om det fortfarande råder stor osäkerhet rörande vad det är i den urbana miljön som främst orsakar ohälsa, behövs det andra mått än PM10 och PM2.5 för att bedöma hälsoeffekterna

relaterade till emissioner från framförallt motortrafik, vilka inkluderar förutom ultrafina partiklar bland annat sot, kväveoxider, kolmonoxid, formaldehyd, bensen och polyaromatiska föreningar. Många av dessa föreningar/partiklar har kort uppehållstid, varför variabilitet i tid och rum blir mycket hög.

Även om ultrafina partiklar är en mycket god markör för motortrafik, så har mätmetoderna historiskt sett varit för tids- och kostnadskrävande för att skapa omfattande mätnätverk likande de för PM2.5 och PM10. Samtidigt, partikelantal har länge varit svårt att simulera korrekt i modeller (även om stora framsteg har gjorts under senare år). Således, den motortrafikmarkör som framförallt använts i miljömedicinska studier under de senare årtiondena har varit NO_x. NO_x (ffa kväveoxid, NO, och kvävedioxid, NO₂) har sin huvudkälla i högtemperaturförbränning, och i urban miljö är den uteslutande största källan motortrafik. De vanligaste kväveoxiderna är förhållandevis enkla att mäta, emissionsfaktorerna från motortrafik är välkända och halter kan simuleras numeriskt med tämligen god överensstämmelse med observationsdata. NO₂ har visat sig korrelera väl med andra föroreningar i trafikmiljö (t.ex. Beckerman, 2008)

Flertalet studier har visat på samband mellan motortrafik och negativa hälsoeffekter. Som indikator på motortrafik har använts bland annat närhet till trafikerade vägar, buller, sotkoncentration, PM2.5, ultrafina partiklar och NO_x (ffa NO₂) (WHO, 2013 och referenser däri). De generella slutsatserna som har dragits är att motortrafik har en negativ inverkan på människors hälsa, och att dessa negativa effekter främst orsakas av de emissioner som är förknippade med förbränningsmotorer. Health Effects Institute (HEI, 2010), visade vidare i en review på att den blandning som emitteras från motortrafik ger toxikologiska respons.

Detta arbete fokuserar på de hälsoeffekter som visats på i studier där åtminstone en av de studerade föroreningarna varit NO_x eller NO₂. Studien avser belysa den stora variation i så kallade Risk Ratios förknippade med exponering för kväve oxider. RR's är enkelt uttryckt hälsoutfall i en exponerad grupp dividerat med hälsoutfallet i en kontrollgrupp. RR <1 uttrycker således en positiv hälsoeffekt, medan RR >1 uttrycker en negativ hälsoeffekt. RR kan uttryckas direkt som denna kvot (t.ex. 1.10, vilket motsvarar 10% ökning av studerad effekt jämfört med kontrollgrupp), eller direkt som en procentsats, 10%.

De miljömedicinska studier som återfinns i litteraturen visar på korrelation mellan NO_x eller NO₂ och långtids- och korttidseffekter rörande olika hälsoeffekter. Denna rapport fokuserar enbart på RR's kopplade till långtidsexponering (flera år-årtionden).

I denna rapport redovisas endast resultat som rör generell, naturlig mortalitet (all-cause natural mortality), och gör ingen åtskillnad mellan respiratoriska eller kardiovaskulära sjukdomar som underliggande orsak till dödsfallet.

Det skall för sakens skull nämnas att så gott som samtliga studier som presenteras visar på korrelation mellan mortalitet och NO_x eller NO₂. Med detta är det inte sagt att det finns kausalitet mellan NO₂ eller NO_x och mortalitet, utan hälsoeffekten skall ses som en Risk Ratio där NO_x används som markör för luftföroreningar. WHO (2013) och EPA (2016) nämner båda att det i dagsläget saknas evidens för att det är kväveoxider per se som orsakar ökad mortalitet i långtidsstudier rörande NO_x exponering och mortalitet, även om det finns indikationer på att det

till viss del kan vara fallet. Det går alltså inte att fastställa kausala samband mellan NO_x och mortalitet, utan det är snarare den blandning av föroreningar som korrelerar med kväveoxider som är orsaken till ohälsa, d.v.s. både partikulära och gasformiga föroreningar.

De RR's som presenteras i denna rapport har inhämtats från den vetenskapliga litteraturen, och är om inte annat nämns korrigerade för andra potentiella orsaksfaktorer såsom socioekonomiska status, rökning, dryckesvanor etc.

Huvudsyftet med studien är att jämföra den Risk Ratio som av Orru och Forsberg (2016) tillämpats i studien "Assessment of long-term health impacts of air quality with different guideline values for NO_x in the planned by-pass tunnel Förbifart Stockholm" med andra studier och rapporter. I Orru & Forsberg tillämpar författarna en Risk Ratio (RR) på 1.08 (8%) per 10 µg m⁻³ NO_x. Siffran baseras på en studie utförd av Nafstad 2004, utförd i Oslo på norska män 1972/73-1998.

Resultat och Diskussion

Nafstad., et al 2004

I rapporten "Assessment of long-term health impacts of air quality with different guideline values for NO_x in the planned by-pass tunnel Förbifart Stockholm" (Orru och Forsberg, 2016) utför författarna en hälsokonsekvensbedömning baserad på exponerings-responsrelation mellan NO_x och mortalitet. Risk Ration (RR) som ligger till grund för studien har tagits från (Nafstad et al., 2004), vilket ger en RR på 1,08 (95% CI 1,06-1,11) per 10 µg / m³ NO_x. Relationen antas vara linjär, så att varje ökning av 10 µg NO_x i förhållande till en referensgrupp leder till en ökning med i genomsnitt 8% av dödlighet. Orru och Forsberg (2016) stöder valet av Nafstad på ett antal andra studier, däribland (Filleul et al., 2005; Gehring et al., 2006; Hart et al., 2011; Heinrich et al., 2013; Hoek et al., 2002; Jerrett et al., 2009; Scoggins et al., 2004).

Oslo-studien baserades på en kohort av ca 16 000 norska män, och studien använde både SO₂ och NO_x som indikatorer på luftföroreningar. SO₂ modellerades i detalj med en upplösning på 1 km² under perioden 1979 till 1995, och beräknades därefter genom kombinerad användning av modellerade och observerade koncentrationer av SO₂ i centrala Oslo tillsammans med utsläppsdata. Tillgången till observerad NO_x-data var inte lika god, och modellerad och uppmätt SO₂ användes för att skapa dispersionsfält som utnyttjades för att uppskatta NO_x-exponeringen vid kohortdeltagarnas hemadress. Studien följde kohorten i 25 år.

Efter justering för andra orsaksfaktorer utförde författarna separata studier med två modeller. I den ena modellen karaktäriserades exponeringen i fyra intervall, från <10 µg / m³ (referensnivå), med stegvis ökning av NO_x med 10 µg / m³ upp till det exponering över 30 µg / m³. För vart och ett av de fyra intervallen 0–10, 10–20, 20–30 samt >30 µg/m³, rapporterades RR's 0,95, 1,22 och 1,18 (med konfidensintervallet 0,88–1,32). I den andra modellen inkluderades NO_x-nivåer som kontinuerlig variabel (per 10 µg/m³). Modell 2, som tjänar som underlag för utredningen utförd av Orru och Forsberg (2016), gav en RR på 1,08 (95% CI 1,06–1,11), för totala mortalitet i den studerade kohorten.

Övriga studier: metoder

I den vetenskapliga litteraturen återfinns flertalet olika studier med fokus på såväl korttidseffekter som långtidseffekter på människors hälsa som resultat av exponering för kväveoxider. I de flesta av dessa studier kan en tydlig koppling mellan exponeringen för NO_x och olika hälsoutfall identifieras. Utan vidare filtrering ger till exempel en sökning på Web of Science med sökorden "mortality NO₂" drygt 1100 träffar. Även om samtliga dessa sökresultat inte är helt relevanta för frågeställningen i denna rapport, visar det på att en mycket forskning läggs ner på området. I huvudsak berör forskningen två huvudområden; dels långtidsstudier, t.ex. (Beelen et al., 2014; Cesaroni et al., 2013; Filleul et al., 2005; Nafstad et al., 2003; Stockfelt et al., 2017; Stockfelt et al., 2015 m.fl.) och dels korttidsstudier (timmar till dygn) (Costa et al., 2017; Madsen et al., 2012; Samoli et al., 2006; Weinmayr et al., 2010 m.fl.), men eftersom studien endast berör effekter av långtidsexponering kommer följande diskussion endast omfatta resultat relaterade till studier som rör långtidsexponering.

Vid miljömedicinska studier används kohorter för att studera hälsoutfallet. Dessa kan vara av varierande sammansättning, kön, nationalitet m.m. beroende på studiens syfte och fokus. Kohorten följs under en längre tid, och genom att undersöka hur subgrupper inom populationen har exponerats för exempelvis olika typer av luftföroreningar kan vissa slutsatser eventuellt dras beträffande olika hälsoutfall och deras relation i förhållande till exponering. I så gott som samtliga fall genomförs dessutom korrigering för andra faktorer som kan påverka resultatet i endera riktningen, t.ex. underliggande sjukdomar, rökning, dryckesvanor, matvanor, motion mm.

Givetvis är det viktigt för studiens utfall att det görs en så korrekt bedömning av exponeringen inom individer inom kohorten. Ett självklart sätt att göra detta är genom observationer. Problemet med observationer är dock att de sällan kan genomföras i sådan omfattning att de ger en rättvisande bild av hela kohortens exponering över tid, särskilt som variabiliteten tidsmässigt och rumsligt är mycket hög vad gäller NO_x och andra trafikrelaterade luftföroreningar. Således används numeriska metoder och olika typer av statistiska modeller för att skapa koncentrationsfält som ger ett underlag för exponeringsbedömningen. Dessa metoder inkluderar bland annat dispersionsmodellering, spatial interpolering av mätdata, s.k. "proximity models" och "Land Use Regression Models (LUR)". En omfattande genomgång av olika approacher för exponeringsberäkningar återfinns i Jerrett et al. (2005). Nedan följer en kort beskrivning av de två vanligaste tillvägagångssätten:

Dispersionsmodeller är verktyg som används för att beskriva koncentrationsfält för olika föroreningar med hjälp av olika numeriska metoder, och kan variera från ganska enkla modelluppställningar till mer komplexa modeller. Typiskt är de beroende av input i form av meteorologiska fält, emissionsfaktorer, och åtskilliga andra parametrar som beskriver hur en luftförorening emitteras, transporteras och deponeras på olika skalor i tid och rum. Dispersionsmodellerna kalibreras oftast mot observationsdata då den finns tillgänglig, vilket kan ge ett kvitto på hur väl modellen klarar att beskriva föroreningens spridning och koncentration. Dispersionsmodellen blir dock aldrig bättre än de data den matas med och de parameteriseringar som ligger till grund för skeendena i atmosfären. Dagens etablerade

dispersionsmodeller håller dock i regel god kvalitet, vilket verifierats utifrån jämförelser med mätdata.

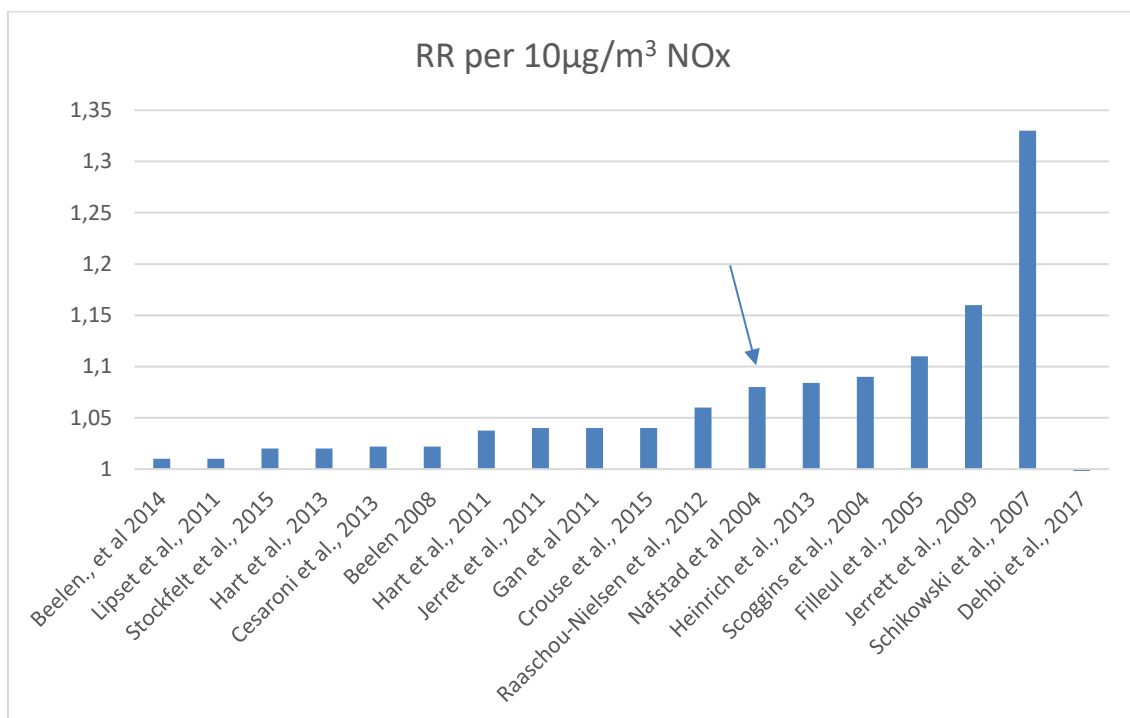
Den andra huvudtypen av metod för att beskriva koncentrationsfält och exponering är "Land Use Regression"-modellen (t.ex. Ryan and LeMasters, 2007). Som namnet antyder använder denna modelleringsmetod markanvändningskaraktäristik tillsammans med mätserier av den studerade föroreningen för att beskriva koncentrationsfälten. Observationerna utgör den beroende variabeln och t.ex. trafikintensitet, topografi, vegetation, bebyggelse och andra miljöfaktorer utgör den oberoende variabeln. Genom regression kan exponeringen beräknas. LUR är, trots sin enkelhet, generellt accepterade verktyg för exponeringsberäkningar, och är det primära verktyget i flera studier, t.ex. (Hoek et al., 2008; Ryan and LeMasters, 2007;). I en review skriver Hoek et al. (2008) bland annat att LUR modeller *"have generally been applied successfully to model annual mean concentrations of NO₂, NO_x, PM_{2.5}, the soot content of PM_{2.5} and VOC:s in different settings, including European and North-American cities. The performance of the method in urban areas is typically better or equivalent to geo-statistical methods, such as kringing, and dispersion models."*

Övriga studier: Resultat

Såsom tidigare nämnts, finns det i litteraturen åtskilliga studier som behandlar sambanden mellan olika hälsoeffekter och kväveoxider. Att inom ramen för detta projekt gå igenom dem alla är en omöjlighet, varför följande presentations strikt begränsar sig till samband mellan kväveoxider (NO_x eller NO₂) och mortalitet. Att bedöma kvaliteten hos de Risk Ratios (RR's) som presenteras är en subjektiv fråga, och utifrån bästa förmåga presenteras nedan ett urval av studier som jag funnit intressanta för frågeställningen; dvs vilken variation av RR's för exponering av kväveoxider presenteras i olika undersökningar och hur står sig dessa undersökningar kvantitativt i förhållande till Nafstad et al., 2004 med avseende på RR?

Olika studier använder olika typer av mått på exponering. Somliga rapporterar riskökning över fasta exponeringsintervall uttryckt som t.ex. 10µg/m³, andra som interkvartil, eller "Inter quartile range, IQR", vilka varierar från studie till studie. Somliga studier uttrycker exponeringen i ppb, andra i µg/m³. Dessutom skiljer det sig mellan olika studier vilken föreningen som studeras; antingen NO_x eller NO₂. Som ett första steg har därför alla exponeringsmått normaliserats till att svara mot RR per 10µg/m³, dvs samma mått som i Nafstad et al., 2004. Först och främst har NO₂ i förekommande fall räknats om från ppb till µg/m³. Detta svarar mot en faktor 1.88. Vidare har koncentrationer uttryckta i form av NO₂ (de flesta studier) räknats om till NO_x, som NO₂/NO_x=0.75, dvs NO_x=NO₂/0.75 (Faustini et al., 2014). Slutligen har samtliga värden räknats om till RR per 10µg/m³. Alla rapporterade värden, om inte annat anges, avser "all-cause natural mortality". Data för mortalitet specifik för CVD och respiratoriska sjukdomar återfinns i de flesta presenterade studier.

Resultaten presenteras i Figur 1 och Tabell 1.



Figur 1: RR uttryck som "all-cause natural mortality" per 10 μ g/m³ NO_x. Nafstad et al markerad med pil för jämförelse.

Study	Cohort size	Age at beginning	Location	Model	Pollutant	mean concentration	HR (orig. Poll.) 10ug/m3	95%CI	HR 10ug/m3 NOx	95%CI
Jerret et al., 2011(1)	76343	>30	US	LUR/IDW/BME	NO2	23.1	1.04-1.06	na	1.04	na
Cesaroni et al., 2013 (7)	>1200000	>30 Years	Rome, Italy	LUR	NO2	43.6	1.03	1.02-1.03	1.022	1.015-1.023
Schikowski et al., 2007(4)	4750	55	Germany	Five year average	NO2	39	1.45	1.15-1.87	1.33	1.11-1.65
Beelen, et al 2014	22 cohorts	>40 years	Europé	LUR	NOx	8.7-107.3	1.01	1.00-1.02	1.01	1.00-1.02
Beelen 2008	120885	55-69 Years	Netherlands	DWI interpolation of measuments	NO2		1.03	1.0-1.05	1.022	1.008-1.038
Stockfelt et al., 2015 (5)	7494(a)	~50 years	Gothenburg, Sweden	Dispersion models	NOx	38(1973)-17(2007)	1.02	1.01-1.04	1.02	1.01-1.04
Nafstad et al 2004 (5)	16209(a)	40-49 years	Oslo, Norway	Dispersion models	NOx	11.5-21.7	1.08	1.06-1.10	1.08	1.06-1.10
Hart et al., 2013	121700	30-55 years	US (several states)	Spatial smoothing of monitoring data	NO2	28.6	1.03	1.00-1.06	1.02	1.0-1.045
Dehbi et al., 2017(1)	5362	60-64 years	UK	LUR	No2	8-16.0	non significant association		na	na
Lipset et al., 2011(6)	>100000	>30 years	California, US	DWI from monitoring data	NOx	179	1.01	0.99-1.03	1.01	0.99-1.03)
Raaschou-Nielsen et al., 2012	52061	50-64	Denmark; Copenhagen and Aarhus	Dispersion models	NO2	11-60	1.08	1.1-1.14	1.06	1.08-1.11
Gan et al 2011	425735	45-85	Canada, Vancouver metrop.	LUR	NO2	15.3-57.7	1.05	1.01-1.09	1.04	1.01-1.07
Crouse 2015	735600	>25 years at beginning of study	10 largest canadian cities	LUR/betw. city contrasts	NO2	10-36	1.05	1.04-1.07	1.04	1.03-1.05
Scoggins et al., 2004	?	?	Auckland	Urban airshed model	NO2	0-25	1.13	1.11-1.15	1.09	1.08-1.11
Hart et al., 2011(3)	53814	>42	US (trucking industry)	Spatial smoothing/GIS-covariates Means of measurements 1974-1976	NO2	26.7	1.05	1.027-1.073	1.04	1.02-1.055
Filleul et al., 2005(3)	14284	25-59 years	France, seven towns	measurements 1974-1976	NO2	12-61	1.14	1.03-1.25	1.11	1.02-1.19
Heinrich et al., 2013(4)	4752	55	Germany	One year average	NO2	39	1.11	1.04-1.19	1.084	1.03-1.14
Jerrett et al., 2009(2)	2360	60 years	Ontario, Canada	LUR	NO2	47	1.21	1.01-1.41	1.19	1.01-1.31

Tabell 1: Tabell över nyckelparametrar från 18 olika studier beträffande RR för "all cause mortality" per 10ug/m3 Nox där ej annat anges. DWI=Distance Weighted Interpolation, LUR=Land Use Regression. All NO₂ omräknad till Nox. 1.) Resultat redovisat som medelvärde för flera kohorter, endast CVD mortalitet studerad 3.) Endast män från "trucker-industry US"; 3.) Endast Kvinnor, närhet till trafik, endast CVD-mortalitet, 5.) Endast män, 6.) Endast Kvinnor. 7.) Korrigering för rökning endast gjord på ett subset.

I den nedre delen av skalan återfinns bland annat Dehbi et al., 2017 och Beelen et al., 2014.

Medan Dehbi et al, som endast studerade kardiovaskulär mortalitet, visade på icke signifikant samband mellan NO_x och mortalitet, fann Beelen et al. (2014) efter korrigering för övriga orsaksfaktorer en RR på 1.01 (95% CI 1.00-1.02) per 10 µg/m³ NO_x, ursprungligen presenterat som RR per 10µg/m³ NO₂. Denna studie var en del av den s.k. ESCAPE studien, ett EU-projekt som genomförde analys av 22 olika europeiska kohorter, vilka totalt omfattade runt 370 000 deltagare. Det här presenterade resultatet är den polade risk-ration (RR) från samtliga av dessa kohorter.

Exponeringsberäkningar genomfördes med s.k. Land Use Regression modeller (LUR). En annan nyligen publicerad studie är Stockfelt et al. (2015). Denna studie genomfördes i Göteborg och omfattade 7494 män, i medelåldern vid studiens början 1970–73.

Exponeringen beräknades med dispersionsmodellering. I studien presenterades resultatet som RR 1.03 (95% CI 1.01-1.05) per 10 µg/m³ NO_x för exponering under det senaste året före utfall, och 1.02 (95% CI 1.01-1.04) per 10 µg/m³ per 10 µg/m³ NO_x för exponering under den senaste 5årsperioden före utfall. Effekten var linjär, och studien visade på att det fanns samband mellan dödlighet och NO_x även vid låga koncentrationer. I Tabell 1 återfinns dessa värden omräknade till RR som mortalitet per 10 µg/m³ per 10 µg/m³ NO_x.

Cesaroni et al., 2013 presenterade en omfattande studie rörande sambandet mellan exponering för NO₂ och dödlighet i Rom, Italien. Kohorten utgjordes av över en miljon individer, och RR för dödlighet (all-cause) beräknades till 1.03(95% CI 1.02-1.03) per 10 µg/m³ NO₂. Omräknat till motsvarande RR för NO_x 1.02(95% CI 1.02-1.03) per 10 µg/m³ NO_x. Studien beräknade exponering med en Land Use Regression modell. Viss kritik har riktats mot denna studie då den inte på ett nöjaktigt sätt korrigerade hälsoutfallet för rökning inom kohorten. Visserligen gjordes en justering för rökvanor utifrån en mindre del av populationen, men detta är något som likväl kan påverka resultatet. Det stora antalet deltagare i kohorten får dock anses som en styrka i studien.

I den andra delen av spektrat av RR som återfinns i litteraturen finner man Jerret et al (2009). I denna studie följdes en kohort på ca 2300 män i Toronto, Canada. Exponeringen beräknades med en Land Use Regression-modell, och Jerret och medarbetare fann en RR på 1,21 (95% CI 1.01-1.41) per 10 µg/m³ NO₂. I studien redovisas detta samband som RR per IQR NO₂, denna studie motsvarande 4ppb med tillhörande RR 17% för "all-cause mortality". Omräknat för motsvarande NO_x-exponering gav detta en RR på 1.19 (95%CI 1.01-1.031) per 10 ug/m3. Det skall nämnas att det inom denna kohort fanns ett stort antal kroniskt sjuka individer, vilket givetvis kan påverka utfallet, och därmed göra resultatet mindre tillämpligt på den allmänna befolkningen, något som även tydligt klargörs av författarna.

Även en studie publicerad av Filleul et al., 2005 visade på en hög RR för NO₂ exponering. I denna studie följdes en kohort om ca 14 000 individer i 7 franska städer under 25 år. Slutresultatet från studien blev en RR på 1.14(95%CI 1.03-1.25) per 10 µg/m³ NO₂. Studien presenterade även resultat för NO, och visade då på en RR för "all-cause mortality" på 1.11 (95%CI 1.05-1.17). Omräknat till RR per 10 µg/m³ NO_x gav 1.11 (95%CI 1.02-1.19). Sedvanliga metoder för att korrigera för andra orsakssamband som rökning, utbildning mm tillämpades i studien. Exponeringen beräknades utifrån representativa mätningar under åren 1974–1976. Det skall nämnas att 6 mätplatser exkluderas från studien då mätningarna bedömdes ha för stort lokalt inflytande (de låg

för nära en trafikerad väg). Om samtliga områden inkluderades fann man inga signifikanta samband mellan ökad dödlighet och vare sig NO eller NO₂.

Review studies

Förutom de sammanställningar som gjorts av WHO (2013) och EPA (2016), finns det två tämligen nygjorda studier som presenterar sammanställningar av sambandet mellan exponering för kväveoxider och ökad risk för dödlighet. Hoek et al. publicerade 2013 en sammanställning av RR's från 15 olika kohortstudier rörande sambandet mellan exponering för kväveoxider och "all-cause mortality". Den sammanslagna, s.k. polade uppskattningen, gav en RR 1.05(95%CI 1.03-1.08) per 10µg/m³ NO_x. I denna studie användes resultat från studier som använde flera olika exponeringsmodeller, däribland LUR, dispersionsmodellering, observationsdata m.fl. Resultatet bygger på undersökningar i Norge, Kina, USA, Tyskland, Frankrike, Canada och Italien. Kohorternas medieexponering varierade mellan 11–67 µg/m³ NO_x, och det kunde inte observeras någon systematisk skillnad mellan medelkoncentration och RR i de olika studierna.

En annan omfattande review genomfördes av Faustini et al. (2014). Denna studie bygger även den på så kallade polade ("polad") resultat från 23 olika studier rörande sambandet mellan kväveoxider och ökad dödlighet. RR beräknades utifrån dessa 23 studier till 1.04 (95%CI 1.02-1.06) per 10µg/m³ NO₂. Sammanställningen bygger på kohortstudier genomförda i Asien, Europa och Amerika. Intressant nog fanns det en skillnad mellan de europeiska studierna jämfört med de som utförts i Asien och Amerika.

De asiatiska studierna resulterade i en RR på 1.02, de amerikanska 1.027 och de Europeiska 1.066 (95%CI 1.029-1.104) per 10µg/m³ NO₂. Det skall nämnas att en av de studier som låg till grund för det europeiska värdet på RR bygger på en kohort där personer som överlevt stroke följs, Maheswaran et al., 2010), och att denna studie visade på en RR på 1.28 (95%CI 1.11-1.48) per 10µg/m³ NO₂. Författarna konstaterar samtidigt att riskökningen för dödlighet kopplad till NO_x-exponering är av samma storleksordning som riskökningen som uppstår från PM_{2.5}-exponering.

För ytterligare underlag hänvisas läsaren dels till WHO, Review of evidence on health aspects of air pollution – REVIHAAP, 2013 (<http://www.euro.who.int/en/health-topics/environment-and-health/air-quality/publications/2013/review-of-evidence-on-health-aspects-of-air-pollution-revihaap-project-final-technical-report>) samt EPA, Integrated Science Assessment for Oxides of Nitrogen –Health Criteria, 2016 (<https://www.epa.gov/isa/integrated-science-assessment-isa-nitrogen-dioxide-health-criteria>).

Slutsats

Som synes finns det en stor variation i beräknade Risk Ratios för exponering för kväveoxider, och det tycks inte finnas någon systematisk skillnad i uppskattade RR's beroende på vilken typ av exponeringsmodell som tillämpats. Då grundtanken är att NO_x är en indikator på motortrafikemissioner, och att det inte finns tillräckliga belegg för att tillskriva NO_x direkt kausalitet till ökad dödlighet gör att många andra faktorer spelar

in, och som inte kan tas hänsyn till, i de olika studierna. Lokala och regionala faktorer kan mycket väl påverka utslaget från i de olika studierna; exempelvis kan diskuteras rollen fotokemi och temperatur, vilka skiljer sig drastiskt mellan städer som t.ex. Rom (Cesaroni et al., 2013) och Toronto, Canada (Jerrett et al., 2009). Det skall tilläggas att det inte finns några större studier gällande NO_x i tunnelmiljö som ger tillräckligt underlag för epidemiologiska slutsatser. Det förefaller därför vanskligt att lämna någon slags rekommendation till ett typiskt RR tillämpligt på just tunnelmiljöer. Den RR som ligger till grund för riskbedömningen som utfördes av Orru och Forsberg, 2016 ligger väl inom det spann av rapporterade RR som återfinns i litteraturen, möjligen något förskjutet mot de högre RR's som rapporterats. Den sammanställda bedömningen att detta värde är tillämpligt i brist på bättre kunskap, men att det även finns vetenskapligt stöd för att välja ett något högre, eller lägre värde på risk-ration, särskilt då med stöd i de sammanställningar som gjorts av Hoek et al. (2013) och Faustini et al. (2014), dvs i storleksordningen kring 1.05.

Referenser

- Beelen, R. *et al.*, Effects of long-term exposure to air pollution on natural-cause mortality: an analysis of 22 European cohorts within the multicentre ESCAPE project, *Lancet* **383**(2014), pp. 785-795.
- Carey, I.M. *et al.*, Mortality Associations with Long-Term Exposure to Outdoor Air Pollution in a National English Cohort, *American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine* **187**(2013), pp. 1226-1233.
- Cesaroni, G. *et al.*, Long-Term Exposure to Urban Air Pollution and Mortality in a Cohort of More than a Million Adults in Rome, *Environmental Health Perspectives* **121**(2013), pp. 324-331.
- Costa, A.F., Hoek, G., Brunekreef, B., de Leon, A., Effects of NO₂ exposure on daily mortality in Sao Paulo, Brazil, *Environmental Research* **159**(2017), pp. 539-544.
- Dehbi, H.M. *et al.*, Air pollution and cardiovascular mortality with over 25 years follow-up: A combined analysis of two British cohorts, *Environment International* **99**(2017), pp. 275-281.
- Dockery, D.W., Pope, C.A., ACUTE RESPIRATORY EFFECTS OF PARTICULATE AIR-POLLUTION, *Annual Review of Public Health* **15**(1994), pp. 107-132.
- Faustini, A., Rapp, R., Forastiere, F., Nitrogen dioxide and mortality: review and meta-analysis of long-term studies, *European Respiratory Journal* **44**(2014), pp. 744-753.
- Filleul, L. *et al.*, Twenty five year mortality and air pollution: results from the French PAARC survey, *Occupational and Environmental Medicine* **62**(2005), pp. 453-460.
- Gehring, U. *et al.*, Long-term exposure to ambient air pollution and cardiopulmonary mortality in women, *Epidemiology* **17**(2006), pp. 545-551.
- Hart, J.E. *et al.*, Long-Term Ambient Multipollutant Exposures and Mortality, *American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine* **183**(2011), pp. 73-78.
- Heinrich, J. *et al.*, Long-term exposure to NO₂ and PM₁₀ and all-cause and cause-specific mortality in a prospective cohort of women, *Occupational and Environmental Medicine* **70**(2013), pp. 179-186.
- Hoek, G. *et al.*, A review of land-use regression models to assess spatial variation of outdoor air pollution, *Atmospheric Environment* **42**(2008), pp. 7561-7578.
- Hoek, G., Brunekreef, B., Goldbohm, S., Fischer, P., van den Brandt, P.A., Association between mortality and indicators of traffic-related air pollution in the Netherlands: a cohort study, *Lancet* **360**(2002), pp. 1203-1209.
- Jerrett, M. *et al.*, A review and evaluation of intraurban air pollution exposure models, *Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology* **15**(2005), pp. 185-204.
- Jerrett, M. *et al.*, A Cohort Study of Traffic-Related Air Pollution and Mortality in Toronto, Ontario, Canada, *Environmental Health Perspectives* **117**(2009), pp. 772-777.
- Lipfert, F.W., Baty, J.D., Miller, J.P., Wyzga, R.E., PM_{2.5} constituents and related air quality variables as predictors of survival in a cohort of U. S. military veterans, *Inhalation Toxicology* **18**(2006), pp. 645-657.
- Lipfert, F.W. *et al.*, The Washington University-EPRI veterans' cohort mortality study: Preliminary results, *Inhalation Toxicology* **12**(2000), pp. 41-73.
- Madsen, C. *et al.*, The short-term effect of 24-h average and peak air pollution on mortality in Oslo, Norway, *European Journal of Epidemiology* **27**(2012), pp. 717-727.
- Maheswaran, R. *et al.*, Impact of Outdoor Air Pollution on Survival After Stroke Population-Based Cohort Study, *Stroke* **41**(2010), pp. 869-877.

- Nafstad, P. *et al.*, Lung cancer and air pollution: a 27 year follow up of 16 209 Norwegian men, *Thorax* **58**(2003), pp. 1071-1076.
- Nafstad, P. *et al.*, Urban air pollution and mortality in a cohort of Norwegian men, *Environmental Health Perspectives* **112**(2004), pp. 610-615.
- Pope, C.A., Bates, D.V., Raizenne, M.E., HEALTH-EFFECTS OF PARTICULATE AIR-POLLUTION - TIME FOR REASSESSMENT, *Environmental Health Perspectives* **103**(1995), pp. 472-480.
- Pope, C.A., Schwartz, J., Ransom, M.R., DAILY MORTALITY AND PM(10) POLLUTION IN UTAH VALLEY, *Archives of Environmental Health* **47**(1992), pp. 211-217.
- Ryan, P.H., LeMasters, G.K., A review of land-use regression for characterizing intraurban air models pollution exposure, *Inhalation Toxicology* **19**(2007), pp. 127-133.
- Samoli, E. *et al.*, Short-term effects of nitrogen dioxide on mortality: an analysis within the APHEA project, *European Respiratory Journal* **27**(2006), pp. 1129-1137.
- Scoggins, A., Kjellstrom, T., Fisher, G., Connor, J., Gimson, N., Spatial analysis of annual air pollution exposure and mortality, *Science of the Total Environment* **321**(2004), pp. 71-85.
- Stockfelt, L. *et al.*, Long-term effects of total and source-specific particulate air pollution on incident cardiovascular disease in Gothenburg, Sweden, *Environmental Research* **158**(2017), pp. 61-71.
- Stockfelt, L. *et al.*, Long term effects of residential NOx exposure on total and cause-specific mortality and incidence of myocardial infarction in a Swedish cohort, *Environmental Research* **142**(2015), pp. 197-206.
- Weinmayr, G., Romeo, E., De Sario, M., Weiland, S.K., Forastiere, F., Short-Term Effects of PM10 and NO2 on Respiratory Health among Children with Asthma or Asthma-like Symptoms: A Systematic Review and Meta-Analysis, *Environmental Health Perspectives* **118**(2010), pp. 449-457.

BILAGA B - PM EMISSIONSTRENDER

UPPDRAG Luftkvalitet Förbifarten TrV	UPPDRAGSLEDARE Martin Bjarke	DATUM 2019-11-25
UPPDRAGSNUMMER 13000732	UPPRÄTTAD AV Erik Nordin	

Litteraturstudie

Bakgrund

Ett samband mellan mortalitet och NO_x-exponering som tagits fram i en studie av Nafstad et al., (2004) har använts för att beräkna kostnaden för mortalitet på grund av exponering av luftföroreningar i tunnelluft för Förbifart Stockholm-projektet. I Nafstad et al., (2004) har inte förhållandet mellan NO_x och andra luftföroreningar (framfört luftburna partiklar (PM)) studerats, så i det fallet är det rimligare att se NO_x-exponering som en proxy för luftföroreningar. I Nafstad et al., (2004) undersöktes mortaliteten hos norska män under 70- till 90-talet, till följd av luftföroreningar.

Syftet med föreliggande litteraturstudie är att utreda om förhållandet mellan NO_x och andra föroreningar kan antas vara annorlunda i den luft som tunneltrafikanter i Förbifart Stockholm andas, jämfört med exponeringen som studeras i Nafstad et al., (2004).

Emissionslagstiftning

Förhållandet mellan luftburna partiklar (PM) och NO_x i omgivningsluften förändras i takt med fordon som omfattas av ny emissionslagstiftning (Euro-standarder) blir vanligare i trafiken. Euro-standarderna infördes första gången för PM 1992 (Euro1) och sedan införandet har kraven på utsläppen av partikelmassa hos personbilar skärps med en faktor 30 år 2015 (Euro6), dessutom har en antalsbegränsning införts. För att klara de strängare kraven är nya dieslbilar idag utrustade med ett partikelfilter. Utsläppen av NO_x begränsades första gången i bilmodeller som lanserades 2001 (Euro3), vid införandet av Euro6 hade de tillåtna NO_x-utsläppen sänkts med en faktor 6. Utsläppstrenderna har en viss eftersläpning gentemot implementerandet av Euro-standarderna eftersom det dröjer ett antal år innan fordonsflottan byts ut. Införandet av katalysator på 80-talet har också kraftigt minskat utsläppen av kolmonoxid och bensen.

Luft i kupén

Mätningar av sot och NO_x-koncentrationen inuti respektive utanför fordonet på tio personbilar har gjorts av SLB-analys åt Förbifart Stockholm-projektet. Resultatet varierar mellan bilmodeller, men generellt så är halten av sot betydligt lägre inuti bilen än utanför medan halten av NO_x endast är marginellt mindre i kupén jämfört med utomhusluften.

Detta gör att det är rimligt att anta att NO_x kommer att ha den största påverkan på trafikanterna och PM kommer att ha en mindre påverkan.

Emissionstrender i Europa

I en artikel publicerad 2017 i tidskriften Nature har Harrison & Beddows studerat långtidsmätningar av NO₂ och PM₁₀ i Storbritannien och Frankrike under tidsperioden 1995–2015. Resultatet av studien visar att NO₂-halten förändras endast marginellt under den studerade perioden. PM-halten sjunker påtagligt från 2010 och framåt. Även antalskoncentrationen av partiklar samt halten elementärt kol (sot) visar på samma trend, vilket tyder på att införandet av partikelfilter på dieseldrivna fordon på grund av lagstiftningskrav har stor effekt på partikelhalten i utomhusluften. Trenden kan antas fortsätta tills samtliga fordon i fordonsflottan är utrustade med partikelfilter. Därför är det rimligt att anta avgaspartiklar från trafiken framöver kommer att ha en mycket marginell påverkan på den total PM-halten i städer.

Europeiska miljöbyrån publicerar varje år en statusrapport över luftkvaliteten inom EU, i den senaste versionen (EEA 2019) publicerades luftföroreningsdata för 2017 samt analys av möjligheterna att uppfylla de krav som finns på luftkvaliteten. En sammanställning av luftkvaliteten för samtliga länder visar att både NO_x och PM har minskande trender men att PM minskar mer än NO_x.

Emissionstrender i Sverige

I en studie av Olstrup et al. (2018), har sammanställt mätningar av bland annat NO_x och PM₁₀ i Stockholm Göteborg och Malmö samt gjort trendanalys på materialet. Resultatet visar att NO_x minskar i samtliga städer, källan till NO_x är trafiken och minskningen beror förmodligen på nyare och renare fordonsflotta. Andra källor än trafik, har endast en mindre påverkan på NO_x-koncentrationen.

För PM₁₀ varierar resultatet, i Stockholm är trenden minskande, i Göteborg stiger trenden något och i Malmö är trenden oförändrad, endast för Stockholm är trenden signifikant. PM₁₀ i stadsmiljö består av avgas- och slitagepartiklar från trafiken, partiklar från andra lokala källor t ex biomassförbränning samt partiklar som emitterats i andra länder och transporterats till staden. I en studie från 2007 kommer Johansson et al., fram till att partiklar från avgaserna står för mindre än 10 % av den totala massan av PM₁₀ i Stockholm. Slitagepartiklar alstrade av framförallt dubbdäcksanvändning står för en betydligt större andel av PM.

Att partikelhalterna i Sverige inte minskar på samma sätt som i övriga Europa beror förmodligen på den stora användningen av dubbdäck i Sverige vintertid. Inuti en längre vägtunnel kommer partikelkoncentrationen inte att innehålla bidrag från t ex. biomassförbränning eller andra icke-trafikrelaterade källor. Därför kommer ration mellan NO_x och PM förmodligen vara högre i tunnelluften.

Nyare epidemiologiska studier

Henschel & Chan (2013), har för WHO:s räkning (HRAPIE-projektet) sammanställt information från ett stort antal epidemiologiska studier om hälsoeffekter från exponering för luftföroreningar. En av slutsatserna i projektet är att den relativa risken för mortalitet på grund av NO_x-exponering kan överskattas på grund av att det är svårt att isolera exponeringen av NO_x eftersom NO_x nästan alltid förekommer tillsammans med andra luftföroreningar.

Epidemiologiska studier där man gjort en ansats att skilja på effekterna av NO_x-respektive partikelexponering är t ex. Ceasaroni et al., 2013 visar på lägre relativa riskmått på 1,03 för NO₂ och 1,04 för PM_{2,5} och Fischer et al., (2015) där relativ risk för NO₂ är 1,03 och PM₁₀ 1,08. Detta är betydligt lägre relativ risk för NO_x än t ex. Nafstad et al., (2004) där relativa risken för NO_x var 1,08. Det måste dock nämnas att Nafstad et al., studerar NO_x (NO + NO₂)-exponering medan de andra studierna studerar NO₂-exponering.

Diskussion och slutsats

I Europa minskar PM-halterna mer än NO_x-halterna främst på grund av Införandet av partikelfilter. En möjlig förklaring till att NO_x-halterna minskar i mindre utsträckning trots att NO_x också regleras, är att biltillverkare fuskat vid rapportering av NO_x-utsläpp för nya fordon för att klara utsläppskraven, något som uppdagades 2015 för Volkswagen. Detta är en teori som också stöds av von Schneidmesser et al., (2017) som menar att uppmätta halter av NO_x i städer borde vara lägre än vad de är, om dieseldrivna fordon skulle ha de emissioner som Eurostandarderna kräver.

Det kommer dock förmodligen dröja flera år innan man i epidemiologiska studier kan fånga det ändrade förhållandet mellan NO_x och PM som Harrison & Beddows rapporterar i sin studie. Detta eftersom epidemiologiska studier undersöker utfall för exponering retrospektivt.

Det är dock rimligt att anta att förhållandet mellan NO_x och andra föroreningar (framförallt PM) skulle kunna vara annorlunda i fordonskupéer i vägtunnlar jämfört med förhållandena som studerats i Nafstad et al., detta eftersom:

- NO_x/PM förhållandet har förändras över tid på grund av av tex fordonsutveckling.
- Halter av t ex. bensen och kolmonoxid är kraftigt reducerade i fordonsemissioner jämfört med delar av perioden som studerades i Nafstad et al., (2004) tack vare införandet av katalysatorer.
- Kupéfilter reducerar i större uträkning PM-halten jämfört med NO_x-halten.
- NO_x-halten som uppmäts i stadsluft kommer till största del från avgaser från lokal trafik medan komponenterna i PM-halten har fler ursprung.

Referenser

- Cesaroni, G., Badaloni, C., Gariazzo, C., Stafoggia, M., Sozzi, R., Davoli, M., & Forastiere, F. (2013). Long-term exposure to urban air pollution and mortality in a cohort of more than a million adults in Rome. *Environmental health perspectives*, 121(3), 324-331.
- EEA (2019). Air quality in Europe – 2019 report. ISSN 1977-8449
- Fischer, P. H., Marra, M., Ameling, C. B., Hoek, G., Beelen, R., de Hoogh, K., ... & Houthuijs, D. (2015). Air pollution and mortality in seven million adults: the Dutch Environmental Longitudinal Study (DUELS). *Environmental health perspectives*, 123(7), 697-704.
- Harrison, R. M., & Beddows, D. C. (2017). Efficacy of recent emissions controls on road vehicles in Europe and implications for public health. *Scientific reports*, 7(1), 1152.
- Henschel, S., & Chan, G. (2013). Health risks of air pollution in Europe—HRAPIE project. Copenhagen, Denmark: World Health Organization.
- Johansson, C., Norman, M., & Gidhagen, L. (2007). Spatial & temporal variations of PM10 and particle number concentrations in urban air. *Environmental Monitoring and assessment*, 127(1-3), 477-487.
- Nafstad, P., Håheim, L. L., Wisløff, T., Gram, F., Oftedal, B., Holme, I., ... & Leren, P. (2004). Urban air pollution and mortality in a cohort of Norwegian men. *Environmental health perspectives*, 112(5), 610-615.
- Olstrup, H., Forsberg, B., Orru, H., Spanne, M., Nguyen, H., Molnár, P., & Johansson, C. (2018). Trends in air pollutants and health impacts in three Swedish cities over the past three decades. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 18(21), 15705-15723.
- Von Schneidmesser, E., Kuik, F., Mar, K. A., & Butler, T. (2017). Potential reductions in ambient NO2 concentrations from meeting diesel vehicle emissions standards. *Environmental Research Letters*, 12(11), 114025.



TRAFIKVERKET

Trafikverket, Sundbyberg. Besöksadress: Löfströms allé 6A.
Telefon: 0771-921 921, Texttelefon: 020-600 650

www.trafikverket.se