



# Luftföroreningarnas externa kostnader

Förslag på beräkningsmetod för trafiken utifrån granskning av  
ExternE-beräkningar för Stockholm och Sverige

Lena Nerhagen  
Bertil Forsberg  
Christer Johansson  
Boel Lövenheim



<b>Utgivare:</b>    581 95 Linköping	<b>Publikation:</b> <b>VTI rapport 517</b>	
	<b>Utgivningsår:</b> 2005	<b>Projektnummer:</b> 92100
	<b>Projektnamn:</b> Värdering av luftföroreningar, jämförelse mellan beräkningar för Stockholm och förslag på metod	
<b>Författare:</b> Lena Nerhagen (VTI) Bertil Forsberg (Umeå universitet) Christer Johansson (Slb Analys) Boel Lövenheim (Slb Analys)	<b>Uppdragsgivare:</b> Vägverket och SIKA	
<b>Titel:</b> Externa kostnader av luftföroreningar från trafiken. Förslag på beräkningsmetod utifrån granskning av ExternE-beräkningar för Stockholm och Sverige		
<b>Referat (bakgrund, syfte, metod, resultat) max 200 ord:</b>  <p>År 2002 gjordes en beräkning av den svenska transportsektorns externa kostnader för luftföroreningar med den metodik som utvecklats i de EU-finansierade ExternE-projekten. En jämförelse mellan resultaten från denna studie och de kostnader som används av ASEK (Arbetsgruppen för SamhällsEkonomiska Kalkyler) påvisade stora skillnader, framförallt när det gäller partikelutsläpp i tätort. Huvudsyftet med detta projekt har varit att utifrån en granskning av kostnadsberäkningarna för Stockholm i den svenska ExternE-studien dra slutsatser och föreslå en metod som kan användas i samhällsekonomiska analyser och marginalkostnadsberäkningar för trafikens lokala påverkan. Dessutom ingick i projektet att ge en översikt över hur kostnader kan beräknas för emissioner från trafiken som har en regional spridning. Resultaten från projektet redovisas i två delar. I Del 1 presenteras nuvarande beräkningsmetoder i ExternE och ASEK samt vårt förslag till metod för kostnadsberäkning för den påverkan trafiken har lokalt. Vårt förslag är att dessa beräkningar ska baseras på tre fristående komponenter; exponeringsberäkningen, effektsambanden och värderingen, och att produkten av dessa ger den slutliga kostnaden. Dessutom diskuteras i detta avsnitt de tillvägagångssätt som nu används för att beräkna kostnaderna för föroreningar med regionala påverkan. I Del 2 presenteras mer utförligt den granskning vi genomfört vilken ligger till grund för det förslag vi presenterar.</p>		
<b>ISSN:</b>  0347-6030	<b>Språk:</b>  Svenska	<b>Antal sidor:</b>  80 + 2 bilagor

<b>Publisher:</b>    SE-581 95 Linköping Sweden		<b>Publication:</b> <b>VTI rapport 517</b>	
		<b>Published:</b> 2005	<b>Project code:</b> 92100
		<b>Project:</b> External Cost of Traffic Air Pollution, an examination of ExternE calculations for Sweden in 2002	
<b>Author:</b> Lena Nerhagen (VTI) Bertil Forsberg (Umeå university) Christer Johansson (Slb Analys) Boel Lövenheim (Slb Analys)		<b>Sponsor:</b> Swedish Road Administration and Swedish Institute for Transport and Communications Analysis	
<b>Title:</b> The External Costs of Traffic Air Pollution. Proposal of method for cost calculations based on an examination of ExternE-calculations for Stockholm and Sweden.			
<b>Abstract (background, aims, methods, results) max 200 words:</b>  <p>In 2002 the external costs of air pollution from the Swedish transport sector were calculated using the methodology developed within the EU-funded ExternE-projects. A comparison of these estimates with those presently in use in Swedish transport analysis revealed important differences, especially for particulate matter. The main purpose of this project was to examine the calculations for Stockholm in the Swedish ExternE-study and based on the findings from this examination propose a method to be used for the cost calculation for pollutants with local impacts. In addition, the methods used for the cost calculation for pollutants with regional impact should be described. In the report, the results are presented in two parts. In the first part, the method we propose for the cost calculation for pollutants with local impact is presented. We suggest that the calculation is based on three components; exposure estimates, effects estimates and values. The product of these three gives the final cost. In this part of the report we also present the approaches currently used to calculate the cost for pollutants with a regional impact. In part two of the report we present in greater detail the findings from the examination of the calculations for Stockholm in the Swedish ExternE-study.</p>			
<b>ISSN:</b>  0347-6030	<b>Language:</b>  Swedish	<b>No. of pages:</b>  80 + 2 App.	

## Förord

En av grundpelarna inom svensk transportpolitik har länge varit att investeringar prioriteras på basis av samhällsekonomiska kalkyler, medan utnyttjandet prissätts enligt samhällsekonomiska marginalkostnader. Betydande FoU har genomförts för att utveckla de samhällsekonomiska kalkylerna. Däremot har mindre FoU tidigare inriktats mot prissättningsfrågorna. VTI bedriver därför sedan några år olika projekt som syftar till att förbättra kunskapen om trafikens marginalkostnader. Till dessa marginalkostnader hör de s.k. externa kostnader (påverkan på omgivningen) som exempelvis trafikens luftföroreningar medför. Det är hur dessa externa kostnader kan beräknas som behandlas i denna rapport. Arbetet har finansierats av Vägverket och SIKÅ.

Bakgrunden till projektet är att det sedan mitten av 1990-talet har genomförts ett omfattande forskningsarbete inom EU där metoder för att beräkna de externa kostnaderna för luftföroreningar tagits fram. Ofta används samlingsnamnet ExternE för dessa forskningsprojekt. År 2002 gjordes en beräkning av den svenska transportsektorns externa kostnader för luftföroreningar med den metodik som utvecklats i ExternE-projekten (Johansson och Ek, 2003; Bickel et al., 2003; Nerhagen och Johansson, 2003). En jämförelse mellan resultaten från denna svenska ExternE-studie och de kostnader som används av ASEK (Arbetsgruppen för samhällsekonomiska kalkyler) påvisade stora skillnader, framförallt när det gäller partikelutsläpp i tätort (Nerhagen och Johansson, 2003). Syftet med detta projekt har därför framförallt varit att klara ut orsaken till den stora skillnaden samt föreslå en metod för kostnadsberäkning.

För att uppfylla syftet har arbetet i projektet inriktats på att granska beräkningarna i den svenska ExternE-studien, framförallt de för Stockholm. Dessa beräkningar bygger på naturvetenskaplig, medicinsk och ekonomisk forskning varför flera personer deltagit i arbetet. Lena Nerhagen vid VTI har varit projektledare och har granskat den ekonomiska värderingen som användes inom svenska ExternE samt värderingen som används för regionalt spridda föroreningar. Bertil Forsberg vid Institutionen för folkhälsa och klinisk medicin vid Umeå universitet har granskat den medicinska (epidemiologiska) grunden till de antaganden som görs i svenska ExternE medan Christer Johansson och Boel Lövenheim vid SLB analys, Miljöförvaltningen i Stockholm genomfört spridnings- och exponeringsberäkningar för Stockholm. Gunnar Lindberg vid VTI har bidragit med värdefulla synpunkter som lektor på rapportens granskningsseminarium.

Borlänge september 2005

*Jan-Eric Nilsson*



<b>Innehållsförteckning</b>	<b>Sid</b>
<b>Sammanfattning</b>	<b>5</b>
Del 1 Bakgrund och förslag	5
Del 2 Granskning av ExternE-antaganden	9
<b>Summary</b>	<b>13</b>
Part 1 Background and suggestions	13
Part 2 Evaluation of assumptions used in ExternE	16
<b>DEL 1 Bakgrund och förslag</b>	<b>17</b>
<b>1 Introduktion</b>	<b>17</b>
1.1 Bakgrund och syfte	17
1.2 Rapportens innehåll och disposition	18
1.3 Beräkning av kostnader enligt ExternE och ASEK	19
1.3.1 Impact pathway ansatsen i ExternE	19
1.3.2 Kostnadsberäkning och kostnader i ASEK	22
<b>2 Metod för beräkning av lokala kostnader</b>	<b>24</b>
2.1 Introduktion	24
2.2 Exponeringsberäkning	24
2.3 Effektsamband	26
2.3.1 Partiklar – dödlighet	26
2.3.2 Partiklar – sjukdom	27
2.3.3 Övriga föroreningar	28
2.4 Värderingen av dödlighet och sjukdom	28
2.5 Beräkning av kostnader	31
2.5.1 Partiklar – dödlighet	31
2.5.2 Partiklar – sjukdom	33
2.5.3 Övriga föroreningar	34
2.6 Diskussion och förslag till fortsatt forskning	35
<b>3 Kostnader för regional påverkan</b>	<b>38</b>
3.1 ASEK och åtgärds-kostnadsberäkningar	38
3.2 Kostnadsberäkning enligt ExternE	41
3.3 Val av metod för kostnadsberäkning	43
<b>DEL 2 Granskning av ExternE-antaganden</b>	<b>47</b>
<b>4 Exponeringsberäkning för Stockholm</b>	<b>47</b>
4.1 Introduktion	47
4.2 Ingångsdata; befolkning och trafikarbete	47
4.3 Resultat av spridningsberäkningar	49
4.4 Partikelhalter och upplösning	51
<b>5 Hälsoeffektberäkning</b>	<b>57</b>
5.1 Inledning	57
5.2 Effekter på mortaliteten av partiklar	57
5.2.1 Långtidseffekter	57
5.2.2 ER-funktioner för långtidseffekter av PM <sub>2.5</sub>	58
5.2.3 Korttidseffekter	59
5.2.4 Slitagepartiklar	60

5.3	Effektberäkning	61
5.3.1	Generella aspekter	61
5.3.2	Beräknade fall i Stockholm	62
5.4	Övriga effekter av partiklar	63
5.4.1	Effekter av betydelse	63
5.4.2	Partiklar och kronisk bronkit	64
5.4.3	Partiklar och sjukhusinläggningar	64
5.4.4	PM och sjukhusinläggningar – beräkningar av effekter	66
5.5	Övriga föroreningar i ExternE	66
5.5.1	Svaveldioxid	66
5.5.2	1–3-butadien m.fl. carcinogena substanser	67
<b>6</b>	<b>Värdering av hälsoeffekter</b>	<b>68</b>
6.1	Värdering av dödlighet	68
6.1.1	Värdering i ExternE	68
6.1.2	Jämförelse mellan två nya värderingsstudier	70
6.2	Värdering av sjukdomsfall	73
	<b>Referenser</b>	<b>76</b>
Bilaga 1	Jämförelse exponeringsberäkningar	
Bilaga 2	Omräkning av resultat från den svenska ExternE-studien	



## **Externa kostnader av trafikens luftföroreningar. Förslag på beräkningsmetod utifrån granskning av ExternE-beräkningar för Stockholm och Sverige**

av Lena Nerhagen, Bertil Forsberg\*, Christer Johansson\*\*, Boel Lövenheim\*\*  
VTI  
581 95 Linköping

### **Sammanfattning**

Huvudsyftet med detta projekt har varit att utifrån en granskning av kostnadsberäkningarna för Stockholm i den svenska ExternE-studien (Bickel et al., 2003) dra slutsatser och föreslå en metod som kan användas i samhälls-ekonomiska analyser och marginalkostnadsberäkningar för trafikens lokala påverkan. Dessutom ingick i projektet att ge en översikt över hur kostnader kan beräknas för emissioner från trafiken som har en regional spridning och som påverkar människors hälsa och naturen. Att diskutera hur kostnader kan beräknas för luftföroreningars påverkan på material samt för utsläpp av koldioxid ingår inte. Resultaten från projektet redovisas i två delar. I Del 1 presenteras nuvarande beräkningsmetoder i ExternE och ASEK samt vårt förslag till metod för kostnadsberäkning för den påverkan trafiken har lokalt. Dessutom diskuteras de tillvägagångssätt som nu används för att beräkna kostnaderna för föroreningar med regionala påverkan. I Del 2 presenteras den granskning vi genomfört av beräkningarna i den svenska ExternE-studien för Stockholm. Det är tre komponenter som är grunden för dessa beräkningar och som vi granskar; exponeringsberäkningen, effektsambanden och värderingen.

### **Del 1 Bakgrund och förslag**

I kapitel 1 beskrivs den s.k. Impact Pathway-ansatsen (IP-ansatsen) som har utvecklats i ExternE-projekten för att beräkna luftföroreningarnas externa kostnader. Principen för denna ansats är att man spårar vilken påverkan utsläpp av enskilda föroreningar har på omgivningen (hälsa, grödor och material) och denna påverkan värderas. För hälsopåverkan exempelvis används spridningsmodeller i kombination med befolkningsdata för att beräkna människors exponering för de föroreningar som kommer från en viss källa (en väg eller en energianläggning). Med hjälp av exponeringsrespons samband som hämtats från epidemiologiska studier går det att fastställa vilka effekter den framräknade exponeringen ger upphov till. Från ekonomiska värderingsstudier är monetära värden för de olika effekterna hämtade. Produkten av de framräknade effekterna och värdena ger de externa kostnaderna för de olika föroreningarna.

Föroreningen som har störst betydelse för hälsokostnaderna är fina partiklar (PM<sub>2.5</sub>). Till gruppen fina partiklar hör avgaspartiklar som har en lokal påverkan (någon kilometer från utsläppskällan) och sekundärt bildade partiklar (sulfat och nitrat) som har en regional påverkan. Förutom påverkan på människors hälsa så

---

\* Umeå universitet

\*\* Slb Analys

\*\* Slb Analys

påverkar föroreningarna även naturen, framförallt gäller det sekundärt bildade ämnen vilka har en regional påverkan. Det är dock endast grödor som ingått i kostnadsberäkningen i ExternE eftersom kunskapen om effektsambanden när det gäller det övriga ekosystemet är dålig. Om effektsamband saknas kan inte IP-ansatsen användas.

I kapitel 2 beskriver vi hur kostnader kan beräknas för föroreningar som har en lokal påverkan och vi exemplifierar med beräkningar av de externa kostnaderna för Stockholm (för detaljer, se avsnitt 2.5). I detta fall handlar det om ämnen som har en negativ inverkan på människors hälsa. I princip bygger vårt förslag på samma tillvägagångssätt som i den svenska ExternE-studien. Det är produkten av tre komponenter; *exponering, effekt och värde*, som ger den externa kostnaden för en förorening.

Vi föreslår att detta tillvägagångssätt används för att beräkna kostnaden för avgaspartiklars påverkan på dödligheten. Det var dessa emissioner som gav upphov till den största kostnaden i den svenska Externe-studien. I beräkningen bör man använda de av WHO rekommenderade exponeringsresponsambanden, men vi föreslår också att effektsamband från nyligen genomförda studier används i känslighetsanalyser. Enligt dessa resultat är effekten ca tre gånger högre än den som WHO nu rekommenderar. Det värde som WHO rekommenderar är i nivå med det värde som nu används i ExternE-beräkningar men högre än det som användes i den svenska ExternE-studien. Värdet för ett förlorat levnadsår föreslår vi räknas fram med annuitetsberäkning från det värde som ASEK rekommenderar ska användas för dödsfall orsakade av trafikolyckor. Detta motsvarar det tillvägagångssätt som ligger till grund för nu använda värden för dödlighet i ASEK. Detta är ett förenklat tillvägagångssätt jämfört med det som används i ExternE men eftersom deras nu använda värden baseras på resultat från opublicerade studier som inte kunnat granskas och att forskningen inom detta område är i sin linda, anser vi att det tillsvidare är lämpligt att använda ett förenklat men överskådligt beräkningssätt. Vi konstaterar också att en kritisk faktor för att kunna använda denna metod för kostnadsberäkning är att exponeringsberäkningar kan genomföras. Spridningsmodeller som skulle kunna användas för detta är under utveckling men en brist idag är avsaknaden av information om trafikflöden i olika svenska tätorter.

En förorening som inte ingår i ExternE-beräkningar men som är betydelsefull för luftkvaliteten i svenska tätorter är slitagepartiklar. Slitagepartiklar genereras bl.a. genom fordons kontakt med vägbanan. Forskning har visat att dessa lämnar ett stort bidrag till den totala partikelhalten ( $PM_{10}$ -halten) i tätorter. Vår jämförelse mellan beräkningarna i svenska ExternE och ASEK för Stockholm visar att skillnaden i kostnad beror på att exponeringsberäkningen baseras på olika partiklar. I ExternE ingår bara avgasemissioner medan exponeringsberäkningen i ASEK baseras på den totala partikelhalten ( $PM_{10}$ -halten) som trafiken i Stockholm genererar. Eftersom slitagepartiklar lämnar ett stort bidrag till partikelhalten i svenska tätorter har vi i detta projekt även granskat om dessa bör ingå i beräkningarna av de externa kostnaderna.

Vår slutsats är att slitagepartiklar ger upphov till externa kostnader. Kostnadsberäkningen kan genomföras på samma sätt som för avgaspartiklar men effektsambanden skiljer sig troligtvis åt. Det är dock få studier som enbart studerat hälsoeffekten av slitagepartiklar så de effektsamband vi använder i vårt förslag är betydligt mer osäkra än de för den finare fraktionen ( $PM_{2,5}$ ) till vilken avgaspartiklar hör. Resultaten av våra kostnadsberäkningar visar att slitage-

partiklar kan ge betydelsefulla externa kostnader men givet osäkerheten anser vi att det är angeläget att nya studier genomförs på detta område. För att göra exponeringsberäkningar behövs det även bättre kunskap om emissionerna av slitagepartiklar i olika delar av Sverige.

För övriga emissioner och effekter som ingick i den svenska ExternE-studien föreslår vi något förenklade beräkningssätt vilket beror på att det inte varit möjligt att granska alla detaljer i dessa beräkningar. För sjukdomseffekter till följd av exponering av avgaspartiklar föreslår vi att den exponering som människor utsätts för räknas fram och åsätts ett värde (kronor per  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) som vi räknat fram utifrån resultaten i den svenska ExternE-studien. Vi rekommenderar detta eftersom det är ett flertal effekter som ingår i ExternE-beräkningen och det har inte funnits utrymme i detta projekt att i detalj granska alla effektsamband och värden. Att vi ändå föreslår ett värde utifrån den svenska ExternE-studien beror på att de effekter och värden vi har granskat stämmer överens med resultat som framkommit i andra studier. Värdet för sjukdomseffekter av slitagepartiklar baserar vi på ett antagande om skillnaden mellan exponeringsresponsambanden för  $\text{PM}_{2.5}$  och  $\text{PM}_{10}$ . Vi föreslår dock en översyn över hela kostnadsberäkningen för sjukdomar där det också bör diskutera om det är praktiskt möjligt att göra kostnadsberäkningar för ett flertal effekter med tanke på omfattningen av arbetet med att uppdatera exponeringsresponsamband och värden. Av övriga ämnen som ingick i den svenska ExternE-beräkningen anser vi att kostnader bör beräknas för CO, 1,3-butadien, Bensen och BaP. Slutsatsen när de gäller dessa ämnen är att det bästa i nuläget är att använda resultatet från svenska ExternE (det värde, kronor per kg, som där räknats fram) med vissa justeringar.  $\text{NO}_x$ ,  $\text{SO}_2$  och dieselpartiklar ska inte ingå i kostnadsberäkningen eftersom detta innebär risk för dubbelräkning av effekter och kostnader.

I kapitel 3 diskuterar vi hur föroreningar som sprids på regional skala kan värderas och den utveckling som skett på detta område. Detta är mer komplext eftersom det handlar om utsläpp som deltar i kemiska reaktioner men också pga. att det handlar om påverkan både på hälsa och ekosystemet. Vi börjar med att beskriva åtgärdskostnadsmetoden som har använts för att ta fram de kostnader som används i ASEK. Enligt denna metod kan den externa kostnaden för ett visst utsläpp räknas fram utifrån kostnaden för att nå av samhället beslutade mål för utsläppsminskningar. Eftersom dessa mål ofta är fastställda utifrån vad som är önskvärt både för människors hälsa och för situationen i ekosystemet brukar antagandet vara att de framräknade åtgärdskostnaderna omfattar alla effekter.

De kostnader som nu används i ASEK är framtagna utifrån svenska åtgärdskostnader för att nå svenska mål. I många andra sammanhang, bl.a. i den svenska ExternE-studien, används den s.k. RAINS-modellen för dessa beräkningar. En granskning av denna modell som genomförts på uppdrag av EU-kommissionen pekar på ett antal problem med nuvarande version som innebär att det är oklart hur väl resultaten representerar de verkliga kostnaderna för olika åtgärder. Slutsatsen av granskningen är att det ändå är en modell som kan användas för detta syfte men att den bör förbättras på en rad punkter. Denna modell skulle alltså vara möjlig att använda för att ta fram nya kostnader för Sverige. Dessa beräkningar omfattar dock inte avgaspartiklar som även de till viss del sprids regionalt. Det skulle därför behöva studeras om avgaspartiklar även skulle ges en kostnad för den påverkan de har på regional skala.

Vi har också granskat den utveckling som skett inom ExternE när det gäller regionalt spridda föroreningar. Där används IP-ansatsen för att beräkna kostnader för hälsoeffekter, påverkan på grödor och på material. Det finns oklarheter när det gäller de effektsamband och värden som används för grödor men det är mindre betydelsefullt eftersom grödor endast utgör en liten andel av den totala kostnaden. För påverkan på ekosystemet (utöver grödor) har man emellertid på senare tid försökt utveckla en kompletterande beräkningsmetod eftersom effektsamband saknas. Denna s.k. ”standard price” metod (Vermootte och de Nocker, 2003) bygger på användandet av s.k. kritiska belastningsgränser samt framräknade åtgärds-kostnader och omfattar i deras beräkning effekterna förurning och övergödning. För åtgärds-kostnadsberäkningarna har Vermootte och de Nocker (2003) använt RAINS-modellen.

Vår slutsats av den dokumentation vi tagit del av är att ”standard price” metoden kan vara ett sätt att beräkna kostnader för påverkan på eko-systemet. Emellertid ställer vi oss tveksamma till att utan ytterligare granskning använda de kostnadsberäkningar som presenteras i Vermootte och de Nocker (2003). Eftersom deras beräkningar bygger på en rad olika antaganden och modellberäkningar, både egna och andras, är det inte möjligt att uttala sig om trovärdigheten i deras resultat utan en genomgång av enskildheter i beräkningarna vilket inte rymts inom ramen för detta projekt.

Den genomgång vi gjort av det som skett på detta område har inte påvisat något underlag som vi anser kan användas för att revidera de kostnader som nu används i ASEK. Det har genomförts nya åtgärds-kostnadsberäkningar för Sverige; Vermootte och de Nocker (2003) har tagit fram sådana värden i sitt arbete med ”standard price” metoden och i Sverige har Budh (2003) gjort sådana beräkningar baserat på svenska data. Dessa är dock inte relevanta för att bestämma kostnader eftersom beräkningarna baseras på vilka åtgärder som behöver införas *utöver redan nu beslutade eller genomförda* för att nå målen som fastställdes i det s.k. Göteborgsprotokollet<sup>1</sup>. Eftersom målen kommer att nås utan ytterligare åtgärder är den (marginella) åtgärds-kostnad som räknas fram i bägge dessa studier noll eller nära noll. De verkliga åtgärds-kostnaderna är dock de som vi åtagit oss genom nu beslutade och genomförda åtgärder. En möjlig tolkning av nollresultatet i dessa studier är att nivån på nuvarande kostnader kan bibehållas.

När det gäller vilka insatser som behöver göras på detta område framöver konstaterar vi att en gemensam nämnare för ovan beskrivna metoder är RAINS-modellen vilken verkar vara det bäst utvecklade instrumentet för att göra åtgärds-kostnadsberäkningar. Eftersom effektsamband och värden för påverkan på ekosystemet visat sig svåra att ta fram bedömer vi inte att IP-ansatsen är ett alternativ i en nära framtid. Det är därför angeläget att RAINS-modellen granskas närmare för att klargöra om den kan användas för att beräkna kostnader för Sveriges del och om de i så fall bör beräknas utifrån svenska eller internationella utsläppsminskningar och åtgärder. I detta sammanhang bör det även utforskas om det är ett rimligt antagande att åtgärds-kostnader omfattar alla effekter som regionalt spridda föroreningar medför. Ett möjligt problem är att kostnaderna för påverkan på människors hälsa underskattas eftersom åtgärds-kostnadsmetoden inte fångar den onyttiga människor upplever vid sjukdom.

Baserat på en granskning av RAINS-modellen kan man sedan ta ställning till om det är intressant att använda IP-ansatsen i kombination med den s.k. ”standard

---

<sup>1</sup> I detta fastställs vilka utsläppsminskningar som ska genomföras i Europa fram till 2010.

price” metoden för att beräkna kostnaderna för föroreningar med regional spridning. Vi ser att det finns fördelar i att beräkna kostnader för olika effekter separat så som de gör i ExternE men vi anser att det även finns nackdelar som bör vägas mot fördelarna. En nackdel är att dessa beräkningar kräver omfattande modellering av hur föroreningar bildas och sprids över stora områden. För att mäta effekter ska detta kombineras med exempelvis befolkningsdata för samma områden. Sådana beräkningar är kostnadskrävande och resultaten beror på kvaliteten på indata. Dessa resultat är även svåra att granska för utomstående. Vidare bygger dessa beräkningar på kännedom om effektsamband och värden för ett flertal effekter. Att uppdatera alla de indata som krävs i takt med att nya forskningsresultat framkommer är även det kostnadskrävande och vi tror att det finns en risk att omfattningen på detta arbete innebär att uppdateringarna inte genomförs så ofta och med sådan noggrannhet som vore önskvärt.

## Del 2 Granskning av ExternE-antaganden

I kapitel 4 granskas *exponeringsberäkningen* i den svenska ExternE-studien. Våra resultat visar att de antaganden som görs i denna del kan ha stor betydelse för de kostnader som i slutändan beräknas. Halterna för ett område kan beräknas med olika upplösning, dvs. med olika detaljeringsgrad. De modellerade halterna kan sedan kombineras med befolkningsdata för att få fram befolkningsviktade värden på den exponering människor utsätts för. För avgaspartiklar gjorde vi beräkningar för Storstockholm med fyra olika upplösningar där vi räknade fram oviktade och befolkningsviktade värden (där en upplösning motsvarade den som användes i den svenska ExternE-studien). Resultaten visar att upplösningen har mycket stor betydelse för vilka halter som erhålls i beräkningarna samt att de befolkningsviktade värdena är betydligt högre än de oviktade. Av resultaten kan också utläsas att beräkningarna i svenska ExternE, som genomfördes med låg upplösning, underskattade exponeringen i Stockholm med ungefär en faktor 1,5. Vår slutsats är att befolkningsviktade halter bör användas som mått på exponeringen i ett område. Enligt våra resultat kan en upplösning på 5 km användas vid befolkningsviktade beräkningar eftersom skillnaden i beräknad befolknings-exponering är mindre än 10 % mellan 5 km, 500 m respektive 100 m upplösning.

I kapitel 5 granskar vi de *effektsamband och effekter* som användes i den svenska ExternE-beräkningen. För avgaspartiklar är den viktigaste effekten förtida död till följd av en generellt ökad dödlighet hos vuxna. Vi föreslår att de effektsamband som rekommenderas av WHO, 6 % ökning av totalmortaliteten för  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$   $\text{PM}_{2.5}$ , används för att kvantifiera dessa effekter men att resultat från senare studier som påvisar upp till tre gånger så stora effekter används i känslighetsanalyser. Det av WHO föreslagna effektsambandet är i nivå med det som nu används i ExternE men högre än det som användes i den svenska ExternE-studien.

Vi kommer även fram till att slitagepartiklar ska tas med vid kostnadsberäkning. Detta skiljer sig från beräkningen i den svenska ExternE-studien eftersom där endast beräknades kostnader för avgaspartiklar. Slitagepartiklar genereras främst av fordonens kontakt med vägbanan och de lämnar det största bidraget till den totala partikelhalten (vanligtvis uppmätt som  $\text{PM}_{10}$ ) i Stockholm. Forskningsresultaten pekar dock på att slitagepartiklar är mindre farliga för hälsan, bl.a. beroende på att de inte tränger lika långt ner i lungorna som

avgaspartiklar. Vår slutsats är därför att för slitagepartiklar bör beräkningen endast omfatta en något förkortad livslängd bland äldre.

Både avgaspartiklar och slitagepartiklar ska tas med när det gäller sjukdomseffekter, men även här skiljer sig effekterna åt. Forskningen på detta område har dock inte kommit lika långt varför vi inte gett några förslag på effektberäkning för enskilda sjukdomstillstånd. När det gäller sjukdomar behövs bättre underlag innan slutsatser dras om vilka effekter som kostnader ska beräknas för. Vi anser också att det behövs en diskussion kring vilka effekter som bör ingå i kostnadsberäkningen eftersom det är problematiskt att inhämta och uppdatera underlag om det handlar om många effekter.

Partiklar är enligt WHO den förorening som har störst påverkan på människors hälsa men det finns även studier som påvisat effekter av andra föroreningar. Vi har därför granskat vilka andra föroreningar som bör ingå i kostnadsberäkningen för lokal påverkan. Slutsatsen är att NO<sub>x</sub> och SO<sub>2</sub> inte ska ingå eftersom deras effekter troligtvis beror på och speglas av partikeleffekterna. Korttidseffekter av CO bör medräknas liksom cancerbidragen från 1,3-butadien, Bensen och BaP som alla ingick i beräkningen i svenska ExternE. Effekten av 1,3-butadien som användes i svenska ExternE bör dock skalas ned med en faktor 100. Däremot bör dieselpartiklar som räknats med i svenska ExternE inte ingå eftersom det troligtvis innebär dubbelräkning. Effektsambanden för olika ämnens påverkan på cancer är dock osäkra och bör granskas ytterligare.

I kapitel 6 granskar vi den ekonomiska värderingen av olika hälsoeffekter i svenska ExternE. Vi fokuserar på värdet av ett förlorat levnadsår eftersom det har visat sig vara den viktigaste posten vid kostnadsberäkningarna. I detta kapitel jämförs bl.a. två nyligen genomförda studier som försökt mäta betalningsviljan för att undvika förtidig död. Slutsatsen av denna jämförelse är att det fortfarande finns stora osäkerheter när det gäller värdering av detta slag vilket gör det svårt att exakt fastställa vilket värde som bör användas för ett förlorat levnadsår. Det innebär att det bästa alternativet i nuläget är att följa tillvägagångssättet i ExternE och från värdet av ett statistiskt liv (VSL) räkna fram värdet av ett (förlorat) levnadsår (VOLY<sup>2</sup>) med annuitetsberäkning. Vilken diskonteringsränta som ska användas vid denna omräkning är dock oklart, i en studie argumenteras för att hänsyn endast ska tas till människors tidspreferenser vilket skulle innebära en ganska låg diskonteringsränta. SIKÄ (2002) har angett att en sådan diskonteringsränta motsvarar ca 2 % att jämföra med de 4 % som idag rekommenderas av ASEK för användning i samhällsekonomiska kalkyler. I svenska ExternE användes värden framräknade med antagande om en diskonteringsränta på 3 %. Våra beräkningar visar dock att valet av diskonteringsränta har liten betydelse för storleken på den viktigaste kostnadsposten, kostnaderna för avgaspartiklarnas påverkan på dödligheten.

En slutsats från de studier vi granskat är att det inte finns stöd för att värdera dödsfall till följd av luftföroreningar annorlunda än dödsfall av andra orsaker. I tidigare ExternE-beräkningar räknades VOLY fram från ett VSL som var dubbelt så högt som det för trafikolycksfall. Detta berodde på att vissa studier visat att det fanns en s.k. kontextfaktor vilken innebar att ofrivilligt påtagna risker skulle värderas högre än de som människor frivilligt utsätter sig för. Denna omräkning har de nu lämnat i ExternE vilket innebär att de värden som nu används för dödlighet är lägre än de som användes i den svenska ExternE-studien. Vi föreslår

---

<sup>2</sup> Value Of Life Year.

därför att man utgår från det VSL som används för trafikolycksfall i ASEK vid framräkning av VOLY.

När det gäller sjukdom är det ett flertal effekter med tillhörande värden som ingår i ExternE-beräkningen. En granskning av alla dessa värden har inte varit möjligt inom detta projekt eftersom studier som genomförts under senare år (varav en i Sverige) endast inkluderat en del av dessa effekter och få av dem som värderas högt. Jämförelsen har dock visat att för liknande symtom är värdena i samma storleksordning. Det vi föreslår är därför att resultaten i den svenska ExternE-studien används fram till dess att nya mer jämförbara studier genomförts.





## **The External Costs of Traffic Air Pollution. Proposal of method for cost calculations based on an examination of ExternE-calculations for Stockholm and Sweden**

by Lena Nerhagen, Bertil Forsberg<sup>\*</sup>, Christer Johansson<sup>\*\*</sup>, Boel Lövenheim<sup>\*\*</sup>  
VTI  
SE-581 95 Linköping Sweden

### **Summary**

This report presents the results from an examination of ExternE-calculations for traffic in Stockholm and Sweden<sup>3</sup>. Based on this examination we propose a method for the calculation of the external costs caused by local traffic air pollution. The method is to be used in Swedish transport planning. In addition the report presents the current state of the art regarding the methods used for the calculation of external costs for air pollutants with a regional dispersion. The report only discusses impacts on human health and eco-systems.

The report includes two parts. In the first part the current method for the calculation of external costs used by ASEK<sup>4</sup> is compared to the method developed in the ExternE-projects. Thereafter a proposal for a new approach that is an adaption of the method developed in the ExternE-projects is discussed. Finally we give an overview of the methods used for the calculation of the impact of air pollution on a regional scale. In part two the details regarding the examination of the ExternE-calculations for local air pollution in Stockholm are presented.

### **Part 1 Background and suggestions**

Chapter 1 describes the Impact pathway approach that has been developed in the EU-funded ExternE projects. In this approach the impacts air pollutants have on the environment are traced and valued. The approach is based on three components; dispersion and exposure modelling, effect estimation and economic values of the effects. It is the product of these separate components that gives the cost estimate. The air pollutant that has been found to have the greatest influence on the cost in these calculations are fine particles (PM<sub>2.5</sub>) due to their impact on human health. Both primary emission from transport that disperse locally (within a few kilometres from the emission source) and secondary particles (sulphates and nitrates) that are transported on regional scale belong to this group. While primary particles mainly have an effect on human health, secondary particles also influence the eco-systems. However, only the impacts on crops have been

---

<sup>\*</sup> Umeå university

<sup>\*\*</sup> Slb Analys

<sup>\*\*</sup> Slb Analys

<sup>3</sup> ExternE is the popular name for a method that can be used to calculate the external cost of air pollution. The method (the Impact Pathway approach) has been developed in the EU-funded ExternE-projects, see Friedrich and Bickel (2001) for details.

<sup>4</sup> ASEK (Arbetsgruppen för SamhällsEkonomiska Kalkyler) is a group with representatives from all the transport administrations in Sweden where joint decisions are made on the practices and values to be used in infrastructure planning.

included in ExternE calculations since impacts on other parts of the eco-system have been difficult to quantify.

In chapter 2 we describe how the cost for pollutants with an impact on the local scale can be calculated in a way that corresponds to the Impact pathway approach. We exemplify with cost calculations for Stockholm. We propose that the full impact pathway approach can be used for the mortality effects of fine particles since all the information needed, exposure estimation, effects and economic values, is available. We also propose that this approach should be used for the mortality effects of coarse particles (PM<sub>2.5-10</sub>) that originate from the wear of roads and vehicles. Their impact has not been included in ExternE calculations but we find that it is likely that their effects on health can impose large costs on society. However, for the morbidity effects of particle exposure we propose a somewhat simplified approach based on the findings in the Swedish ExternE calculations. There are several morbidity effects included in the ExternE calculations and for many of these both the effect estimate and the economic value used are uncertain. It has not been possible to evaluate all of these in this project but our overall assessment is that most of them are conservative (more likely in the lower range of the true dispersion of values). For the same reason we suggest a simplified approach for other pollutants that disperse locally (Carbon monoxide, BaP, 1–3 Butadien and Benzene). Another conclusion is that we do not think that SO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub> or diesel particles (and their cancerogenic effects) should be valued for their impact on a local scale since there is a risk for double counting.

To implement the Impact pathway approach in practice much information is needed. Therefore we also discuss areas where more research is needed in order to simplify the implementation. These include the dispersion and exposure modelling and the need for better emission data on the local scale. Concerning the effect estimation we have found that for particles more research is needed for all effects considered. Recent evidence suggests that the impact of fine particles on mortality is about three times as high as the effect currently used in ExternE. Moreover for the impact of coarse particles and for many morbidity effects there are only a few studies on which to base the effect estimates. For morbidity effects there is also the question of how many of those currently included in the ExternE calculations that are relevant to include. In addition to the problem of establishing correct effect estimates for different populations there is also the problem of determining the value for all the various health effects. Our investigation of the economic valuation literature reveals that many questions remain regarding how to phrase questions about health risks. Therefore estimates for health effects are uncertain and maybe more so if we try to value very specific health effects. More research is also needed on the impact and value for the other pollutants that has an impact on the local scale. Their influence on total cost however is small and therefore we do not consider research in this area a priority.

In chapter 3 we describe the state of the art regarding the calculation of cost for pollutants that disperse over longer distances. These pollutants (sulphates and nitrates for example) have an impact both on human health and the eco-system. The current cost estimates in use in Swedish transport planning are based on abatement cost estimates from Swedish data. In the ExternE-calculation for Sweden, abatement cost estimates from the RAINS-model were used. Although abatement cost estimates are only considered to be a second-best solution, since they are not true welfare measures, our review of the literature on eco-system

valuation suggests that this is the only usable method at the moment. Too little is known about the impact on the eco-system for other valuation methods to be used.

The RAINS-model seems to be the most developed tool for abatement cost estimation and it is for example used in the assessments in the EU-funded CAFE-project. An evaluation of the method within the CAFE programme however revealed that there are uncertainties regarding how sensitive the results are for variations in assumptions and input data that need to be assessed. Still, our conclusion is that the RAINS model is the best option but that care needs to be given in the input data used and in the interpretation of the results. What is not included in the model at present is the health cost caused by particles that disperse on a regional scale and therefore these costs have to be estimated separately.

We have also looked at the development that has taken place within ExternE in this field. In ExternE they use the Impact pathway approach to estimate the cost on human health, crops and materials due to regionally dispersed pollutants. They have also made attempts to value the rest of the eco-system with the so-called Standard price approach. This is a modification of the Impact pathway approach where the effect estimation is based on the concept of critical loads and the values are abatement cost estimates from the RAINS model. Our conclusion is that this is a new valuation approach that has not been used in other settings and it therefore needs further validation before its results are used in practice. One problem with the approach is that it relies on estimates from different sources that are not easily evaluated.

We have also reviewed two studies that present recent abatement cost estimates for Sweden. Both of these find that the abatement costs for Sweden to reach stated goals in the Gothenburg protocol are zero. Our view is that these estimates do not provide information to be used as cost estimates since they are based on the measures that are needed from now on to reach the stated goals. Since Sweden has already implemented a number of measures no additional investments are needed. The abatement cost however is the cost for the investment that we have already undertaken to reach the goals. A possible interpretation is that the results from these studies supports the level of the current abatement cost estimates used in Sweden.

Our conclusion is that the way forward concerning valuation of eco-systems is the abatement cost approach. Currently the best method to be used for this type of estimation is the RAINS-model. Therefore we think research that focus on using and developing this model is valuable. Such work should include the evaluation of various assumptions used such as the reference point and goals used in the evaluation. It also needs to be clarified whether or not the impact on human health are covered by these estimations. This evaluation is needed before a discussion regarding the use of the Standard price approach can take place since it relies on data from the RAINS-model. In such a discussion one also has to consider the advantages and disadvantages of using impact pathway analysis for all effects caused by regionally dispersed pollutants. There is a need for much and costly data if separate costs are to be estimated for human health, material, crops and eco-systems. Although obtaining greater precision in the impacts evaluated, if data used is poor the results will still be connected to important uncertainties.

## Part 2 Evaluation of assumptions used in ExternE

In chapter 4 we have investigated the importance of various assumptions used in the *exposure estimation*. We explore what influence the resolution of the data (traffic, emissions and population) has on the calculated exposure in Stockholm. We find that with better detail in the calculations the exposure estimate increases. One of the assumptions used in our calculations are similar to those used in the ExternE calculations for Stockholm. According to our findings the results in the ExternE calculations for Stockholm underestimate the cost by 1.5. This is because the calculations were done on crude data (which was the only data available at the time).

In chapter 5 we evaluate the *effects and effect estimates* (exposure-responses) used in ExternE. We find that for fine particles the effect estimate for mortality (long term effects) that was used in the ExternE-calculations for Sweden (the base case) was too low. Since then this value has been revised and the estimate currently in use are in line with the recommendation of the World Health Organization. We also highlight the possibility that the latter may be a low value since more recent research finds relationships that are three times as high. Regarding coarse particles we argue that these should be included in the calculation because of their short-term effect on mortality. Coarse particles are not currently included in ExternE-calculations. We also find that both fine and coarse particles are likely to have an impact on morbidity but that further research is needed to determine what effect estimates that should be used. Regarding the effect estimates for pollutants that are expected to cause cancer on a local scale further research is needed.

In chapter 6 we have reviewed the *economic values* of health effects used in ExternE. The focus has been on the valuation of years lost since this has been found to impose the largest cost in previous ExternE calculations. Based on two recent state-of-the-art studies we find that there are still uncertainties regarding how to capture the value for various health (and other) risks. Our conclusion therefore is to stay with the current practice in ExternE of transforming the Value of a statistical life (VSL) to the value of a life year lost (VOLY). A simple and transparent approach is to use the VSL used for traffic accidents and divide it by the average number of years lost for such an accident. To arrive at the VOLY for years lost in the future discounting is needed. The calculation of VOLY however is also an area where further research is needed since the assumptions used vary between studies (for example the latency period and the discount rate). Some studies also include the survival probabilities of the population in the calculation. Finally, regarding the valuation of morbidity there are only a few recent studies to compare the values used in ExternE with. Based on this comparison we conclude that the values in ExternE are reasonable and can be used until more is known about which health effects that should be valued.

# DEL 1 Bakgrund och förslag

## 1 Introduktion

### 1.1 Bakgrund och syfte

Transporternas emissioner påverkar omgivningen på olika sätt, exempelvis genom att öka besvären för dem som lider av astma. Denna påverkan benämns externa kostnader av nationalekonomer. För samhällsekonomiska bedömningar i vägtransportsystemet behövs beräkning av de externa kostnader som luftföroreningar från trafiken ger upphov till. De används också för beräkning av marginalkostnader som i sin tur kan utgöra grund för att ta ut skatter och avgifter från användarna av vägtransportsystemet. År 2002 gjordes en beräkning av de externa kostnader för luftföroreningar från transporter i Sverige med den s.k. ExternE-metodiken som utvecklats i olika EU-projekt (Johansson och Ek, 2003; Bickel et al., 2003; Nerhagen och Johansson, 2003). En jämförelse mellan de kostnader som framkom i detta projekt (i fortsättningen kallad svenska ExternE) och de som används av ASEK (Arbetsgruppen för samhällsekonomiska kalkyler) påvisade stora skillnader, framförallt när det gäller partikelutsläpp och kostnaderna för påverkan på den lokala omgivningen. Dessa kostnader har framtagits på liknande sätt men närmare granskning tyder på att skillnader i kostnader beror på hur hälsoeffekten av ett visst utsläpp har beräknats (Nerhagen och Johansson, 2003).

Vägverket och SIKa anser att nuvarande metod som används av ASEK behöver uppdateras mot den internationella utvecklingen som har skett och sker inom området. En harmonisering mot internationellt accepterade metoder, då främst den metod som utvecklats inom ExternE-projekten<sup>5</sup>, ses också som önskvärd för att få bättre jämförbarhet med andra transportslag, andra länder och i slutändan en mer enhetlig avgifts- och skattepolitik. Innan en ny metod anammas krävs dock en granskning av denna. *Det ena syftet med detta projekt är därför att genom jämförande studie av olika beräkningar för Stockholm av effekter och kostnader kunna dra slutsatser och föreslå en metod som skall kunna användas för kostnadsberäkning av trafikens lokala påverkan*<sup>6</sup>.

Att Stockholm valts som fallstudie beror på att nuvarande ASEK-värden bygger på data ifrån Stockholm. I de svenska ExternE-beräkningarna 2002 gjordes separata beräkningar för Stockholm. Nyligen har också studier av trängselavgifternas inverkan på luftkvalitet och på hälsoeffekter i Stockholm genomförts (Johansson et al., 2004a, b). För Stockholm finns därför en lång tradition av denna typ av beräkningar och det medför att datatillgången och kunskapen är god. Att flera studier genomförts för detta område innebär också att det finns en bra grund för jämförelser för att förstå vilka effekter på resultaten olika antaganden får.

Trafiken har dock även en påverkan regionalt. Lokalt är det endast påverkan på människors hälsa som ingår i beräkningarna men regionalt måste även påverkan

---

<sup>5</sup> I Friedrich och Bickel (2001) ges en utförlig beskrivning av den s.k. Impact Pathway-ansatsen som utvecklats i ExternE-projekten och hur denna ansats kan användas för att beräkna kostnader för transporternas emissioner.

<sup>6</sup> Med lokal påverkan menas den effekt som föroreningar har inom några kilometers avstånd från utsläppskällan. Regional påverkan är det som sker flera kilometer bort från utsläppskällan.

på ekosystemet (exempelvis försurning och övergödning) inkluderas. Beräkning av kostnader för denna påverkan är av två skäl mer problematisk; dels handlar det här om föroreningar som deltar i kemiska reaktioner dels är påverkan på ekosystemet (grödor, skog, vattendrag m.m.) inte lika väl känd. Nuvarande ASEK-värden bygger därför på s.k. åtgärdskostnadsberäkningar medan det i ExternE ursprungligen endast ingick kostnader för vissa effekter såsom påverkan på hälsa och på grödor. Det senare innebär dock att kostnaden för regional påverkan kommer att underskattas. Under senare tid har de därför även i ExternE börjat överväga möjligheten att använda åtgärdskostnader. *Det andra syftet med detta projekt är att ge en översikt över kunskapen på detta område och beskriva vad som bör beaktas i kostnadsberäkningar för regionalt spridda föroreningar.*

Vissa av de luftföroreningar som vi diskuterar i denna rapport har även en negativ påverkan på material. I den svenska ExternE-studien gjordes även kostnadsberäkningar för denna påverkan men det har inte ingått i detta projekt att granska dessa beräkningar. Det har inte heller ingått att diskutera hur kostnader för koldioxidutsläpp kan beräknas.

## 1.2 Rapportens innehåll och disposition

Denna rapport är indelad i två delar. I Del 1 redogörs först för bakgrunden till och syftet med projektet samt innehållet i rapporten. Dessutom ges kortfattade beskrivningar av hur kostnadsberäkningarna genomförs i ExternE och av ASEK. Därefter presenteras i kapitel 2 vårt förslag till hur kostnadsberäkning bör genomföras för föroreningar med lokal påverkan. Vi illustrerar tillvägagångssättet med beräkningar för Storstockholm. I kapitel 3 diskuteras sedan de problem som tillkommer vid kostnadsberäkning av regional påverkan och de metoder som kan användas för detta.

I Del 2 presenteras i tre kapitel<sup>7</sup> den granskning vi genomfört av de antaganden som låg till grund för kostnadsberäkningarna i Stockholm i svenska ExternE. Denna granskning ligger även till grund för de värden, metoder och antaganden vi använder i vårt förslag för kostnadsberäkning för föroreningar med lokal påverkan. När det gäller dessa föroreningar är det hälsoeffekter som beräknas och värderas. För att kunna göra dessa beräkningar krävs *a)* beräkning av människors exponering för olika föroreningar, *b)* vilka effekter exponeringen ger upphov till samt *c)* vilket värde dessa effekter har. Kapitlen redogör för ”state-of-the-art” inom respektive område. Den läsare som vill skaffa sig en mer grundlig förståelse för de modeller och antaganden som beräkningarna baseras på hänvisas till dessa kapitel medan den läsare som endast vill ta del av de förslag projektet resulterat i hänvisas till Del 1.

Både i ASEK och ExternE kan kostnader tas fram för olika typer av analys och olika situationer. De effekter som kostnader beräknas för är; påverkan på människors hälsa (förkortad livslängd och sjuklighet), skador på naturen (främst försurning och övergödning) samt skador på material. I denna rapport behandlar vi dock inte material. Den totala kostnaden som räknas fram för ett visst utsläpp består av två komponenter; kostnader för lokal påverkan och kostnader för regional påverkan. Orsaken är att det är olika föroreningar som har betydelse för kostnadsberäkningen samt att effekterna skiljer sig åt. Grunden för beräkningarna är naturvetenskapliga och medicinska (framförallt epidemiologiska) samband

---

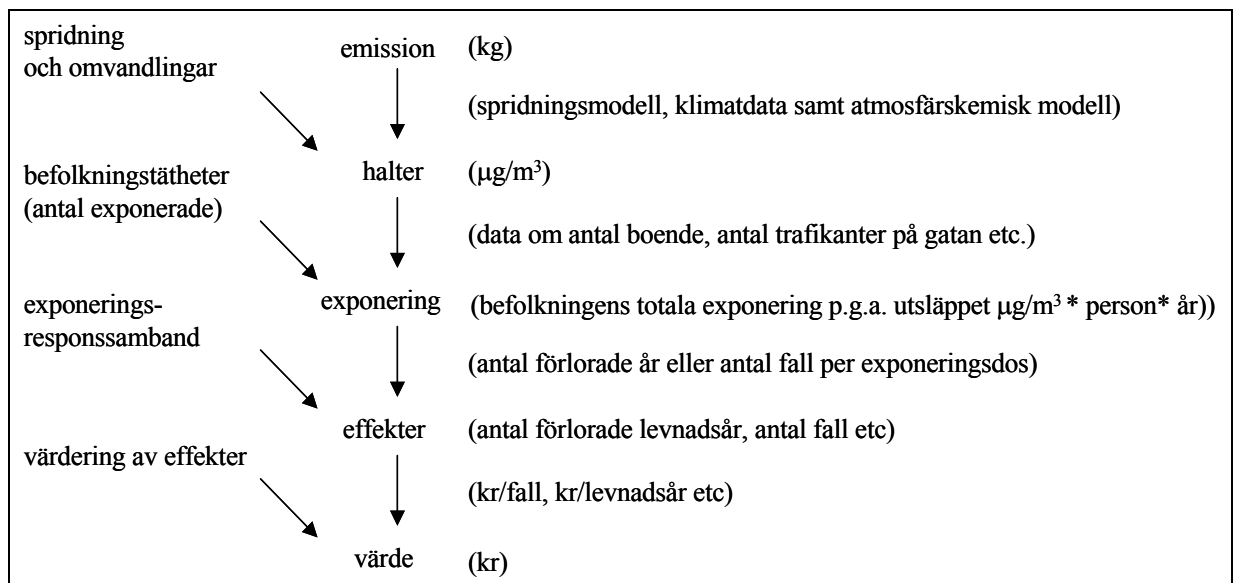
<sup>7</sup> Kapitel 4 är författat av Christer Johansson och Boel Lövenheim, kapitel 5 av Bertil Forsberg och kapitel 6 av Lena Nerhagen.

samt ekonomisk värdering. För att ge en överblick över vilka komponenter som ingår i beräkningen ges i följande avsnitt en kort beskrivning av den metod som utvecklats i ExternE-projekten samt vilka föroreningar som kostnader beräknas för. Vi redogör också för de beräkningar och kostnader som används av ASEK.

### 1.3 Beräkning av kostnader enligt ExternE och ASEK

#### 1.3.1 Impact pathway ansatsen i ExternE

Den metod som utvecklats i ExternE-projekten kallas Impact Pathway ansatsen (IP-ansatsen). Den bygger på att de effekter en förorening ger upphov till härleds och dessa effekter åsätts ett värde<sup>8</sup>. Vilka delar som ingår i kostnadsberäkningen framgår av figur 1.



**Figur 1** Beräkningskedjan från avgasemission till värdering av skadorna (Leksell, 1999).

Med kunskap om mängden emissioner och en modell för spridningsberäkning kan koncentrationshalterna i luften för olika föroreningar beräknas. Detta tillsammans med befolkningsdata används för att räkna fram den exponering som befolkningen utsätts för. Utifrån s.k. exponeringsresponssamband (ER-samband) hämtade från medicinska<sup>9</sup> studier kan man fastställa vilka effekter den framräknade exponeringen ger upphov till. Detta tillvägagångssätt används vanligtvis vid hälsoeffektberäkningar av olika åtgärder som begränsar emissioner. Det som tillkommit i ExternE är att hälsoeffektberäkningen kombineras med ekonomiska värden och därmed kan kostnader beräknas. I ExternE ingår alla föroreningar som forskningen visat har en påverkan på människors hälsa. Föroreningarna påverkar dock människor på olika sätt. Vilka föroreningar med hälsopåverkan som ingick i svenska ExternE, om de har en lokal och/eller regional påverkan samt vilka effekter de har beskrivs i tabell 1.

<sup>8</sup> För en utförlig beskrivning av IP-ansatsen se Friedrich och Bickel (2001).

<sup>9</sup> Framförallt epidemiologiska studier.

**Tabell 1** Föroreningar, effekter och påverkan.

Förorening	Effekt lokalt	Effekt regionalt
Avgaspartiklar	Dödlighet Sjukdom	Dödlighet Sjukdom
SO <sub>2</sub> på lokal skala Sulfatpartiklar på regional skala	Dödlighet	Dödlighet Sjukdom
NO <sub>x</sub> på lokal skala Nitratpartiklar på regional skala	Ingen	Dödlighet Sjukdom
Ozon på regional skala (bildas av NO <sub>x</sub> och NMVOC)	Ingen	Dödlighet Sjukdom
CO	Sjukdom	Sjukdom
Bensen (cancerogen)	Dödlighet Sjukdom	Dödlighet Sjukdom
1–3 Butadien (cancerogen)	Dödlighet Sjukdom	Dödlighet Sjukdom
BaP (cancerogen)	Dödlighet Sjukdom	Dödlighet Sjukdom
Dieselpartiklar (cancerogen)	Dödlighet Sjukdom	Dödlighet Sjukdom

Källa: Bickel et al. (2003).

Ett problem med detta tillvägagångssätt är att fastställa vilka föroreningar som egentligen orsakar de effekter som uppmäts. Det finns en stark korrelation mellan avgasgenererade ämnen som avgaspartiklar, NO<sub>x</sub> och SO<sub>2</sub> vilket gör det svårare att avgöra vilken effekt dessa ämnen har på hälsan var för sig. De granskningar som under senare år genomförts av exempelvis WHO (World Health Organization) pekar dock på att det är avgaspartiklar som har störst betydelse för hälsan. Det är också denna typ av partiklar som ingår i ExternE-beräkningarna vilka de i den svenska ExternE-studien refererar till som PM<sub>2.5</sub><sup>10</sup>. De undviker dock troligtvis dubbelräkning i ExternE eftersom de inte räknar några effekter för NO<sub>x</sub> på lokal skala och när det gäller SO<sub>2</sub> och avgaspartiklar räknar de på två olika effekter; akut dödlighet för SO<sub>2</sub> och kronisk dödlighet för avgaspartiklar<sup>11</sup>.

I tabellen ovan anges att effekterna är dödlighet och/eller sjukdom. I beräkningarna är de dock mer specifika än så och räknar exempelvis fram antalet inläggningar på sjukhus pga. astmabesvär. Baserat på ekonomiska värderingsstudier som genomförts i Europa har de i ExternE fastställt värden för de olika effekter de räknar fram (Friedrich och Bickel, 2001). Värdet för ett förlorat levnadsår är framräknat utifrån värdet av ett statistiskt liv (VSL)<sup>12</sup>. Värdet för sjukdom innehåller tre komponenter; värdet av det lidande det innebär att vara

<sup>10</sup> I den svenska ExternE-studien används PM<sub>2.5</sub> som benämning för avgaspartiklar. Beteckningen 2.5 refererar till storleken på partikeln och eftersom avgaspartiklar är mindre vore det mer korrekt att för dessa använda beteckningen PM<sub>0.1</sub>. Förklaringen till att man använder PM<sub>2.5</sub> i ExternE kan vara att de exponeringsrespons samband man använder för avgaspartiklar är hämtade från studier som gjort mätningar för PM<sub>2.5</sub>. Det är också denna storlek som diskuteras i samband med införandet av nya normer för partikelhalter (CAFE WGPM, 2003). I det följande kommer vi att använda benämningen avgaspartiklar men de exponeringsrespons samband som föreslås användas för dessa är hämtade från studier som gjort mätningar på PM<sub>2.5</sub>.

<sup>11</sup> I ExternE skiljer de mellan akut och kronisk dödlighet. Med akut dödlighet avses den ökning av antalet dödsfall som sker under en kort period efter ökad exponering medan kronisk dödlighet avser en ökad dödlighet på grund av exponering under en längre period.

<sup>12</sup> Värdet av ett statistiskt liv använder man exempelvis i beräkning av kostnader för trafikolyckor.



sjuk, värdet av det produktionsbortfall som sjukfrånvaro ger upphov till samt värdet av den sjukvård som konsumeras vid sjukdom. De värden som användes i svenska ExternE var desamma som användes för Sverige i EU-projektet UNITE (UNification of accounts and marginal costs for Transport Efficiency)<sup>13</sup>.

Principen för kostnadsberäkningen i ExternE för regionalt spridda föroreningar är densamma som för föroreningar som sprids lokalt. De viktigaste föroreningarna på denna skala är sådana som bildas genom kemisk omvandling; sulfat, nitrat och ozon. I ExternE har de dock valt att bara inkludera effekter där det med vetenskaplig säkerhet har kunnat fastställas ett samband mellan förorening och effekt. För alla dessa föroreningar finns fastställda hälsoeffekter så de ingår i beräkningen utöver de ämnen som ingick i beräkningen på lokal skala (se tabell 1). Sulfat, nitrat och ozon har emellertid även en betydelsefull påverkan på naturen, exempelvis genom försurning och övergödning. Effektsamband för naturskador är dock svåra att fastställa och i ExternE har de därför bara med sådana samband för påverkan på grödor. Vilka föroreningar och vilka effekter som de räknar med när det gäller grödor återges i tabell 2.

**Tabell 2** Föroreningar och effekter på grödor.

Förorening	Effekt regionalt
Försurande nedfall (bildat av SO <sub>2</sub> )	Försurning av jordbruksmark
SO <sub>2</sub>	Påverkan på grödors tillväxt
Nitrat (bildat av NO <sub>x</sub> )	Gödning av jordbruksmark
Ozon (bildat av NO <sub>x</sub> och NMVOC)	Påverkan på grödors tillväxt

Källa: Bickel et al. (2003).

När vi jämför vilka effekter som ingår i kostnadsberäkningen i ExternE med de föroreningsproblem vi har i Sverige är det framförallt två effekter som inte ingår:

- *Effekter av exponering för slitagepartiklar* – Detta är emissioner som genereras av trafiken genom slitage från vägbanan, bromsar och uppvirvling av damm. Den totala halten partiklar som trafikens emissioner genererar brukar anges som PM<sub>10</sub>-halten. Det största bidraget till denna halt kommer från slitagepartiklar (i Storstockholm är skillnaden en faktor 10 mellan halten för avgaspartiklar och slitagepartiklar). Sverige är särskilt utsatt pga. klimatet och användningen av dubbdäck. Många epidemiologiska studier har påvisat ett samband mellan PM<sub>10</sub>-halter och akuta hälsoeffekter och det verkar inte troligt att dessa effekter bara skulle vara orsakade av andelen direktemitterade avgaspartiklar som ingår i uppmätta PM<sub>10</sub>-halter.
- *Påverkan på ekosystemet* – Exempel på effekter är sjöar där fisken försvunnit eller syrefattiga hav. Dessa effekter värderas inte i ExternE. Som komplement till beräkningarna med IP-ansatsen genomfördes därför i svenska ExternE även kostnadsberäkningar som baserades på åtgärds-kostnader<sup>14</sup> för att minska överskridandet av kritiska belastningsgränser (som är

<sup>13</sup> De värden som användes i detta projekt var faktorpriser (=marknadspriser-moms). I de fall man vill använda resultaten från svenska ExternE måste man räkna upp dem med 1,25 för att få marknadspriset vilket är det som vanligtvis mäts i betalningsviljestudier.

<sup>14</sup> För en mer utförlig beskrivning av denna metod hänvisas till kapitel 3 och/eller Hanley et al. (1997) som diskuterar hur nivån på miljöskatter kan bestämmas utifrån reduktionsmål.

den effekt som används i dessa sammanhang). För att kunna beräkna effekter av och kostnader för olika åtgärder som minskar dessa utsläpp används RAINS-modellen som är utvecklad av IIASA (International Institute for Applied Systems Analysis). Detta var dock endast ett försök och baserades inte på aktuella åtgärdskostnadsberäkningar (Bickel et al., 2003).

### 1.3.2 Kostnadsberäkning och kostnader i ASEK

Den metod och de kostnader som används i ASEK baseras på resultat från SHAPE-projektet i Stockholm<sup>15</sup> och Leksell (1999; 2000). För de föroreningar som har en inverkan på lokal nivå beräknas kostnaden med nuvarande metod i två steg enligt nedanstående formel:

$$\text{Kr/kg utsläpp} = \text{Specifik exponering} * \text{värdering/exponeringsenhet.}$$

I det första steget beräknas antalet personer som kommer att exponeras för en årlig haltökning av  $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$  per kg utsläpp. För Stockholm är dessa beräkningar baserade på exponeringsdata för Stockholm (Johansson et al., 1999). Denna exponeringsberäkning är mer detaljerad än i svenska ExternE eftersom den bl.a. tog hänsyn till exponeringen för dag- respektive nattbefolkning. För övriga tätorter i Sverige är beräkningen baserad på en formel som tar hänsyn till befolkningen i tätorten samt de vindförhållanden som råder i regionen (Leksell, 1999).

Antalet personer som exponeras multipliceras sedan med en värdering, se tabell 3. Även  $\text{NO}_x$  ingår trots osäkerhet kring vilken påverkan dessa utsläpp har. Värderingen för partiklar inkluderar kostnaden för livslängdsförlust (236 kr/exp.enhet), kostnaden för sjuklighet (57 kr/exp.enhet) och kostnaden för material (47 kr/exp.enhet). Partiklar avser i detta fall avgaspartiklar.

**Tabell 3** Värdering av utsläppens lokala effekter.

	Värdering (kr/exp. enhet, prisnivå 1999)
Partiklar	340
SO <sub>2</sub>	10
VOC	2
NO <sub>x</sub>	1,2

Källa: SIKAs Rapport 2002:4.

Värderingen för dödlighet är framräknad på samma sätt som i ExternE dvs. som produkten av effekt och värde till följd av en viss exponering. Det värde Leksell (1999) använde i denna beräkning är framräknat från dåvarande VSL för trafikolycksfall i Sverige. Övriga värderingar är dock inte framräknade som i ExternE. Värderingen för sjuklighet till följd av partikelexponering är framräknad som en procentsats av värderingen för dödlighet. Värderingen för SO<sub>2</sub> och NO<sub>x</sub> är också härledda från värderingen för partiklar medan värderingen för VOC är beräknat utifrån resultat i svenska studier om förlorade levnadsår till följd av

<sup>15</sup> SHAPE-projektet (The Stockholm Study on Health Effects of Air Pollution and their Economic Consequences) redovisades 1999 och var troligtvis det första projektet i Sverige där kostnader för luftföroreningar beräknades utifrån framräknade hälsoeffekter.

cancer (Leksell, 1999). I det nuvarande beräkningssättet går det alltså inte att urskilja de olika komponenterna som ger upphov till det totala värdet. Det innebär att det inte är möjligt att justera kostnadsberäkningen utifrån ny kunskap om emissionernas effekter på hälsan eller ny kunskap om hur olika hälsoeffekter värderas.

För de föroreningar som har en regional spridning används i ASEK en enhetlig kostnad per kg utsläpp, se tabell 4. Dessa kostnader är beräknade utifrån åtgärdskostnader under antagande att de inkluderar alla effekter; hälso, miljö- och materialpåverkan. De har räknats fram utifrån svenska utsläppsmål och de kostnader som krävs för att nå dessa mål (Leksell, 1999)<sup>16</sup>.

**Tabell 4** Värdering av utsläppens regionala effekter.

	Värdering (kr/kg, prisnivå 1999)
NO <sub>x</sub>	60
SO <sub>2</sub>	20
VOC	30

Källa: SIKAs Rapport 2002:4

---

<sup>16</sup> Leksell baserar sina förslag på åtgärdskostnadsberäkningar som Per Kågeson genomfört åt Banverket 1998.

## 2 Metod för beräkning av lokala kostnader

### 2.1 Introduktion

I föregående kapitel har vi redovisat det tillvägagångssätt som används i ExternE. Det förslag vi presenterar baseras på detta tillvägagångssätt men har förenklats till att omfatta tre komponenter; exponeringsberäkning, effekt och värde. Vårt förslag är att kostnaderna beräknas på följande sätt:

$$\text{Kostnad (kr/kg)} = \text{Ack} [(E_i * V_i) + (E_j * V_j)]$$

där

Ack =	Ackumulerad exponering (( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ *personer)/kg)
E =	Effekt av exponering för 1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (år eller fall/ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )
V =	Värde på effekt (kr/år eller fall)
i =	Förlorade levnadsår
j =	Sjukdomsfall.

Fördelen med detta är att exponering, effekt och värde är framräknade var för sig och produkten av dessa ger en kostnad. Beräkningsgrunden för kostnaderna blir genom detta överskådlig och beräkningsmodellen kan enklare modifieras efter ny kunskap som påverkar någon komponent. Någon typ av schablonberäkningar behövs dock för vissa emissioner och effekter eftersom det i många fall blir för kostsamt att ta fram och uppdatera det underlag som behövs. I detta kapitel kommer vi först att redogöra för underlaget för varje enskild komponent i denna beräkningskedja (Ack, E och V) och hur vi anser att olika föroreningar bör hanteras. Därefter kommer vi att illustrera med beräkningar för Storstockholm.

### 2.2 Exponeringsberäkning

Både i Leksell (2000) och i Johansson et al. (1999) diskuteras problematiken med att beräkna hur människor exponeras. De halter vi omges av varierar över dygnet men också mellan olika platser. Halterna är vanligtvis högre utomhus än inomhus. De ER-samband som används vid effektberäkningar är dock oftast baserade på mätningar av halter i urban bakgrund (årsmedelvärden). I ExternE använder de därför det modellerade bidraget från trafiken till halten i urban bakgrund (halten i taknivå) när de gör sina exponeringsberäkningar<sup>17</sup>. Känner man till den halt (årsmedelvärde) i taknivå, C, som emissionerna i ett område ger upphov till kan man räkna fram den ackumulerade exponeringen (Ack) i befolkningen (Bef) som ett kg utsläpp av ett visst ämne, n, ger upphov till under ett år enligt följande:

$$Ack_n = \frac{C_n * Bef}{Emissioner_n} \quad (1)$$

där *Emissioner* är den totala mängden utsläpp av ämnet n under ett år. Halten i taknivå varierar dock mellan olika områden vilket våra beräkningar för

---

<sup>17</sup> Halten i urban bakgrund som används i epidemiologiska studier är ofta den halt som uppmäts i taknivå på en representativ plats i en tätort. Med halten i urban bakgrund menas dock i ExternE den halt i taknivå som man med användning av spridningsmodeller kan beräkna för ett område.

Storstockholm visar (se kapitel 4). För att få ett riktigt mått på människors exponering måste man därför ta hänsyn till detta. Befolkningens exponering för olika ämnen brukar därför räknas fram på följande sätt:

$$C_{Bef} = \frac{\sum_{Allgridrutor} C_{gridruta} Bef_{gridruta}}{Totala\ befolkningen} \quad (2)$$

där gridruta avser beräkningsområde. Om fler gridrutor används i beräkningen är den mer detaljerad.  $C_{gridruta}$  är beräknad utifrån emissionerna i varje gridruta. För att få fram den ackumulerade exponeringen i exempelvis en tätort måste C i formel (1) ersättas med  $C_{bef}$  ur formel (2). Till skillnad mot nuvarande ASEK beräkningar för Stockholm tar vi inte hänsyn till dag- och nattbefolkning i denna beräkning eftersom en sådan detaljeringsgrad inte stämmer överens med hur ER-sambanden är framtagna (se vidare kapitel 5).

Eftersom Bickel et al. (2003) i svenska ExternE bara hade tillgång till totala mängden emissioner i Stockholm, totala befolkningen i området samt områdets yta gjorde de en beräkning av koncentrationshalten utan hänsyn tagen till variation i emissioner och befolkningstäthet. Vilken betydelse detta har för den framräknade exponeringen har vi undersökt i detta projekt och resultatet för avgaspartiklar framgår av tabell 5 (se även kapitel 4).

**Tabell 5** Medelhalter av avgaspartiklar år 2000 för Storstockholmsområdet. Halterna har beräknats med 4 olika upplösningar. Enhet  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ .

Upplösning	Medelhalt oviktad	Medelhalt viktad	Kvot Viktad/oviktad
35 x 35 km (1 gridruta)	0,23	0,23	1
5 x 5 km (7x7 gridrutor)	0,20	0,36	1,8
500 x 500 meter (70x70 gridrutor)	0,14	0,34	2,3
100 x 100 meter (350x350 gridrutor)	0,13	0,33	2,6

Den halt som användes i beräkningen i svenska ExternE motsvarar det som vi räknat fram för upplösning 35x35 km. Det värde vi förordar ska användas i denna typ av beräkningar är medelhalt viktad med en upplösning på 5x5 km eftersom detta bättre representerar den exponering människor utsätts för. Det går även att använda beräkningar med högre upplösning men eftersom detta kräver mycket mer detaljerade emissions- och befolkningsdata och skillnaden i beräknade halter inte är så stor anser vi inte att det är motiverat. Utifrån resultaten i tabellen ovan kan slutsatsen dras att beräkningen för Stockholm i svenska ExternE underskattade bidraget till människors omgivningsexponering med ungefär en faktor 1,5 (0,36/0,23) eftersom de utgick ifrån halter beräknade med dålig upplösning. De epidemiologiska studierna torde inte ha skattat fel i den riktningen, eftersom de vanligtvis bygger på centralt placerade mätstationer.

De halter som återges ovan är framräknade med spridningsberäkningar. Sådana beräkningar kräver kännedom om rums- och tidsmässig fördelning av emissioner, trafikarbete och befolkningsdata vilket inte alltid finns tillgängligt på kommun-nivå. I de fall underlag saknas måste exponeringsberäkningen baseras på andra metoder. Vi har dock inte ansett att det är möjligt att ta fram en exponeringsformel (liktande den i Leksell (1999)) som är giltig för alla situationer där

det är av intresse att beräkna exponering. Våra beräkningar för Stockholm visar att halterna inom en tätort kan variera stort (se vidare under avsnitt 2.6 om fortsatt forskning och utveckling).

## 2.3 Effektsamband

### 2.3.1 Partiklar – dödlighet

Under senare år har partiklarnas hälsoeffekter stått i fokus för forskningen om luftföroreningarnas hälsoeffekter. När WHO:s Europaregion utgav sina senaste Air Quality Guidelines (WHO, 2000a) tog de det principiellt viktiga steget att lämna konceptet om en tröskleffekt för partiklar, dvs. lämna fokuseringen på att ange en nivå under vilken halten inte påverkar hälsan eller riskerna. Därefter har det snabbt tillkommit ytterligare studier av partiklarnas hälsoeffekter, såväl experimentella studier som epidemiologiska studier vilka kan användas för att skatta ER-samband byggande på omgivningshalternas effekt på allmänbefolkningen. Det är dock viktigt att skilja mellan avgaspartiklar och slitagepartiklar. Utifrån resultaten i ACS Cancer Prevention II Study<sup>18</sup> (Pope et al., 1995; Pope et al., 2002) brukar grovfraktionen av PM<sub>10</sub>, som till stor del utgörs av slitagepartiklar, inte antas ha någon långtidseffekt på dödligheten. Observationen har ofta ansetts ha teoretiskt stöd av att dels partikelstorleken påverkar fördelning, deposition och upptag, dels att stora partiklar främst är mekaniskt bildade och inte antas lika toxiska som partiklar som primärt eller sekundärt är relaterade till förbränning. Inom ExternE beaktas inte slitagepartiklar. Vi anser dock att även effekter av slitagepartiklar bör ingå i kostnadsberäkningen eftersom det finns stöd för att de åtminstone har en korttidsverkan på dödlighet och sjukdom.

För *avgaspartiklar* och deras påverkan på dödligheten har den litteraturgenomgång vi gjort (se kapitel 5) resulterat i följande förslag:

- Antalet förlorade år till följd av en exponering för 1 µg/m<sup>3</sup> för avgasrelaterade partiklar antas vara 61/100 000 invånare, baserat på resultaten i Pope et al. (2002)<sup>19</sup>
- Som ”värsta fall” antas en effekt på 174/100 000 invånare vid en exponering för 1 µg/m<sup>3</sup>. Detta utifrån resultaten med högre geografisk upplösning som redovisas i Jerrett et al. (2004).

Effekterna på dödligheten är framräknade från skriven befolkning 30 år och däröver för Storstockholm. Den här framräknade effekten utifrån resultaten från Pope et al. (2002) är i nivå med den som nu används i ExternE (se avsnitt 5.3.2). Vi anser att den även kan användas för övriga Sverige. Som känslighetsanalys bör den högre effekten (174/100 000) användas. Eftersom denna effekt är framräknad från ER-samband som är hämtat från en studie med bättre upplösning i halldata är det troligt att det bättre representerar det verkliga sambandet. Detta resultat är dock ännu inte det effektsamband som rekommenderas av WHO.

När det gäller *slitagepartiklar* och deras påverkan på dödlighet och sjukdom är det inte så många studier som genomförts. Många studier har dock påvisat samband mellan PM<sub>10</sub>-halter (där slitagepartiklar utgör den största andelen) och

<sup>18</sup> Se avsnitt 5.2.1 för en beskrivning av denna studie.

<sup>19</sup> 6 % ökning av totalmortaliteten för 10 µg/m<sup>3</sup> högre bakgrundshalt av PM<sub>2,5</sub>.

akuta hälsoeffekter. Vår granskning av dessa studier och annat material har lett fram till följande förslag när det gäller deras påverkan på dödlighet:

- Exponering för  $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$  slitagepartiklar ger upphov till 14 dödsfall per år framräknat utifrån resultaten i APHEA2. Detta motsvarar 0,97 dödsfall/100 000 invånare. Det är dock oklart vad detta innebär i förlorad livslängd så vid beräkning av kostnader föreslår vi att 6 månader/dödsfall antas som ett lägsta värde och 2 år/dödsfall som ett högsta.

### 2.3.2 Partiklar – sjukdom

För sjukdom till följd av exponering för *avgaspartiklar* har vi inte tagit fram ER-samband för alla effekter som de räknar med i ExternE utan endast för de effekter vilka åsatts ett högt värde. När det gäller sjukhusinläggningar har vi kommit fram till följande:

- Antalet fall orsakade av sjukdomar i andningsorganen är beräknat till 0,72/100 000 invånare vid en exponering av  $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$   $\text{PM}_{10}$  under ett år. Detta är 2 gånger högre än den effekt som antas i ExternE. Detta värde kan antas gälla för hela Sverige. Det finns dock studier som tyder på att effekten är 4 gånger högre i Sverige, baserat på resultat för Stockholm och Göteborg.
- Antalet fall orsakade av hjärt-kärlsjukdom är utifrån APHEA2 beräknat till 55/100 000 invånare per  $\mu\text{g}/\text{m}^3$   $\text{PM}_{10}$  och år, men var i studien 1,5–2 gånger högre i Stockholm. Detta ger för avgaspartiklar en lägre skattning jämfört med antagandet i ExternE om man inte räknar upp med en faktor 2 utifrån Stockholms koefficienter.

Dessa resultat visar att andra ER-samband bör användas för Sverige när det gäller dessa effekter. Detta är dock endast två av de effekter som ingår i kostnadsberäkningen för sjukdom i ExternE. Att enbart göra kostnadsberäkningar baserat på sjukhusinläggningar skulle därför med all säkerhet innebära en underskattning av kostnaden. Det har dock inte varit möjligt att inom ramen för detta projekt granska alla ER-samband. Vårt förslag är därför ett förenklat tillvägagångssätt för kostnadsberäkning av sjukdom baserat på resultaten från svenska ExternE. Förslaget innebär att man åsätter ett värde (kronor per  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) för den exponering som människor utsätts för. Även detta innebär troligtvis en underskattning eftersom de skrivit upp vissa effektsamband i ExternE, exempelvis det för kroniskt bronkit<sup>20</sup>, men vi anser att det ger den mest rättvisande kostnaden givet nuvarande kunskap.

Gällande *slitagepartiklar* och sjukdomseffekter är det inte troligt att de har samma effekt som avgaspartiklar. Detta bl.a. eftersom de inte tränger lika djupt ner i lungorna samt har en annan sammansättning. För slitagepartiklar föreslår vi därför en nedskalning av värdet per  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  som är framräknat för  $\text{PM}_{2.5}$ . Värdet bör skalas ned med en faktor som ungefär motsvarar kvoten mellan ER-sambanden för  $\text{PM}_{2.5}$  och  $\text{PM}_{10}$  i USA där flera av de viktigaste resultaten i ExternE hämtats, t.ex. underlaget om kronisk bronkit. Detta innebär att vi antar att

---

<sup>20</sup> Kronisk bronkit är en effekt som ges ett högt värde. Vår slutsats är att det ER-samband som användes i svenska ExternE är det bästa som då fanns att tillgå men att det inte går att säga om det är representativt för svenska förhållanden. Enligt mail från Peter Bickel 2005-02-09 har man gällande kronisk bronkit skrivit upp ER-sambandet med en faktor två och värdet med 18 %.

värdet per  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  slitagepartiklar blir 60 % av värdet för avgaspartiklar (uttryckt som  $\text{PM}_{2.5}$ ). På sikt tror vi att kunskapen om effekterna av slitagepartiklar kommer att öka och då kan även mer detaljerade beräkningar genomföras.

### 2.3.3 Övriga föroreningar

Av vår redovisning i kapitel 1.3.1 framgår att det finns ett antal föroreningar utöver partiklar som ingick i svenska ExternE. Vi har granskat de effektsamband som ligger till grund för dessa och dragit slutsatsen att några av dem inte bör ingå i kostnadsberäkningen. Det gäller svaveldioxid där nuvarande kunskap pekar på att det inte går att skilja dess effekter från de för partiklar. Om man därför även inkluderar svaveldioxid i kostnadsberäkningarna är risken stor för dubbelräkning. Detsamma gäller för dieselpartiklarna som troligtvis är korrelerade med andra cancerogena ämnen. Detta gäller även för  $\text{NO}_x$  som inte ingår i ExternE men som ingår i nuvarande kostnadsberäkning av ASEK.

Övriga ämnen (Kolmonoxid, BaP, Bensen och 1–3 Butadien) utgör endast en mindre andel av den totala kostnaden för hälsopåverkan. För dessa ämnen är det svårare att göra detaljerade exponeringsberäkningar. Vi föreslår därför att man i nuläget utgår ifrån den kostnad per kg som beräknats i svenska ExternE<sup>21</sup>. För 1–3 butadien föreslår vi dock att kostnaden i ExternE räknas ned med en faktor 100 eftersom dess effekter på senare tid skrivits ned. De kostnader för dessa ämnen som räknats fram för tätorter i ExternE bör därutöver räknas upp eftersom de är framräknade utifrån en exponering som troligtvis underskattar den verkliga exponeringen (enligt resultaten för Stockholm med en faktor 1,5, se avsnitt 2.2).

## 2.4 Värderingen av dödlighet och sjukdom

Våra slutsatser i detta avsnitt baseras på en granskning av nyligen genomförda värderingsstudier samt de värden som används i Externe (se kapitel 6). När det gäller dödlighet behövs värdet av ett förlorat levnadsår ( $\text{VOLY} = \text{value of life year}$ ) eftersom uppmätt effekt är antalet förlorade levnadsår i en befolkning. Givet nuvarande kunskap föreslår vi att detta räknas fram från värdet av ett statistiskt liv ( $\text{VSL}$ ) liknande den omräkning som används i ExternE<sup>22</sup>. För detta används annuitetsberäkning, dvs. man räknar fram det värde på  $\text{VOLY}$  som med nuvärdesberäkning enligt nedan ger  $\text{VSL}$  för en given tidsperiod och en given diskonteringsränta:

$$\text{VSL} = \sum_{t=0}^T \frac{\text{VOLY}_{\text{akut}}}{(1+r)^t}$$

Eftersom  $\text{VSL}$  är framtaget från studier gällande trafikolyckor går det att använda det genomsnittligt antal år som förloras vid varje dödsolycka i trafiken i denna beräkning ( $T$  är ca 40 år).  $\text{VOLY}_{\text{akut}}$  är det värde som ska tillämpas på de dödsfall

---

<sup>21</sup> Vår motivering till detta är att när det gäller kolmonoxid har inte kunskapsläget förändrats efter beräkningarna i svenska ExternE och för de cancerogena ämnena är effektsambanden väldigt osäkra.

<sup>22</sup> I ExternE har de även tagit hänsyn till överlevnadssannolikheter i dessa beräkningar vilket kräver en betydligt mer omfattande analys än vad som varit möjligt i detta projekt. Värdena i ASEK är däremot framräknade utifrån här föreslagna metod och i väntan på resultat från den forskning som pågår kring sambandet mellan  $\text{VSL}$  och  $\text{VOLY}$  anser vi att det är möjligt att fortsätta använda detta förenklade tillvägagångssätt.



som orsakas av slitagepartiklar. För avgaspartiklar måste hänsyn tas till att det är en effekt som uppstår efter en längre tids exponering, det diskuteras att den s.k. latensperioden ( $t$ ) kan vara så lång som 50 år (Friedrich och Bickel, 2001). Detta hanteras genom att  $VOLY_{akut}$  diskonteras:

$$VOLY_{kronisk} = \frac{VOLY_{akut}}{(1+r)^t}$$

Exakt vilken latensperiod som ska användas i denna omräkning framgår inte av litteraturen. Enligt Bickel et al. (2003) har man antagit latensperioder på allt från 0 till 30 år varför vi i våra beräkningar redovisat resultat för 10 respektive 20 år<sup>23</sup>. Även vilken diskonteringsränta  $r$  som ska användas i dessa omräkningar kan diskuteras. Valet kommer att ha betydelse både för värdet på  $VOLY_{akut}$  och  $VOLY_{kronisk}$ . Nuvarande rekommendation i ASEK är att för investeringsanalyser använda en diskonteringsränta på 4 % och i denna ingår både hänsyn till individernas tidspreferenser och att de kan förväntas ha en högre inkomst i framtiden<sup>24</sup>. I de studier vi granskat ges dock förslag på både högre och lägre diskonteringsränta. Ett argument för lägre diskonteringsränta som förts fram i Chilton et al. (2004) är att eftersom svaren i undersökningen tyder på att uppgiven betalningsvilja motsvarar en andel av individernas inkomst (vilket innebär att betalningsviljan ökar över tid pga. ökad inkomst) så bör en diskonteringsränta användas som endast tar hänsyn till människornas tidspreferenser om man antar en konstant  $VOLY$ <sup>25</sup>. Innebörden i detta är att en låg diskonteringsränta bör användas. I Chilton et al. (2004) anger de 1,5 % medan SIKA (2002) diskuterar värden kring 2 %. Att betalningsviljan ökar med inkomsten är även ett vanligt antagande när det gäller riskvärdering<sup>26</sup>.

För att visa betydelsen av olika antaganden återges i tabell 6 beräkningar av  $VOLY_{akut}$  och  $VOLY_{kronisk}$  för två olika diskonteringsräntor och två olika latensperioder. Vi återger även de värden som användes i svenska ExternE. Eftersom de svenska ExternE beräkningarna är gjorda utifrån Euro-kursen 1998 använder vi oss av det värde som gällde 1999 för VSL i Sverige, 13 miljoner kronor, omräknat enligt förändringen i konsumentprisindex från 1999 till 1998 (SIKA, 2002). Vi antar vidare att 1 Euro=9 SEK. Den latensperiod som antas för kronisk dödlighet är 20 år respektive 10 år.

---

<sup>23</sup> Det är många antaganden som ExternE-beräkningarna baseras på och eftersom den litteratur som vi haft tillgång till endast redovisar värden och inte underlag för beräkningarna har det varit svårt att klargöra alla antaganden.

<sup>24</sup> För en kortare diskussion av valet av diskonteringsränta se Hultkrantz och Nilsson (2004) sid. 321.

<sup>25</sup> Alternativt kan man anta att  $VOLY$  ökar med ökad inkomst i kalkylen och då räkna med en högre diskonteringsränta.

<sup>26</sup> SIKA (2002) har utifrån detta argument skrivit upp riskvärderingen med den reala förändringen i BNP från 13 miljoner till 16 miljoner.

**Tabell 6** Monetära värden för dödlighet (miljoner kronor 1998).

Alternativ (diskonteringsränta)	VSL	VOLY <sub>akut</sub>	VOLY <sub>kronisk (20 år)</sub>	VOLY <sub>kronisk (10 år)</sub>
Svenska ExternE (3 %)	27	1,18	0,69	–
ASEK (4 %)	12,9	0,67	0,31	0,45
ASEK (2 %) endast tidspreferenser	12,9	0,49	0,33	0,40

Skillnaden mellan VOLY<sub>akut</sub> och VOLY<sub>kronisk</sub> ökar med högre diskonteringsränta. Värdet på VOLY<sub>kronisk</sub> påverkas dock inte så mycket av diskonteringsräntan utan mer av valet av latensperiod. Både VSL och VOLY<sub>kronisk</sub> är lägre än de värden som användes i svenska ExternE. Resultaten av den värderingsstudie som genomförts i ExternE-projektet NewExt har också visat att värdena som då användes var för höga. En värdering för VOLY<sub>kronisk</sub> på 44 000 Euro (ca 400 000 kronor) är det värde som nu används i ExternE (Taylor, 2004).

Det svenska värdet för VSL idag är 16 miljoner kronor (SIKA, 2002) vilket skulle innebära högre värden både för VOLY<sub>akut</sub> och VOLY<sub>kronisk</sub>. Detta är högre än det värde som framkommit i de studier vi granskat<sup>27</sup> men lägre än det värde på 21 miljoner kronor för dödsfall som var resultaten i den senaste stora värderingsstudien som genomfördes i Sverige 1999 (SIKA, 2002). Även i en ny studie som gällde trafiksäkerhet i Örebro har de fått fram ett värde som är högre än 16 miljoner kronor (Hultkrantz et al., 2005). Till viss del kan en högre värdering i Sverige jämfört med andra länder bero på inkomstskillnader. I UNITE-projektet, som de värden som användes i svenska ExternE är hämtade från, tillämpades justering av värdena för individuella länder utifrån konsumentprisindex och värderingen för Sverige var högre än för genomsnittet (Bickel et al., 2003). Dessutom kan attityderna gentemot risk skilja sig åt och eventuellt är vi i Sverige beredda att betala ett högre pris för att få ett bättre skydd. Vi anser därför att det finns faktorer som talar för att ett något högre VSL bör användas men vi har inte haft möjlighet att närmare studera vad som är ett rimligt svenskt värde.

För sjukdom har vi jämfört de värden som användes i svenska ExternE med resultat från studier som genomförts under senare tid i Europa. Denna jämförelse har visat att för de effekter som är jämförbara verkar värdena i svenska ExternE vara i nivå med de i andra studier. Det högsta värdet för sjukdom gäller kronisk bronkit. Detta värde har reviderats under senare tid och har nu skrivits upp. Det har dock inte funnits underlag för att revidera alla värden i ExternE och det, i kombination med att vissa effektsamband är osäkra och kräver mer utförlig granskning, har gjort att vi föreslår ett enklare tillvägagångssätt för kostnadsberäkning för sjukdomseffekter (se avsnitt 2.5.1). Vår granskning tyder dock på att de värden som vi föreslår innebär en underskattning.

<sup>27</sup> Noteras bör att Pearce (2004) påpekar att respondenterna i studien av Alberini et al. (2004) hade hög sjuklighet och låga förväntningar om att leva tills de blev 70 år. Detta kan ha haft en negativ påverkan på betalningsviljan.

## 2.5 Beräkning av kostnader

### 2.5.1 Partiklar – dödlighet

Grunden för kostnadsberäkningen är den exponering som människor utsätts för. En jämförelse mellan de partikelhalter som var underlag till nuvarande ASEK-värden för Storstockholm med de som redovisas ovan är det stora skillnader, se tabell 7.

*Tabell 7 Partikelhalter Storstockholm, upplösning 500x500 m.*

	Sib (2004)	Leksell (2000) dag	Leksell (2000) natt
Befolkningsviktat ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	0,34*	1,8**	0,91**
Emissioner (ton/år avgaspartiklar)	179	88,6	63,6

\*avgaspartiklar

\*\* avgas- och slitagepartiklar ( $\text{PM}_{10}$ -halten)

De kontrollberäkningar vi gjort (se bilaga 1) visar att det är halterna i Leksell (2000) som ASEK-värdena för Stockholm baseras på. Halterna i Leksell (2000) är hämtade från de exponeringsberäkningar som gjordes i SHAPE I (Johansson et al., 1999). En närmare granskning visar dock att detta är  $\text{PM}_{10}$ -halterna som orsakats av trafiken i Storstockholm, vilket betyder att de även inkluderar både avgas- och slitagepartiklar. Den mängd utsläpp som anges gäller däremot för avgaspartiklar. Detta innebär att Leksells beräkningar gav en överskattning av den exponering som människor utsätts för från avgaspartiklar och det är förklaringen till den skillnad i kostnad som Nerhagen och Johansson (2003) fann mellan ASEK och resultaten i svenska ExterneE.

I tabell 8 återges de kostnader som räknats fram för Storstockholm med den metod som nu används i ASEK. När det gäller kostnaden för partiklar utgör 14 % kostnad för materialskador. Kostnaden för hälsopåverkan är alltså ca 1 600 kronor/kg för partiklar och detta omfattar både dödsfall och sjukdom.

*Tabell 8 Kostnad för föroreningar i Storstockholm.*

	Kostnad (kr/kg, prisnivå 1999)
Partiklar	1 900
$\text{SO}_2$	60
VOC	11

Källa: SIK A Rapport 2002:4.

I den modell för kostnadsberäkning som vi föreslår räknas kostnaden för dödlighet och sjukdom till följd av partikelexponering fram separat. Bägge baseras dock på den ackumulerade exponeringen i befolkningen (se formel 1 i avsnitt 2.1). De halter vi utgår ifrån i denna beräkning är de befolkningsviktade halter som är framräknade med en upplösning på 500m\*500m (vilket motsvarar de som användes i Leksells beräkningar), se kapitel 4. Även information om befolkning och mängden utsläpp är hämtade från detta kapitel. För Stockholm blir den ackumulerade exponeringen för avgaspartiklar respektive slitagepartiklar följande:

$$\begin{aligned} \text{Ack}_{\text{avgas}} &= (\text{halt} * \text{befolkning} / \text{mängd utsläpp}) \\ &= (0,34 * 1444158) / 179000 \\ &= 2,74 \mu\text{g}/\text{m}^3 * \text{personer}/\text{kg} \end{aligned}$$

$$\begin{aligned} \text{Ack}_{\text{slitage}} &= (2,87 * 1444158) / 2321000 \\ &= 1,79 \mu\text{g}/\text{m}^3 * \text{personer}/\text{kg} \end{aligned}$$

Den ackumulerade exponeringen ska sedan kombineras med effekten och värdet för att beräkna kostnaden. I tabell 9 redovisas kostnadsberäkningar för avgaspartiklar (PM<sub>2.5</sub>) och långtidseffekten på dödlighet under några olika antaganden. Den diskonteringsränta som har använts vid beräkningen av VOLY<sub>akut</sub> och VOLY<sub>kronisk</sub> återges i första kolumnen. Alla värden gäller VOLY<sub>kronisk</sub> med en latensperiod på 20 år vilket verkar motsvara antagandet i svenska Externe (med kortare latensperiod blir kostnaderna högre, se tabell 6)<sup>28</sup>. Effektsambanden är hämtade från avsnitt 2.2. Beräkningarna visar att vilket effektsamband som används har stor betydelse för kostnaden. Det lägre är det som för närvarande rekommenderas av WHO och det högre är hämtat från nyligen genomförda studier.

**Tabell 9** Kostnad för dödlighet av avgaspartiklar i Storstockholm under olika antaganden. Prinsnivå 1998.

Diskonteringsränta	Ack. Exp.	Effekt	Värde	Kostnad (kr/kg)
4 %	2.74	61/100 000	305 026	510
2 %	2.74	61/100 000	329 456	551
4 %	2.74	174/100 000	305 026	1 454
2 %	2.74	174/100 000	329 456	1 570

I tabell 10 redovisas kostnadsberäkningar för slitagepartiklar (PM<sub>10-2.5</sub>) under olika antaganden. I detta fall handlar det om akut dödlighet och det värde som används vid beräkningen är VOLY<sub>akut</sub> (se tabell 6). Effektsambandet är hämtat från avsnitt 2.2. Beräkningarna visar att kostnaden per kg för slitagepartiklar är betydligt lägre än kostnaden för avgaspartiklar. För denna kostnad spelar val av diskonteringsränta en större roll för den slutliga kostnaden liksom vilket antagande som görs gällande den livstid som går förlorad vid ett dödsfall.

**Tabell 10** Kostnad för dödlighet av slitagepartiklar i Storstockholm under olika antaganden. Prinsnivå 1998.

Diskonteringsränta	Förlorade år/fall	Ack. Exp.	Effekt	Värde	Kostnad (kr/kg)
4 %	0,5 år	1,79	0,485/100 000	668 350	5,80
2 %	0,5 år	1,79	0,485/100 000	489 555	4,25
4 %	2 år	1,79	1,94/100 000	668 350	23,21
2 %	2 år	1,79	1,94/100 000	489 555	17,00

<sup>28</sup> I svenska Externe utgjorde VOLY<sub>kronisk</sub> 58 % av VOLY<sub>akut</sub>. I vårt fall är förhållandet 46 % vid 4 % diskonteringsränta och 67 % vid 2 % diskonteringsränta.

## 2.5.2 Partiklar – sjukdom

Vårt beräkningsförslag för sjukdomseffekter är något förenklat jämfört med beräkningen för dödlighet. Baserat på den granskning vi gjort är slutsatsen att de kostnader för en viss exponering som räknades fram i svenska ExternE för avgaspartiklar kan användas i väntan på att ett bättre underlag tas fram. Utifrån den information vi har om Skellefteå och Stockholm i svenska ExternE (se bilaga 2) har vi kunnat räkna fram att den samlade kostnaden till följd av exponering för 1  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  avgaspartiklar är 10,75 Euro vilket motsvarar 96,75 SEK<sup>29</sup>. För slitagepartiklar har vi i kapitel 5 redovisat forskningsresultat som tyder på att även exponering för slitagepartiklar ökar antalet sjukdomsfall i befolkningen. Det är dock troligt att dessa effektsamband skiljer sig från de för avgaspartiklar varför ovan angivna värde inte direkt kan användas för slitagepartiklar. Eftersom slitagepartiklar nästan inte alls studerats i epidemiologiska studier finns det inga ER-samband framtagna för dessa. Som förslag på värde har vi därför utgått ifrån det samband mellan effekterna för PM<sub>2,5</sub> och PM<sub>10</sub> som anges i Friedrich och Bickel, 2001. Deras resultat pekar på att effekten för PM<sub>10</sub> är 60 % av effekten för PM<sub>2,5</sub> och därmed föreslår vi att för slitagepartiklar används ett värde som är 60 % av värdet för avgaspartiklar. Kostnaden för sjukdom för avgaspartiklar och slitagepartiklar är framräknad i tabell 11.

**Tabell 11** Kostnad för sjukdom av avgaspartiklar och slitagepartiklar i Storstockholm. Prinsnivå 1998.

	Ack. Exp.	Värde (kr per $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	Kostnad (kr/kg)
Avgaspartiklar	2,74	96,75	265
Slitagepartiklar	1,79	58,05	104

Vi anser dock att detta förenklade förfaringsätt endast är en lösning på kort sikt. På längre sikt bör kostnadsberäkningen för sjukdom baseras på samma metod som för dödlighet. För att kunna göra det krävs uppdaterad kunskap om effektsamband och värden. Forskning på detta område bör initieras. Vi har bl.a. noterat att kunskapen om luftföroreningars betydelse för uppkomst av kronisk bronkit är liten, effekterna av exponering för slitagepartiklar är dåligt utforskade och en studie har visat lägre värdering för sjukdomseffekter i Sverige än i övriga Europa. I ett sådant projekt bör det också utforskas om det är lämpligt att som i nuvarande ExternE värdera ett 10-tal sjukdomseffekter eftersom det är resurskrävande att uppdatera effektsamband och värden för dessa.

Den metod som vi här redovisat för partiklar bygger på att en kostnad per kg utsläpp räknas fram som kan användas för att beräkna den totala kostnaden av förändringar i mängden utsläpp till följd av en åtgärd. Det tillvägagångssätt vi föreslagit kommer att medföra att kostnaden varierar mellan olika platser i Sverige beroende på att exponeringen som människor utsätts för kommer att variera. Däremot har vi antagit att effekterna och värdet på dessa är desamma oavsett var i Sverige vi befinner oss. Detta behöver inte vara fallet men vidare forskning behövs för att fastställa om andra antaganden är mer lämpliga och vilken betydelse de i så fall skulle ha för den slutliga kostnaden.

<sup>29</sup> Resultatet i ExternE var 8,6 Euro men eftersom det är värderat i faktorpris har vi räknat upp detta med 1,25 för att få marknadspris. Vi har antagit att 1 Euro=9 SEK i våra omräkningar.

### 2.5.3 Övriga föroreningar

För övriga föroreningar (CO, 1–3 butadien, Bensen och BaP) har vi inte kunnat ta fram information om kostnad per  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  exponering. Här föreslår vi istället att för tätorter används den genomsnittliga kostnaden (kr/kg) för alla tätorter som tagits fram i svenska ExternE men uppräknat med en viss faktor utifrån motiveringen i avsnitt 2.2. Enligt beräkningarna för Stockholm ska denna faktor vara 1,5 men storleken på denna bör verifieras med motsvarande beräkningar för ytterligare någon tätort. Eventuellt kan kostnaden för Stockholm användas för större tätorter och kostnaden för Skellefteå för mindre. För kostnader på landsbygd föreslår vi att ett genomsnitt av de värden som framkom i svenska ExternE för landsbygd används. Detta eftersom de skillnader som gäller mellan bilar och lastbilar (och även bussar) troligtvis beror på att dessa färdas i områden med olika befolkningstäthet. Exakt vilken skillnad som bör gälla mellan olika områden i Sverige har vi inte kunna fastställa och det verkar därför mest rimligt att använda en genomsnittlig kostnad för hela Sverige. För 1–3 butadien bör dock kostnaden skalas ned med en faktor 100 eftersom de ER-samband som användes i svenska ExternE är en överskattning<sup>30</sup>. De kostnader som beräknades för olika föroreningar i svenska ExternE redovisas i tabell 12. Eftersom de är faktorpriser ska de räknas upp med 1,25 för att gälla för marknadspriser<sup>31</sup>.

**Tabell 12** Kostnad för övriga ämnen i svenska ExternE (Euro/kg). Prisnivå 1998.

Förorening	Tätort	Stockholm	Skellefteå	Bilar landsbygd	Lastbilar landsbygd	Genomsnitt landsbygd*
Kolmonoxid	0,0001	0,0003	0,0001	0,0001	0,0001	0,0001
Bensen	0,107	0,200	0,084	0,052	0,042	0,052
1–3 butadien	4,036	7,50	3,14	1,968	1,562	1,754
BaP	1 132	2 110	881	552	438	542

\* Denna kostnad är framräknad utifrån kostnad (Euro/kg) och körsträcka för de olika fordonskategorierna.

I tabell 13 har vi räknat kostnaden i kronor/kg för dessa föroreningar i Stockholm. Kostnaden i svenska ExternE är omräknade till marknadspris och dessutom uppräknade med en faktor 1,5 eftersom exponeringen är underskattad även för dessa ämnen. Dessutom är värderingen för 1–3 butadien nedskalad med en faktor 100.

**Tabell 13** Kostnad för övriga ämnen i Stockholm. Prisnivå 1998.

Förorening	Stockholm (Euro/kg)	Faktor marknadspris	Faktor exponering	Kronor/Euro	Kostnad (kr/kg)
Kolmonoxid	0,0003	1,25	1,5	9	0,005
Bensen	0,200	1,25	1,5	9	3,37
1-3 butadien	0,075	1,25	1,5	9	1,266
BaP	2 110	1,25	1,5	9	35 606

<sup>30</sup> I kostnaden/kg för svenska ExternE ingår även sjukdom. Denna kostnad utgör bara 10 % av det totala värdet och eftersom ER-sambandet för dödlighet till följd av 1–3 Butadien bara är 1–10 % av det man antagit i svenska ExternE, har vi räknat med en nedskalning av 100 för hela kostnaden.

<sup>31</sup> Dessa värden är hämtade från UNITE projektet där man använde s.k. faktorpriser (marknadspriser med avdrag för moms) i beräkningarna.

Kostnaden/kg för vissa av dessa ämnen kan synas hög. För att få en riktig jämförelse av kostnaden för olika emissioner måste dock hänsyn tas till hur stora utsläppen är av varje ämne. För att få en uppfattning om relationerna har vi i tabell 14 räknat fram vad kostnaden för olika föroreningar blir per genomsnittlig fordonskilometer i Storstockholm. Uppgifterna om utsläpp per fordonskilometer är hämtade från tabell 18 i kapitel 4, emissionsfaktorer från EDB 2000. För avgaspartiklar och slitagepartiklar har vi antagit det lägsta värdet för dödlighet men för slitagepartiklar det högsta för sjuklighet. Inom parentes anges värden och resultat för det omvända antagandet för dessa effekter.

**Tabell 14** Kostnad per fordonskilometer i Storstockholm. Prisnivå 1998.

Förorening	Kostnad (kr/kg)	Utsläpp (g/fkm)	Kostnad (kr/fkm)*
Avgaspartiklar ( kronisk dödlighet)	552 (1 454)	0,027	0,015 (0,039)
Avgaspartiklar (sjukdom)	265	0,027	0,007
Slitagepartiklar (akut dödlighet)	4,25 (23,3)	0,343	0,0015 (0,008)
Slitagepartiklar (sjukdom)	104 (0)	0,343	0,036 (0)
Kolmonoxid	0,005	9	0,000045
Bensen	3,37	0,062	0,0002
1–3 butadien	12,66	0,024	0,00003
BaP	35 606	0,00000042	0,000014
Summa			0,060 (0,054)

\* Kostnad i parentes är framräknade under antaganden som kan användas i känslighetsanalyser.

Av denna beräkning framgår att den största kostnaden beror på de sjukdomsfall som exponering för slitagepartiklar förorsakar. Underlaget beträffande denna effekt är dock osäkert och därmed är denna kostnad osäker. Den näst högsta kostnaden är den för dödlighet orsakad av exponering för avgaspartiklar. Denna kostnad är baserad på väl belagda forskningsresultat och nya rön talar för att denna effekt kan vara cirka tre gånger större än den vi antagit i denna beräkning. Även kostnaden för slitagepartiklars effekt på dödligheten är beroende av vilka antaganden som görs. De vi nu nämnt är de antaganden som har störst betydelse för den totala kostnaden och om vi jämför summan utanför parentes med de i parenteser (vilka är framräknade från värden som kan användas i känslighetsanalyser) är skillnaden inte så stor. Detta visar att vi troligtvis inte har överskattat kostnaden per fordonskilometer i den ursprungliga beräkningen (utanför parentes).

## 2.6 Diskussion och förslag till fortsatt forskning

ExternE modellen är under ständig utveckling och även den metod för kostnadsberäkning som vi föreslår kommer att behöva omprövas i takt med att ny kunskap framkommer. Ett problem med tillvägagångssättet är att man i varje del av beräkningen måste ta hänsyn till antaganden som görs i de andra stegen. När ny kunskap framkommer behövs därför en diskussion kring om detta även ska påverka beräkningarna i de andra stegen. För spridningsberäkningens del handlar det om hur detaljerad man ska vara i dessa beräkningar för att den exponering man räknar fram ska stämma överens med de ER-samband som man använt för effektberäkningen. Vi har kunnat konstatera att det är viktigt att göra en noggrannare beräkning än den som genomfördes i det svenska ExternE projektet.

I dagsläget är det dock inte möjligt att på alla platser runt om i landet genomföra den typ av beräkningar som vi gjort i detta projekt för Stockholm. Detta beror bl.a. på att det inte enkelt går att mäta upp vägtrafikens bidrag. Det som krävs är beräkningar med hjälp av spridningsmodeller. Tyvärr saknas ofta nödvändiga indata såsom kommunala emissionsdatabaser. Förutom emissionsfaktorer krävs rumslig och tidsmässig fördelning av trafikflöden och fordonsammansättning. Sådana uppgifter finns dock inte i alla kommuner i Sverige. Vi kan också konstatera utifrån jämförelsen mellan emissionsfaktorer som användes i svenska ExternE och EDB, som är den emissionsdatabas som vanligtvis används för beräkningar i Stockholm, att dessa skiljer sig åt (se tabell 18 i kapitel 4). Det beror på att emissionerna är framräknade från olika emissionsmodeller. Det är viktigt att fastställa vilka som är mest relevanta eftersom de bl.a. ger en stor skillnad i halten för avgaspartiklar (PM<sub>2,5</sub>).

För beräkning av vägtrafikens bidrag i samband med vägplanering tror vi att SIMAIR skulle kunna användas. SIMAIR är en modell som nu utvecklas av SMHI och Vägverket för att beräkna halter längs vägar och i gaturum. För att använda den för exponeringsberäkningar krävs ytterligare en del programutveckling så att framräknade halter kan kombineras med befolkningsdata för att beräkna exponeringen i ett område på liknande sätt som vi genomfört beräkningar för Storstockholm i detta projekt (se kapitel 4). SIMAIR kunde i ytterligare ett steg till och med direkt ge information om kostnaderna alternativt nyttan. Fördelen att bygga vidare på SIMAIR är att den (mot liten kostnad) kommer att finnas allmänt tillgänglig på internet och innehåller väldigt mycket av den information som krävs för luftkvalitetsberäkningar i vägplaneringssammanhang. Informationen uppdateras centralt och blir därmed jämförbar i olika delar av landet. På samma sätt skulle kostnads/nyttoberäkningar kunna bli jämförbara och baseras på senaste kunskapen om t.ex. effektsambanden och värderingsberäkningarna.

När det gäller effektsambanden kan förslagen ovan behöva omprövas när ny kunskap om olika föroreningars betydelse framkommer. WHO har för närvarande bedömt att det inte går att koppla effekterna tillräckligt tydligt till specifika komponenter för att förespråka olika koefficienter för olika slags fina partiklar (WHO, 2003; WHO 2004b). Forskning sker dock på detta område. Eftersom slitagepartiklar utgör en stor andel av partikelhalten i svenska städer och kostnadsberäkningar med våra antaganden visar att de är mycket viktiga för den totala kostnaden per fordonskilometer krävs fortsatt forskning för att få fram ett bättre underlag om ER-sambanden. Detta är en fråga som kommit i skymundan då man i de flesta länder satsat på forskning om avgaspartiklarnas effekter. För partiklar skulle också effektsambanden för kroniska effekter behöva utforskas bättre, främst uppkomst av kronisk bronkit och astma. Detta för att kunna fastställa betydelse av dessa effekter för sjukdomsvärderingen. Vidare kan det finnas anledning att utforska om känsligheten för partikelexponering varierar mellan olika områden beroende på omgivande faktorer (klimat exempelvis). Om detta är fallet går det inte att göra det antagande som vi gjort i våra beräkningar om att effekten är densamma oavsett var i landet exponeringen sker. Forskning sker även när det gäller cancerogena ämnen. Om den modell för spridningsberäkning som nu arbetas fram även inkluderar andra ämnen som bör ingå i en värdering kan det vara intressant att använda den metod som vi nu föreslagit för partiklar och dödlighet även för dessa andra ämnen och effekter. Här behövs dock en avvägning mellan kostnaden för att göra denna typ av detaljerade beräkningar



och den nytta man har av att få kostnader som är bättre anpassade till specifika områden.

Även kring värderingen behövs mer forskning. Detta gäller exempelvis sambandet mellan VSL och VOLY och vilken betydelse det har att räkna med överlevnadssannolikheter i denna omräkning<sup>32</sup>. Forskning om detta pågår inom ExternE arbetet och man bör följa vad som framkommer där<sup>33</sup>. Det bör även undersökas närmare hur  $VOLY_{kronisk}$  kan räknas fram från  $VOLY_{akut}$ . Vi har antagit en latensperiod på 20 år men aktuell forskning tyder på att långtidseffekten på dödsrisken sannolikt främst påverkas av halterna under de senaste åren. Interventionsstudier, t.ex. förbudet mot kol för bostadsuppvärmning i Dublin, tyder på att effekterna kommer snabbt. En analys baserad på Harvard Six City Cohort Study som presenterades vid ISEE-mötet 2004 visade de att det bara är halten de två senaste åren som har en effekt på dödsrisken signifikant skild från noll (Schwartz & Laden, 2004). Det finns dock andra studier som har påvisat effekter av exponering på barns lungkapacitet vilket å andra sidan skulle kunna tala för att hälsoeffekter sent i livet också kan bero på tidig exponering. Överhuvudtaget är effekterna på barn dåligt belysta och finns därför inte heller med på ett tillfredsställande sätt i dessa kostnadsberäkningar. När det gäller värderingen behövs även fortsatt forskning kring värdering av olika typer av sjukdomseffekter vilket vi diskuterat tidigare i detta kapitel.

---

<sup>32</sup> Miljödirektoratet rekommenderar inte att VOLY används i CBA-analyser för att beräkna kostnader för olyckfall utan i stället ett lägre värde för VSL. För en diskussion kring deras rekommendationer se European Commission DG Environment (2000).

<sup>33</sup> Pearce (2004) konstaterar i sina slutsatser efter den workshop som diskuterade resultaten från två nyligen genomförda värderingsstudier att "Consensus procedures are needed for translating probabilities of death into life years." Och att "These procedures should then permit conversion of VPFs into VOLYs and vice versa." (Pearce använder VPF Value of Prevented Fatality, i stället för VSL.)

## 3 Kostnader för regional påverkan

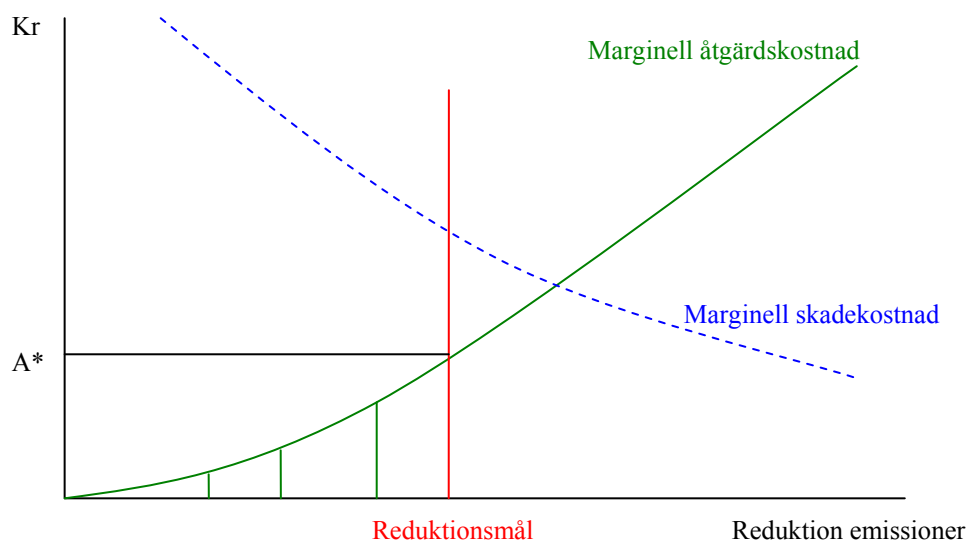
### 3.1 ASEK och åtgärdskostnadsberäkningar

Med regional skala menar vi den påverkan som utsläpp från en viss emissionskälla har på flera kilometers avstånd från själva utsläppsplatsen. De emissioner som måste tas med i beräkningar för påverkan på denna skala skiljer sig från dem som sprids på lokal skala. Direktmitterade partiklar spås effektivt varför halterna blir låga några kilometer från utsläppskällan. I stället är det påverkan från ämnen som bildats genom kemisk omvandling såsom sulfat, nitrat och ozon som är mest betydelsefulla. Det innebär att det inte endast är påverkan på människors hälsa som ska ingå i beräkning av externa kostnader utan även påverkan på ekosystemet. Försurning och övergödning är exempelvis en följd av spridningen av dessa ämnen. Att samma ämnen bidrar till flera olika effekter innebär att det finns risk för dubbelräkning om kostnaden beräknas för varje effekt för sig.

I ASEK är utsläpp av de ämnen som bidrar till sulfat, nitrat och ozon åsatta en kostnad. Att utsläppen minskar kommer att få positiva effekter både på hälsa och ekosystem och man har därför antagit att framräknade kostnader omfattar alla effekter. Dessa kostnader är framtagna via åtgärdskostnadsberäkningar, se figur 2. Detta är en s.k. ”second best” lösning för situationer där det inte går att räkna fram kostnaden för den skada som ett visst utsläpp orsakar<sup>34</sup>. I figur 2 är det den streckade blå kurvan som illustrerar skadekostnaden. Ju mer vi rör oss från origo på den horisontella axeln desto mer har emissionerna minskat och då kan vi också avläsa att skadekostnaden minskar. Denna kurva är dock streckad för att betona att den inte är känd. Den kostnad som är känd är i stället den gröna kurvan som representerar hur kostnaderna för att minska utsläppen förändras när nya reningsåtgärder införs. Antagandet är att kostnaden ökar med ökad reduktion eftersom det är rimligt att tro att det finns billiga åtgärder som först kan genomföras (installation av ett filter) men sedan kommer större förändringar att krävas (förändrad produktion). Vidare finns inritat ett rött streck som anger de reduktionsmål som samhället lagt fast. Skärningspunkten mellan den röda linjen och den gröna kurvan ger den kostnad som krävs för att nå uppställda mål. Detta kan omsättas till praktisk politik bl.a. genom att om det införs en utsläppsavgift (A\*) som motsvarar denna kostnad kommer det vara lönsamt för industrier med reningskostnader lägre än avgiften att rena i stället för att betala en avgift. Ytan som är markerad med gröna streck under åtgärdskostnadskurvan visar den totala kostnaden för att nå uppställda mål.

---

<sup>34</sup> Se exempelvis Brännlund och Kriström (1998) för en diskussion kring olika värderingsmetoder.



**Figur 2** Illustration av åtgärdskostnadsmetoden.

Denna metod skiljer sig från IP-ansatsen som vi använt för lokalt spridda föroreningar på två sätt. Den baseras inte på de effekter (skador) som ett visst utsläpp ger upphov till utan baseras i stället på av politiker fastställda reduktionsmål. Det är inte heller medborgarnas betalningsvilja som ger värdet av en minskning utan det är i stället den kostnad som krävs för att nå fastställda mål. Därmed är kostnader framräknade på detta sätt inte riktiga mått på den förändring i samhällets välfärd som ett utsläpp ger upphov till. Ur figuren går det att utläsa problemet med detta. Med vårt antagande om utseendet på skadekostnadskurvan kan vi se att nu fastställt reduktionsmål inte är optimalt eftersom skadekostnaden kommer att överstiga åtgärdskostnaden vid uppnått mål. Detta är en risk med att använda åtgärdskostnader i stället för att försöka ta fram skadekostnader, det är inte säkert att de mål som fastställs är de för samhället bästa. Att åtgärds-kostnadsmetoden ändå används beror på att det ofta är den bästa som finns att tillgå och att åtgärds-kostnaderna kan sägas motsvara samhällets betalningsvilja eftersom det är valda politiker som fastställer reduktionsmålen vilka i sin tur är fastställda på basis av vetenskapliga samband kring vilka skador luftföroreningar ger upphov till.

Nuvarande kostnader i ASEK är framräknade från svenska mål och svenska kostnader för att nå dessa mål (Leksell, 1999)<sup>35</sup>. Enligt ekonomisk teori ska dock störst minskning ske där kostnaden för att rena är lägst (se Hanley et al., 1997, för en diskussion av detta). Om målen i stället sätts på Europainivå kan detta resonemang innebära att olika länder ska rena olika mycket. För att kunna ge underlag för sådana beslut har IIASA utvecklat den s.k. RAINS-modellen. Den kan räkna ut vilka effekter åtgärder får och hur kostnadseffektiva olika åtgärder är. Denna modell har varit ett hjälpmedel i de förhandlingar som ägt rum internationellt (CLRTAP) för att fastställa vilka reduktionsmål olika länder ska uppnå. Det är alltså möjligt att nya åtgärds-kostnader för Sveriges del skulle kunna räknas fram med denna modell<sup>36</sup>.

<sup>35</sup> Leksell utgick i sina förslag från en studie av Per Kågeson.

<sup>36</sup> Leksell (1999) anser att nya åtgärds-kostnadsberäkningar bör genomföras och föreslår användandet av RAINS-modellen.

Inom EU planerar man inom programmet CAFE (Clean Air for Europe) att använda RAINS-modellen för samhällsekonomiska kalkyler. Man har därför låtit granska modellen (European Commission DG Environment, 2004). Det konstateras i denna utvärdering att detta är en modell under ständig utveckling och att det är en komplex modell som är svår att överblicka. Utvecklingen har till stor del varit efterfrågestyrd vilket inneburit att det inte funnits medel för utvärdering av modellen, man har exempelvis inte utforskat vilken effekt osäkerheter när det gäller de scenarios som används har på de kostnader som beräknas. Vidare drar man i utvärderingen slutsatsen att modellen verkar överskatta den effekt på ekosystemet som åtgärder har samtidigt som kostnaderna för att genomföra olika åtgärder är överskattade. Modellen har inte heller med andra åtgärder än tekniska. I nuvarande version är det därför enligt utvärderingen oklart om de kostnader som beräknas motsvarar de verkliga kostnaderna.

Att RAINS-modellen är under ständig utveckling innebär problem med hur framräknade resultat kan användas. I svenska ExternE värderades påverkan på ekosystemet men med en tidigare version och resultaten är därför inte giltiga idag enligt Bickel et al. (2003). Det är dock inte bara beräkningsmodell och datafångst som är problem vid användandet av åtgärdskostnadsmetoden för kostnadsberäkning. Vi har studerat resultaten från två studier som genomförts under senare år; Vermoote och de Nocker (2003) som ingått i ett nytt ExternE-projekt (NewExt) och Budh (2003) som genomfört denna studie under arbetet med sin avhandling<sup>37</sup>. Skillnaden mellan dem är att den första baseras på beräkningar i RAINS-modellen medan den andra baseras på svenska data. Båda studierna räknar dock fram åtgärdskostnaderna som skillnaden mellan kostnaderna i ett referensscenario, som bygger på att nu införda eller planerade åtgärder genomförs, och kostnaderna för att nå de mål som är fastställda i det s.k. Göteborgsprotokollet<sup>38</sup>. Båda dessa studier kommer fram till åtgärdskostnader som är noll för Sveriges del. Förklaringen till det är att eftersom Sverige redan vidtagit kraftfulla åtgärder kommer Sverige att nå dessa nya mål utan nya åtgärder vilket innebär att åtgärdskostnaderna för att nå de nya målen, räknat med detta referensalternativ, är noll<sup>39</sup>. Detta kan dock inte tolkas som att värdet av att minska utsläppen är noll. Genom de åtgärder Sverige redan beslutat om har vi i Sverige tagit på oss en kostnad och det är den som visar vad vi i Sverige är

---

<sup>37</sup> På grund av ändrad inriktning på avhandlingsarbetet har arbetet med denna uppsats inte slutförts.

<sup>38</sup> Göteborgsprotokollet är en överenskommelse mellan länder om utsläppsminskningar som skrevs under 1999. Sverige har dock sedan länge arbetat med miljömål och under 1990-talet fattade Sveriges riksdag beslut om ca 170 miljömål. I och med propositionen 1997/98:145 gjordes dessa om till 15 miljömål. Eftersom dessa var diffust formulerade kom dock en precisering i form av delmål i propositionen 2000/01:130. Dessa delmål är formulerade så att de innebär att utsläppsminskningar som beslutades om i Göteborgsprotokollet för Sveriges del uppnås (<http://www.miljomal.nu/index.php>). Enligt SIKA (2003) är det troligt att fastställda delmål för NO<sub>x</sub>, SO<sub>2</sub> och VOC uppnås med redan genomförda eller beslutade åtgärder.

<sup>39</sup> Ett annat sätt att beskriva detta är att använda informationen i figur 2. Den totala kostnaden för att nå reduktionsmålet är ytan med gröna streck under den gröna kurvan ( $TC_{ref}$ ). Detta är kostnaden för referensscenariot. Men eftersom de nya målen inte innebär en skärpning jämfört med de gamla (den röda kurvan ligger kvar på samma nivå) så förändras inte den totala kostnaden ( $TC_{nya}$ ) som krävs för att nå målen. Därmed blir åtgärdskostnaden för att nå de nya målen noll ( $TC_{ref} = TC_{nya}$ ). Hade de nya målen varit strängare hade den röda kurvan flyttat till höger och den extra åtgärdskostnads som krävts hade varit ytan under den gröna kurvan mellan det nya och det gamla röda strecket. För att avläsa den nya avgiftsnivån skulle man dock avläst skärningspunkten mellan den nya röda linjen och den gröna kurvan och fått ett högre  $A^*$ .

beredda att betala för att minska utsläppen. Det är alltså kostnaderna av de åtgärder och övriga styrmedel som vi i Sverige redan beslutat om som ska vara utgångspunkten för kostnadsberäkningen och fastställandet av avgifter för att nå nu uppställda mål.

Att kostnaden är noll för att nå mål utöver referensscenariot kan alltså tolkas som att nuvarande nivåer på avgifter för olika utsläpp är tillräckliga för att nå uppställda mål och inte behöver ökas. Det finns dock osäkerheter i dessa beräkningar som beror på att underliggande data är bristfälligt men också på att den ekonomiska utvecklingen spelar roll för vilka utsläppen blir. Budh (2003) försöker analysera detta och visar att då hon antar ett värsta scenario, där åtgärderna är hälften så effektiva och den ekonomiska utvecklingen leder till ökade emissioner, blir åtgärdskostnaderna betydligt högre. Detta skulle då tolkas som att nya styrmedel skulle behöva införas för att nå målen i Göteborgsprotokollet. Man måste också ha i åtanke att nu uppställda mål är delmål och att ytterligare reduktioner måste införas efter 2010 vilket enligt figuren ovan skulle innebära att nuvarande avgifter behöver ökas.

Av denna genomgång framgår att åtgärdskostnadsberäkningar är en secondbest lösning som inte på ett riktigt sätt speglar den kostnad som olika föroreningar ger upphov till. Av olika skäl finns det också osäkerheter i denna typ av beräkningar och de antaganden som beräkningarna baseras på måste anges tydligt så att resultaten inte tolkas och används på ett felaktigt sätt. Detta beräkningssätt är dock etablerat i och med att det legat till grund för internationella förhandlingar. Därtill har ett omfattande arbete lagts ned på RAINS-modellen som trots sin brister bedöms vara bra verktyg. Till dess fördelar hör att den kan genomföra sådana här beräkningar både för enskilda länder och för Europa som helhet. Vår slutsats är därför att åtgärdskostnadsberäkningar verkar vara en möjlig väg att värdera regionala effekter om inte andra alternativ finns.

### **3.2 Kostnadsberäkning enligt ExternE**

För hälsoeffekter på regional skala sker värderingen i ExternE med IP-ansatsen på samma sätt som på lokal skala, dvs. befolkningens exponering beräknas, effekterna av detta beräknas och därefter ges dessa ett värde. En fråga som är oklar i detta sammanhang är om partiklar som sprids på denna skala har samma effekt som direktemitterade avgaspartiklar. Nuvarande WHO-ståndpunkt är att så är fallet. De ER-samband som antas för avgaspartiklar kan därför även användas för att beräkna effekterna av sekundärt bildade partiklar (sulfat och nitrat) eftersom de också tillhör mindre partiklar ( $PM_{2.5}$ ). Till detta tillkommer effekter av ozonexponering som också räknas fram med IP ansatsen. Ett speciellt problem med detta ämne är att ozonhalten i ett område påverkas av de lokala utsläppen av  $NO_x$ . I tätorter kommer därför ozonhalten att vara lägre än i omgivande områden. I ExternE har de valt att inte ta hänsyn till denna effekt i kostnadsberäkningarna medan de däremot valt att ta med denna typ av ”neutralisering” för andra ämnen och effekter. I den svenska ExternE-studien blev exempelvis de regionala kostnaderna för utsläpp av  $SO_2$  från dieselfordon negativ eftersom spridningsmodellerna visade att  $SO_2$  neutraliserade andra ämnen (Nerhagen och Johansson, 2003).

Impact Pathway-ansatsen används också för att beräkna kostnaderna för effekten på grödor. Det har inte varit möjligt att inom detta projekt granska nuvarande antaganden när det gäller exponering, effekt och värdering. Vi kan

dock konstatera att denna kostnad endast utgör en bråkdel av kostnaden för påverkan på hälsa. Vi har också noterat att de i detta fall räknar med positiva effekter av nitrat eftersom det har en gödande effekt och kan därmed innebära en besparing för bönderna eftersom de inte behöver utnyttja konstgödsel i lika hög grad. Grödor är dock endast en del av ekosystemet som påverkas av dessa ämnen. För påverkan på övriga naturen har IP-ansatsen inte ansetts möjlig eftersom effektsamband saknas. Att sådana saknas beror bl.a. på att det är långsamma förlopp där naturen till en del är självläkande men även på att många faktorer samverkar vilket gör det svårt att urskilja påverkan från en enskild källa.

Problemen med att värdera effekter på ekosystemet med IP-ansatsen har medfört att de börjat fokusera på åtgärds-kostnadsberäkningar även inom arbetet med ExternE. I det projekt som kallas NewExt har de därför utvecklat något som kallas "Standard Price" ansatsen (Vermootte och De Nocker, 2003). Denna ansats har tagits fram för att stämma överens med det tillvägagångssätt som används i ExternE, nämligen att effekterna av ett visst utsläpp beräknas och dessa effekter multipliceras med ett värde för att ge en kostnad. Effekten i detta fall är överskridande av kritiska belastningsgränser<sup>40</sup> och värdet har tagits fram genom åtgärds-kostnadsberäkningar. Författarna beskriver tillvägagångssättet på följande sätt: "We follow a more sophisticated approach, which aims at figures that are more in line with the impact pathway approach of ExternE and that are additive to the ExternE estimates for impacts on human health, agriculture and building materials. Therefore, the analysis combines the impact pathway approach to estimate impacts in physical terms (step 1), which are then valued following a careful analysis of international agreements of emissions reductions in Europe (step 2). On this basis, we can estimate the shadow price per tonne of emissions (step 3)" (Vermootte och De Nocker, 2003, sid. 7).

Det nya med detta tillvägagångssätt är att Vermootte och De Nocker (2003) försöker urskilja hur stor andel av den totala åtgärds-kostnaden som bidrar till att minska försurning och övergödning i ekosystemet. Orsaken till detta är att de vill ha en kostnad som kan adderas ihop med de kostnader som räknats fram för hälsoeffekter och grödor med IP-ansatsen i ExternE. Eftersom åtgärds-kostnader framräknade från internationellt satta mål ofta bestäms utifrån vad som är önskvärt både med hänsyn till hälsopåverkan och påverkan på ekosystem och material kan de inte användas direkt. För att kunna separera ut åtgärds-kostnaderna för försurning och övergödning har de därför studerat de dokument som legat till grund för beslut kring begränsningar och utifrån det använt vikter för att ange om en nytta såsom hälsa också ingått som underlag för fastställande av önskvärda begränsningar. Genom detta viktningsförfarande säger de sig har reducerat de ursprungliga åtgärds-kostnaderna och fått fram den andel som gäller för åtgärder som minskar försurning och övergödning. För alla beräkningar använder de sig av RAINS-modellen och i sitt papper redovisar de även de åtgärds-kostnader som är framräknade för varje land före justeringen.

Efter framräkningen av den totala åtgärds-kostnaden för försurning och övergödning i Europa dividerar Vermootte och De Nocker (2003) detta med den yta som kommer att påverkas av dessa åtgärder. Genom detta får de fram en

---

<sup>40</sup> Detta är ett mått som används både i vetenskapliga texter och som underlag för att kunna fastställa reduktionsmål i internationella förhandlingar. En kritisk belastningsgräns är den haltnivå som naturen inte skadas av. I de förhandlingar man genomför handlar det om att minska antalet områden där halten överskrider den kritiska belastningsgränsen.

kostnad per hektar (100 Euro/hektar då de räknar med de nu beslutade målen) som kan sägas vara den europeiska betalningsviljan per hektar för att minska utsläppen. För att sedan räkna ut ett skuggpris för utsläppen i respektive land har de använt sig av resultat från en annan studie som visar vilken påverkan ett ton utsläpp får i olika länder. Effekten mäts i hur mycket ett ton bidrar till överskridandet av kritiska belastningsgränser i olika länder (antal hektar som överskrids). Resultatet av deras beräkning är att skuggpriset för Sverige blir bland de högsta i Europa (vilket beror på en hög andel känsliga områden eftersom kostnaden per hektar antas vara densamma i alla länder). Detta kan jämföras med åtgärdskostnadsberäkningen som var noll för Sveriges del.

Vad som bör uppmärksammas med denna metod, förutom framtagandet av kostnaden per hektar, är att effekten mäts i förändring i yta där kritiska belastningsgränser överskrids. Detta är en mått som är väl etablerat och som används i många sammanhang men liksom åtgärdskostnadsberäkningar kan det sägas vara en s.k. ”second-best” lösning. Detta diskuteras också av Vermoote och De Nocker (2003). Ett problem de nämner är att användandet av kritiska belastningsgränser innebär att hänsyn inte tas till påverkan på särskilt känsliga miljöer. Vidare är dessa beräkningar ofta baserade på statiska modeller och Vermoote och De Nocker (2003) föreslår att om möjligt bör mer dynamiska modeller användas där hänsyn även tas till vilken effekt en utsläppsminskning kan förväntas ha på återhämtningen i ekosystemet. Ytterligare ett problem, som bl.a. framkom i arbetet med att beräkna den svenska transportsektorns kostnader med ExternE, är att det finns tröskeleffekter i dessa beräkningar (Nerhagen och Johansson, 2003; Gustafsson, 2003). Detta innebär att små utsläpp inte ger upphov till några mätbara effekter och därmed blir kostnaderna noll.

### **3.3 Val av metod för kostnadsberäkning**

Som framgått av ovanstående genomgång är kostnadsberäkning av regional påverkan mer komplex än den för lokal påverkan. Det har därför inte varit möjligt att inom ramen för detta projekt komma fram till ett förslag på hur kostnadsberäkningen ska genomföras. Vi kommer istället utifrån ovanstående genomgång diskutera fördelar och nackdelar med redovisade metoder samt vilka aspekter som det är viktigt att ta hänsyn till vid denna typ av beräkningar. Detta avsnitt ska därför främst ses som en vägledning för fortsatt forskning. Vi börjar med en diskussion av IP-ansatsen.

Tanken med IP-ansatsen i ExternE är att kostnaderna ska beräknas utifrån de effekter utsläpp av föroreningar har. För hälsoeffekter är detta möjligt även för föroreningar som har en påverkan på regional skala. Dessa beräkningar genomförs på samma sätt som för föroreningar som sprids på lokal skala med skillnaden att exponeringsberäkningen inkluderar större områden. Alla de ämnen som ingick i beräkningarna på lokal skala i svenska ExternE ska även ingå på regional skala enligt resultaten i svenska ExternE. Av dessa är avgaspartiklar den viktigaste föroreningen eftersom den ger upphov till de största kostnaderna per fordonskilometer. Utöver de föroreningar som ingick i beräkningarna på lokal skala tillkommer föroreningar som bildas genom kemisk omvandling. Kostnaden för dessa måste läggas på ursprungsemissionen (SO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub> och VOC) och för att göra det måste man känna till hur den kemiska omvandlingen går till. Av den litteratur

och de resultat vi tagit del av verkar detta vara situationsberoende<sup>41</sup> så här behöver det utforskas om detta är en viktig aspekt att ta hänsyn till eller om samma fördelning kan användas oavsett fordon eller plats. När det gäller ozon måste det också utforskas om utsläpp av NO<sub>x</sub> i tätorter ska ges en negativ kostnad eftersom dessa utsläpp medför reducering av ozonhalten och därmed lägre hälsopåverkan i tätorter.

Att kostnaderna räknas fram utifrån vilka effekter ett utsläpp har innebär att de kommer att variera mellan olika områden, exempelvis kommer kostnaden för påverkan på hälsan att vara högre i områden med högre befolkningstäthet. Fördelen med IP-ansatsen är alltså bättre kunskap om hur kostnaderna varierar mellan olika områden vilket underlättar införandet av mer situationsanpassade åtgärder. Att använda denna ansats för de föroreningar som är betydelsefulla på regional skala är dock mer krävande bl.a. eftersom man måste modellera halterna över stora områden och kombinera detta med exempelvis befolkningsdata. Detta är datorkrävande och därmed kostsamt. Ett större problem är dock att detta tillvägagångssätt inte är möjligt för alla effekter som de föroreningar som sprids på regional skala har. IP-ansatsen bygger på att man vet att ett utsläpp medför X påverkan på hälsan och Y påverkan på grödor. Givet att man vet värdet för respektive påverkan kan man beräkna kostnaden för varje effekt för sig och sedan addera ihop dem för att få den totala kostnaden för detta utsläpp. För naturskador utöver grödor har man dock inte kunskap om effektsambanden vilket innebär att en kostnad utelämnas ur beräkningen.

En lösning på detta problem vore om effektsamband för naturskador kunde tas fram. Enligt den forskning vi tagit del av verkar det inte vara en möjlig väg att gå inom överskådlig framtid (Nerhagen et al., 2003). Liknande slutsatser dras i en engelsk rapport som hade till syfte att redovisa nuvarande kunskap om värdering av ekosystem och ge råd gällande framtida forskningsinsatser (MacMillan, 2001). Enligt den är kunskapen kring effektsamband bäst (men fortfarande ofullständigt) känd när det gäller färskvattensystem och att det där kan vara möjligt att genomföra värdering med IP-ansatsen som används i ExternE men att för övriga ekosystem är kunskapen för dålig. När det gäller kostnadsberäkning av effekter på ekosystemet med nuvarande metoder (kritiska belastningsgränser) noterar författaren också att detta innebär en ganska grov beräkning. Orsaken är att det inte är möjligt att mäta påverkan på enskilda platser som är särskilt känsliga. I rapporten konstateras också att det är problematiskt att mäta betalningsvilja för komplexa nyttigheter som ekosystem.

Eftersom det verkar vara svårt att få fram effektsamband för naturskador har de i ExternE-projektet NewExt utvecklat en alternativ metod för kostnadsberäkning, den s.k. ”standard price”-ansatsen. I nuläget omfattar den endast försurning och övergödning så effekter av ozon ingår alltså inte. Som vi förstår är tanken att de genom användandet av denna metod ska få fram en kostnad för försurning och övergödning av naturen som ska kunna adderas ihop med de kostnader för hälsa och grödor som ett visst utsläpp har. Vi anser dock att det är två frågor som måste utforskas innan man beslutar sig för att använda detta tillvägagångssätt.

Den först frågan gäller om kostnadsberäkningarna förbättras av detta. De ämnen som ger upphov till de största kostnaderna på regional skala är sådana som

---

<sup>41</sup> Leksell och Rabl (2001) konstaterar exempelvis följande: ”In Europe, for example, the ratio of NH<sub>3</sub> over SO<sub>2</sub> and NO<sub>x</sub> emissions is about twice as high ... sufficient to neutralize much of the acidity of the PM<sub>2,5</sub> in ambient air.”



bildas genom kemiska reaktioner (sulfat, nitrat och ozon). Alla dessa ämnen påverkar både hälsan, grödor och den övriga naturen. De åtgärder som beslutats om internationellt kommer därför att innebära förbättringar på alla dessa områden. Detta är anledningen till att Vermoote och De Nocker (2003) i ”standard price” ansatsen måste använda ett viktningssystem för att separera ut kostnaderna för försurning och övergödning. Som vi ser det kan ett alternativ därför vara att utgå ifrån framräknade åtgärdskostnader direkt på det sätt som nu görs i ASEK. Om dessa kostnader fångar alla effekter blir beräkningarna som krävs betydligt enklare än med IP-ansatsen och risken för dubbelräkning undviks. En nackdel med detta kan dock vara att kostnaden underskattas, speciellt för hälsoeffekter eftersom man inte utgår ifrån människors värdering. Ett alternativ kanske är att använda åtgärdskostnader för att värdera all påverkan på ekosystemet medan IP-ansatsen används för hälsoeffekter. Eftersom kostnaden för påverkan på grödor i de ExternE-beräkningar vi tagit del av ofta är väldigt låga undrar vi om det är motiverat att göra så omfattande beräkningar som IP-ansatsen förutsätter.

Den andra frågan gäller om ”standard price” ansatsen ger en riktig kostnad för den påverkan som ett utsläpp har. Som beskrivits ovan är grunden för denna metod åtgärdskostnadsberäkningar där de genom ett viktningssystem försökt särskilja värderingen av olika effekter. Att granska de beräkningar som Vermoote och de Nocker (2003) gjort har inte varit möjligt av flera skäl. Det är inte möjligt att utifrån dokumentationen granska vilka antaganden viktningssystemet bygger på. Utöver det bygger dessa beräkningar på åtgärdskostnader för flera länder som beräknats med RAINS-modellen. Som beskrivits ovan är det en komplex modell där kvaliteten på använda data verkar variera. Slutligen så är effekterna av utsläpp i olika länder hämtade från en annan källa. Eftersom denna typ av effektberäkningar bygger på spridningsberäkningar och modellberäkningar av överskridande av kritiska belastningsgränser har en granskning av underlaget inte varit möjlig inom detta projekt.

Det vi kunnat konstatera är att kritiska belastningsgränser som mått i effektberäkning är förenat med problem vars betydelse bör belysas i en utvärdering. De åtgärdskostnader Vermoote och de Nocker (2003) baserar sina beräkningar på ställer vi oss också tveksamma till eftersom de inte inkluderar kostnader för åtgärder som genomförts under senare år men som kommer att ha stor betydelse för att uppnå mål i Göteborgsprotokollet uppnås. Detta verkar dock vara ett val som författarna var tvungna att göra för att kunna särskilja värdet för försurning och övergödning<sup>42</sup>. Sammantaget gör detta att vi ställer oss tveksamma till de kostnader (skuggpriser) som presenteras i Vermoote och de Nocker (2003). Vår tolkning är att detta är resultaten av ett första försök att använda denna ansats där författarna inte haft möjlighet att göra beräkningar utifrån bästa möjliga data eller granska betydelsen av de antaganden de gör. Principerna för beräkningarna verkar dock inte vara felaktiga så eventuellt kan detta vara en möjlig väg till kostnadsberäkning av påverkan på naturen (med eller utan grödor).

---

<sup>42</sup> Vi drar denna slutsats utifrån följande formulering i Vermoote och de Nocker (2003): “As the abatement cost of the REF scenario for the year 2010 do not only represent the initiatives made to reduce the impacts of air pollution on ecosystem health but also on other impact categories (such as human health), it cannot be used to determine the range of the willingness to pay for the improvement of ecosystem health.”

Oavsett vilken ansats man väljer att använda sig av för att värdera regional påverkan kan vi konstatera att åtgärdskostnader är ett underlag i bägge fallen. Eftersom det verkar finnas osäkerheter kring dessa beräkningar bedömer vi det som relevant att i nuläget lägga resurser på att förbättra kunskapen kring hur dessa beräkningar genomförs och betydelsen av olika antaganden. Det lämpliga verkar vara att använda RAINS-modellen eftersom den trots sina brister kommer att användas i beräkningar i EU-projekt. Den verkar också kunna användas för att beräkna kostnader givet att det är kostnadseffektiva åtgärder som genomförs på Europa-nivå och detta är nog mer relevant än att beräkna kostnader utifrån svenska mål och svenska åtgärder. Vi vill dock påpeka att användandet av åtgärdskostnader är en ”second-best” lösning som är behäftad med problem och det bör utforskas om kostnader beräknade på detta sätt underskattar eller överskattar det verkliga värdet.

När det gäller vilka kostnader man ska använda för föreningar som har en regional påverkan har vi inte funnit något underlag som kan användas för att revidera de som nu används. Däremot har vi funnit resultat som stödjer nuvarande nivåer. Vi har refererat två studier (Budh, 2003; Vermoote och de Nocker, 2003) som båda kommer fram till att åtgärdskostnaden för Sverige för att nå de mål som är fastställda i Göteborgsprotokollet är noll. I deras jämförelsealternativ ingår nu genomförda eller planerade åtgärder och deras resultat tolkar vi som att inga ytterligare åtgärder behövs<sup>43</sup>. I nuvarande åtgärder ingår avgifter för utsläpp varför vår slutsats av deras resultat visar att nuvarande nivå på kostnader för olika utsläpp är riktig. I nuvarande tillämpning antas dock kostnaden vara densamma över hela landet men vi tror att det kan finnas anledning att undersöka om de bör differentieras mellan olika områden och i så fall hur. I tillägg bör det övervägas om kostnader även ska räknas fram för den påverkan avgaspartiklar (och övriga utsläpp som ingår i kostnadsberäkningen på lokal skala) har på regional skala. Enligt resultaten i svenska ExternE var denna kostnad för avgaspartiklar 5 500 Euro per ton för emissioner i tätorter som har regional spridning, vilket motsvarar ca 50 kronor per kg. Denna påverkan tror vi inte legat till grund för de mål om utsläppsreduktioner som man beslutat om i Göteborgsprotokollet (eftersom detta inte är sekundärt bildade föreningar) och de skulle därmed inte omfattas av de åtgärdskostnader som räknats fram.

---

<sup>43</sup> Vermoote och de Nocker (2003) uttrycker det på följande sätt: ...some countries with low additional costs to meet the Gothenburg Protocol... may have taken already more costly measures (and large emissions reductions) in the reference scenario. As a result, some of these countries (f.e. Finland, Sweden, Switzerland) do not have to contribute (a lot) in further emission reduction programs...

## DEL 2 Granskning av ExternE-antaganden

### 4 Exponeringsberäkning för Stockholm

#### 4.1 Introduktion

I detta kapitel presenteras beräknade halter och exponering av vägtrafikens emissioner. Beräkningar enligt de emissionsfaktorer och trafikarbete per invånare som användes i svenska ExternE jämförs med beräkningar baserade på emissioner enligt Stockholms och Uppsala läns Luftvårdsförbunds databas för år 2000 (EDB2000)<sup>44</sup>. Betydelsen av upplösningen och av befolkningsviktning studeras. Exponeringen beräknas genom att årsmedelvärden av halterna i urban bakgrund viktas med befolkningsdata (mantalsskrivningsadress). Exponeringsberäkningarna görs för det lokala bidraget från vägtrafiken av avgaspartiklar (PM<sub>2.5</sub>), slitagepartiklar (PM<sub>10-2.5</sub>), SO<sub>2</sub>, Bensen, 1–3 butadien och BaP eftersom det är dessa föroreningar som ingick i den svenska ExternE-beräkningen. Befolkningsviktade halter har beräknats som ( $C$ = halt;  $Bef$ = befolkningsantal):

$$C_{\text{Befolkningsviktad}} = \frac{\sum_{\text{Allagridrutor}} C_{\text{gridruta}} Bef_{\text{gridruta}}}{\text{Totala befolkningen}}$$

I avsnittet redovisas även kartor som visar den geografiska variationen av produkten av befolkning och koncentration.

Spridningsberäkningarna utfördes med hjälp av två modeller, vindmodell och gaussisk spridningsmodell. Vindmodellen genererar ett representativt vindfält över hela beräkningsområdet. Indata till modellen är en klimatologi som baserats på mätningar från en 50 m hög mast i Högdalen i Stockholm under perioden 1990–2000. Mätningarna inkluderar horisontell och vertikal vindhastighet, vindriktning, temperatur, temperaturdifferensen mellan tre olika nivåer och solinstrålning. Vindmodellen tar även hänsyn till variationerna i lokala topografiska förhållanden. Den gaussiska spridningsmodellen har använts för att beräkna halternas fördelning över beräkningsområdet. Halterna har beräknats två meter ovan öppen mark.

#### 4.2 Ingångsdata; befolkning och trafikarbete

Svenska ExternE's område är "Stockholm" med 1 212 196 invånare och 3 963 miljoner fordonskilometer (fkm) (baserat på 3 269 fkm per invånare). Vad som menas med "Stockholm" är oklart. Detta kommer att jämföras med beräkningsområdet "Storstockholm", för vilket Slb Analys gjort många beräkningar i tidigare utredningar. Inom beräkningsområdet Storstockholm bor 1 444 158 invånare och enligt EDB2000 var det totala trafikarbetet 6 610 miljoner fkm år 2000. Detta betyder 4 577 fkm per invånare, dvs. betydligt större trafikarbete per invånare än värdet (3 269 fkm/invånare) i svenska ExternE, se tabell 15.

<sup>44</sup> Antagande om emissionsfaktorer och trafikarbete som användes i svenska ExternE finns beskrivna i TFK rapport 2003:5. Antagande om emissionsfaktorer bygger på modeller som är framtagna av Hammarström (2002).

**Tabell 15** Jämförelse mellan befolkning och trafikarbete i svenska ExternE's Stockholm och uppmätt trafik i Storstockholmsområdet.

	Befolkning	Fkm/invånare	Trafikarbete (miljoner fkm)
ExternE "Stockholm"	1 212 196	3 269	3 963
EDB2000 Storstockholm	1 444 158	4 577	6 610
Kvot EDB2000/ExternE	1,19	1,40	1,67

Om emissionsfaktorerna och fordonssammansättningen vore exakt densamma i svenska ExternE och i EDB 2000 skulle EDB2000's trafikarbete per invånare ge upphov till högre emissioner och därmed högre halter. Det blir dock inte fallet eftersom emissionsfaktorer och fördelning mellan olika fordon skiljer sig mellan svenska ExternE och EDB2000, vilket gör att de totala emissionerna skiljer sig. I tabell 16 visas de emissionsfaktorer som antagits i svenska ExternE och i tabell 17 redovisas fördelningen på fordonsslag. I EDB2000 används emissionsfaktorer enligt EVA<sup>45</sup> för de flesta ämnen medan fordonssammansättningen skiljer sig åt mellan olika vägtyper.

**Tabell 16** Emissionsfaktorer svenska ExternE. Enhet g/fkm.

	Personbil Bensin	Personbil Diesel	Lastbilar (>3,5 ton)	Bussar	Motor cyklar
CO	24,5	0,8	2,4	3,2	18,6
Nox	0,91	1,24	9,7	10,4	0,08
NM VOC	2	0,21	1,53	1,57	5,82
CH4	0,31	0,01	0,1	0,14	0,19
Exhaust particles	0,02	0,18	0,53	0,47	0,12
N2O	0,043	0,023	0,03	0,03	0,002
NH3	0,055	0,001	0,003	0,003	0,002
Fuel	113	85	340	317	32
CO2	359	266	1067	994	102
SO2	0,009	0,004	0,018	0,017	0,003
Benzene	0,115	0,004	0,001	0,001	0,35
1-3 butadiene	0,021	0,002	0,051	0,052	0,071
B(a)P	0,00000035	0,0000017	0,0000009	0,0000009	0,00000048

Källa: Johansson och Ek (2003).

**Tabell 17** Fordonsslag i tätort i svenska ExternE.

Fordonsslag	Andel
Bensinbil	82%
Dieselsbil	11%
Lastbilar	4%
Bussar	2%
Motorcyklar	1%
Summa	100%

Källa: Johansson och Ek (2003).

Av tabell 18 framgår att med trafikarbete per invånare, emissionsfaktorer och fordonssammansättning som i svenska ExternE blir utsläppen i Storstockholm

<sup>45</sup> Vägverkets beräkningsmodell.

betydligt högre för vissa ämnen och lägre för andra i jämförelse med om utsläppen beräknas i EDB2000. För exempelvis kolmonoxid, CO, blir utsläppen i Storstockholm 99 893 ton/år jämfört med 59 588 ton/år i EDB2000. Svenska ExternE ger alltså 60 % högre utsläpp jämfört med EDB2000. Emissionsfaktorn för CO i svenska ExternE (viktad för fordonsslag i enlighet med tabell 5) är 20,5 g/fkm och i EDB2000 används 9,0 g/fkm. För NO<sub>x</sub> däremot är utsläppen 13 % lägre enligt svenska ExternE jämfört med EDB2000. Emissionsfaktorn enligt svenska ExternE är 1,48 g/fkm jämfört med 1,20 g/fkm enligt EDB2000.

**Tabell 18** Jämförelse av utsläpp i Storstockholmsområdet mellan svenska ExternE's och EDB 2000.

Ämne	Enhet	Svenska ExternE	EDB2000	Svenska ExternE/ EDB2000	Svenska ExternE (g/fkm)	EDB2000 (g/fkm)
CO	Ton/år	96893	59558	1,63	20,52	9,0
NO <sub>x</sub>	Ton/år	6984	7919	0,88	1,48	1,20
NM <sub>10</sub> VOC	Ton/år	8563	10727	0,80	1,81	1,62
CH <sub>4</sub>	Ton/år	1246	–	–	0,26	
Avgaspartiklar	Ton/år	321	179	1,79	0,068	0,027
Slitagepartiklar	Ton/år	–	2321	–	–	0,343
N <sub>2</sub> O	Ton/år	187	–	–	0,040	
NH <sub>3</sub>	Ton/år	214	315	0,68	0,045	0,048
Fuel	Ton/år	577 231	–	–	122	
CO <sub>2</sub>	Ton/år	1 828 047	1 684 673	1,09	387	255
SO <sub>2</sub>	Ton/år	42	49,8	0,84	0,0089	0,0075
Bensen	Ton/år	464	413	1,12	0,10	0,062
1–3 butadien	Ton/år	100	159	0,63	0,021	0,024
B(a)P	kg/år	2,52	2,78	0,09	0,00000053	0,00000042
Trafikarbete	Miljoner fkm	4721*	6610**	0,71		

\* Beräkningarna för svenska ExternE bygger på Storstockholmsområdets invånarantal men svenska ExternE's trafikarbete per invånare samt svenska ExternE's emissionsfaktorer och fordonsfördelning.

\*\* Trafikarbete år 2000 i Storstockholm enligt EDB2000.

Med hjälp av utsläppsförhållandena mellan svenska ExternE och EDB2000 kan beräkningarna av halter enligt svenska ExternE jämföras med beräkningar i Airviro<sup>46</sup> med olika upplösning. För en viss given upplösning (och samma meteorologiska förhållanden och samma spridningsmodell) och med fördelningen av utsläppen enligt EDB2000 blir förhållandet mellan halterna samma som förhållandet mellan utsläppen enligt tabell 18.

### 4.3 Resultat av spridningsberäkningar

Spridningsberäkningar genomfördes för Storstockholmsområdet med 500x500 meters upplösning. Beräkningarna avser endast vägtrafikens bidrag utifrån emissionsfaktorerna för år 2000. Värdena beräknades dels med svenska ExternE's emissionsfaktorer och trafikarbete som bygger på invånarantal, dels beräknades halterna enligt uppgifter i EDB (2000).

Av de ämnen som redovisas ovan är det endast vissa som medför en negativ påverkan på människors hälsa lokalt. Utöver de ämnen som ingick i svenska

<sup>46</sup> Namnet på det programpaket som används för spridningsmodellering i Stockholm.

ExternE (förutom CO som anses ha en liten påverkan på människors hälsa) gjordes även beräkningar för NO<sub>x</sub> eftersom de ingår i nuvarande ASEK-beräkning samt slitagepartiklar eftersom de lämnar ett betydelsefullt bidrag till partikelhalterna i svenska tätorter. Beräkningar gjordes för följande 7 ämnen.

- NO<sub>x</sub>
- Avgaspartiklar (PM<sub>2.5</sub>)
- Slitagepartiklar (PM<sub>10-2.5</sub>)
- SO<sub>2</sub>
- Bensen
- 1–3 butadien
- Benso[*a*]pyren (BaP).

För partiklar beräknas halterna av slitagepartiklar (PM<sub>10-2.5</sub>) baserat på emissionsfaktorer som bestämts utifrån mätningar och invers modellering i Stockholm. I dessa halter ingår bidraget från slitage, sandning och uppvirvling. I svenska ExternE ingår endast partiklar från avgasemissioner så de har endast beräknat halterna för PM<sub>2.5</sub>. Av detta skäl finns det ingen jämförelse redovisad för PM<sub>10-2.5</sub>. Medelhalterna för hela Storstockholmsområdet framgår av tabell 19.

**Tabell 19** Medelhalter i hela beräkningsområdet med och utan befolkningsviktning. Upplösningen i beräkningarna är 500 meter.

Ämne	Svenska ExternE's utsläpp		EDB2000 utsläpp		Absolut Skillnad i halt	
	Oviktad	Viktad	Oviktad	Viktad	Oviktad	Viktad
NO <sub>x</sub> (µg/m <sup>3</sup> )	5,95	12,7	6,75	14,4	0,80	1,70
Avgaspartiklar (µg/ m <sup>3</sup> )	0,26	0,60	0,14	0,34	0,11	0,27
PM10-2.5 (µg/ m <sup>3</sup> )	–	–	1,52	2,87	–	–
Bensen (ug /m <sup>3</sup> )	0,401	0,995	0,357	0,886	0,044	0,109
1–3 butadien (µg/ m <sup>3</sup> )	0,086	0,213	0,137	0,338	0,051	0,125
SO <sub>2</sub> (µg/ m <sup>3</sup> )	0,0338	0,0840	0,0400	0,0994	0,0062	0,01
BaP (ng/ m <sup>3</sup> )	0,021	0,049	0,024	0,054	0,0022	0,0052

De oviktade medelvärdena av NO<sub>x</sub> för hela Storstockholm (alla 70x70 gridrutorna i området) är 5,95 µg/m<sup>3</sup> och 6,75 µg/m<sup>3</sup> med emissioner enligt svenska ExternE respektive EDB2000. Om värdena viktas med befolkningen erhålls 12,7 µg/m<sup>3</sup> och 14,4 µg/m<sup>3</sup> för svenska ExternE respektive EDB2000. Skillnaderna mellan värdena beror i detta fall enbart på att emissionerna skiljer sig såsom påpekas ovan (samma modell, meteorologi etc. har använts). Av tabellen framgår också vad detta betyder för skillnaderna i halterna i absoluta tal; 0,80 µg/m<sup>3</sup> respektive 1,70 µg/m<sup>3</sup> för oviktade respektive viktade medelvärden för NO<sub>x</sub>. De ämnen som skiljer sig mest mellan ExternE och EDB2000 är avgaspartikelhalterna och butadienhalterna. Butadienhalterna är 37 % lägre och avgaspartikelhalterna 79 % högre med svenska ExternE jämfört med EDB2000.

Om man ser till alla ämnen är kvoten mellan de viktade medelvärdena och de oviktade mellan 1,9 och 2,5, dvs. 2 till 2½ gånger högre värden erhålls då befolkningsviktning används. Förhållandet mellan viktade och oviktade värden är detsamma för svenska ExternE och EDB2000 eftersom samma geografiska fördelning av utsläppen använts för beräkningarna.

## 4.4 Partikelhalter och upplösning

En viktig frågeställning är vad upplösningen i beräkningarna betyder för halterna. De ursprungliga beräkningarna i svenska ExternE var genomförda med ett grov-maskigt gridnät för att kunna täcka ett stort område (ju finare upplösning desto mer datorkrävande blir beräkningarna). I Airvirossystemet kan upplösningen varieras från omkring 25 meter och uppåt. Noggrannheten i beräkningsresultaten är avhängig av noggrannheten i emissionsdata och hur väl modellen kan beskriva den lokala spridningen, vilket också beror på de topografiska förhållandena. I detta fall beräknades halterna av avgaspartiklar i 4 olika upplösningar:

35 x 35 km (hela området utan ytterligare upplösning)

5 x 5 km (7 x 7 gridrutor)

500 x 500 meter (70 x 70 gridrutor)

100 x 100 meter (350 x 350 gridrutor).

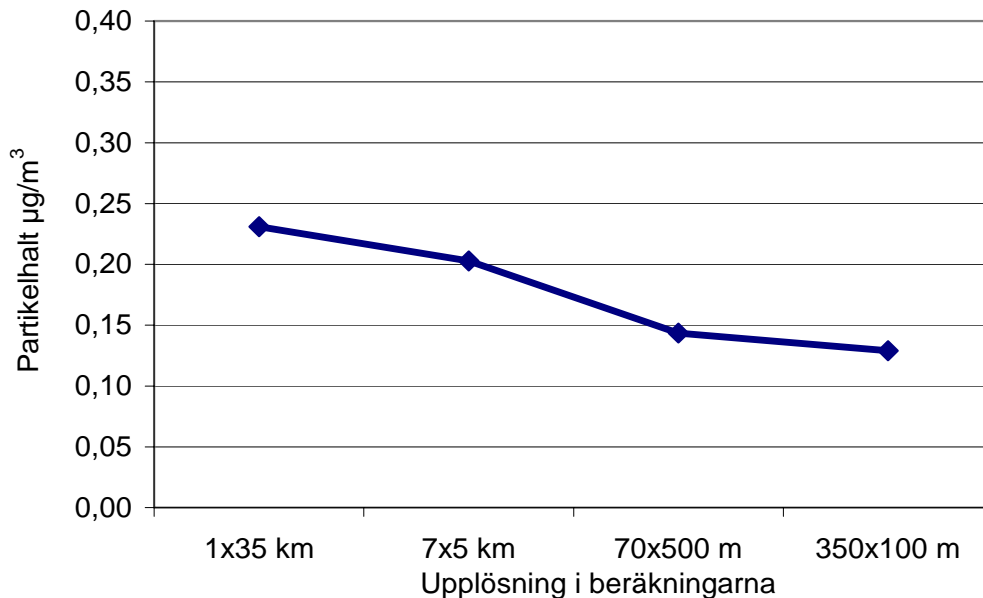
I samtliga fall beräknas medelhalterna av avgaspartiklar, dels oviktade, dels viktade med befolkningsantalet i varje gridruta. Om man först betraktar fallet med oviktade halter i tabell 20 kan man konstatera att medelvärdena för alla gridrutor sjunker ju större (högre) upplösning beräkningarna baseras på. Om hela området utgörs av en enda gridruta på 35x35 km blir halten  $0,23 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Med 122 500 gridrutor (350x350 st.) blir medelvärdet  $0,13 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Detta beror på att många rutor ligger i områden som inte påverkas av den lokala vägtrafikens utsläpp, dvs. i de områdena är halterna väldigt låga.

**Tabell 20** Medelhalter av avgaspartiklar år 2000 för Storstockholmsområdet. Halterna har beräknats med 4 olika upplösningar. Enhet  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ .

Upplösning	Medelhalt oviktad	Medelhalt viktad	Kvot Viktad/oviktad
35 x 35 km	0,23	0,23	1
5 x 5 km	0,20	0,36	1,8
500 x 500 meter	0,14	0,34	2,3
100 x 100 meter	0,13	0,33	2,6

De befolkningsviktade värdena är betydligt högre än de oviktade. Vid 5 kilometers upplösning är halten 80 % högre och vid 100 meters upplösning en faktor 2,6 gånger högre. Men kanske något förvånande är de befolkningsviktade halterna inte högst med högst upplösning. Det högsta medelvärdet ( $0,36 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) erhålls för 5x5 km (49 gridrutor). I fallet med högst upplösning (100x100 meter) blir den befolkningsviktade halten något lägre  $0,33 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Orsaken till detta är att föroreningshalterna avtar kraftigt när man avlägsnar sig från vägarna och detta kvantifieras bäst med så hög upplösning som möjligt, dvs. med 100 meters upplösning. I fallet med 500 meters upplösning fördelas vägens emissioner över hela gridrutan som då täcker in bostäder som ligger upptill 500 meter från vägarna. I verkligheten avtar halterna snabbare från vägen och detta fångas bättre med 100 meters upplösning. Det mest sanna värdet är alltså det med högst upplösning (förutsatt att beräkningsmodellen beskriver utspädningen av halterna med avståndet från vägarna på ett korrekt sätt).

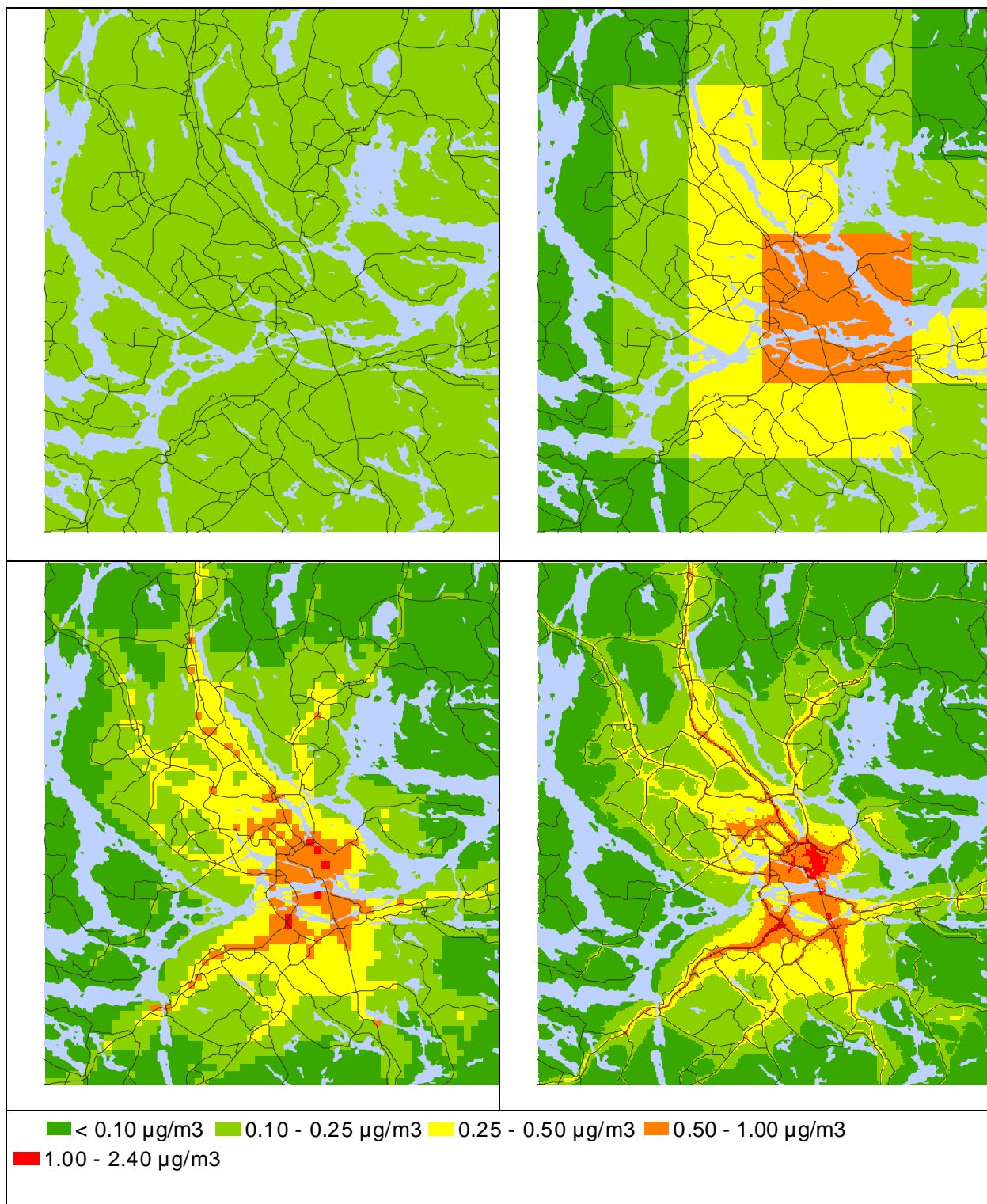
Data från tabell 10 har plottats i figur 3. På x-axeln anges hur finmaskigt nätet är, upplösningen varierar från en ruta där varje sida är 35 km till en uppdelning av området i flera rutor (350x350) där sidorna på varje ruta är 100 meter. Med hjälp av denna figur kan man interpolera och se vad andra upplösningar inom detta beräkningsområde skulle betyda för den genomsnittliga oviktade halten av avgaspartiklar.



**Figur 3** Betydelsen av upplösningen i beräkningarna för de genomsnittliga halterna i ett område. Beräkningsområdet är samtliga fall  $35 \times 35 \text{ km}^2$  och upplösningen varierades från 35 km till 100 meter.

Upplösningens betydelse åskådliggörs också tydligt när man studerar kartorna i figur 4. Här presenteras avgaspartikelhalterna i Stockholmsområdet år 2000 (endast bidrag från lokala trafiken). Beräkningarna har genomförts i fyra olika upplösningar: 35 km (1 gridruta), 5 km (49 gridrutor), 500 meter (4 900 rutor) och 100 meter (122 500 rutor). I fallet med 100 meters upplösning framgår vägnätet tydligt och halterna sjunker snabbt när man avlägsnar sig från vägarna. I fallet med 5 km rutor fördelas utsläppen i hela rutan och halterna kommer att överskattas mycket kraftigt i områden som inte har några betydande emissioner från vägtrafiken, samtidigt som halterna underskattas intill vägarna. Hur stort fel man gör beror på var befolkningen bor i förhållande till utsläppen.

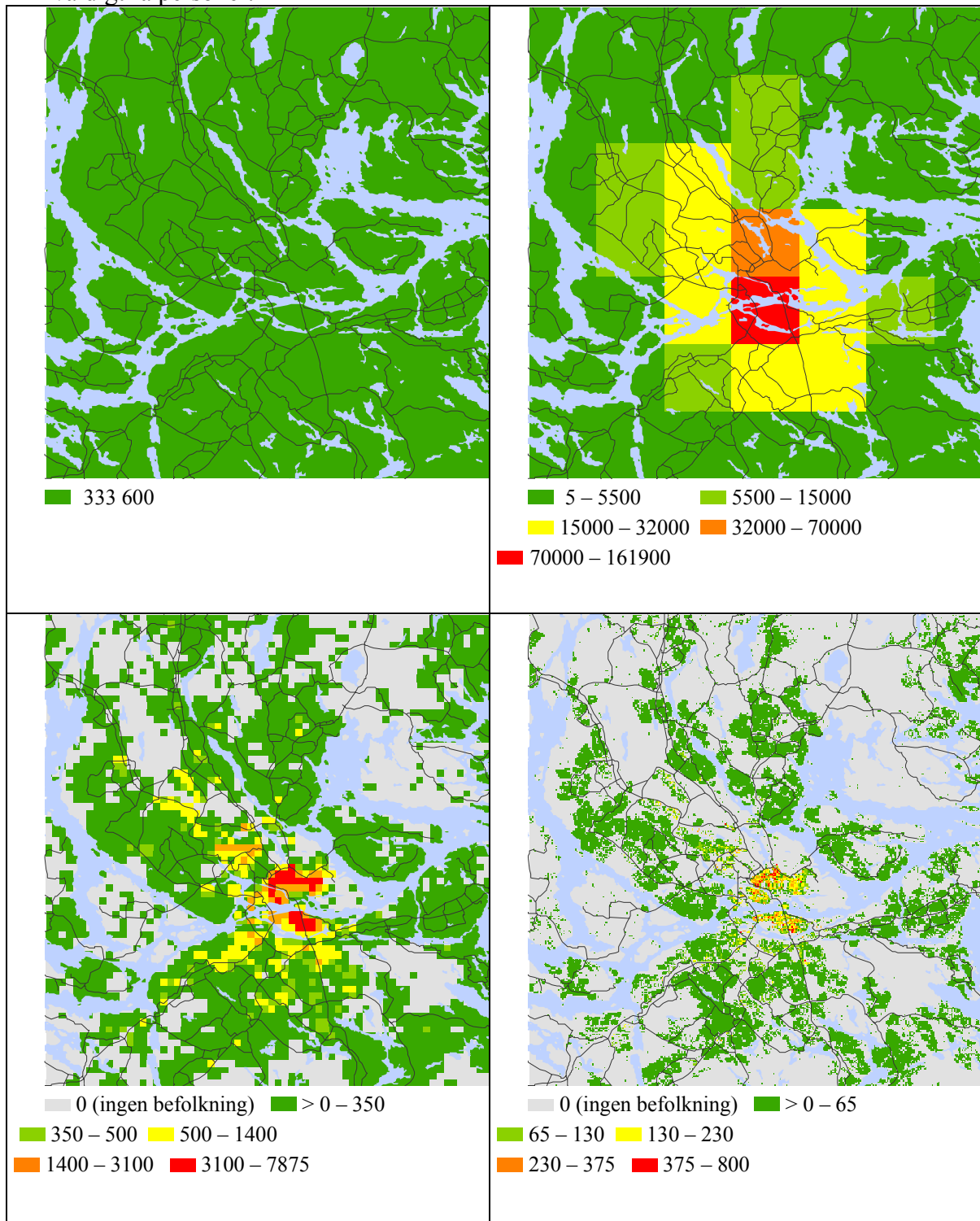




**Figur 4** Beräknade avgashalter över Storstockholm. Beräkningarna har genomförts i fyra olika upplösningar: 35 km, 5 km, 500 m och 100m. De baseras på EDB2000.

I figur 5 visas den geografiska fördelningen av de befolkningsviktade ”halterna”, dvs. antal personer i en viss gridruta multiplicerad med halten i rutan ( $\mu\text{g}/\text{m}^3 \cdot \text{personer}$ ). Man kan jämföra den geografiska variationen i de befolkningsviktade halterna med de oviktade halterna som presenteras i figur 4.

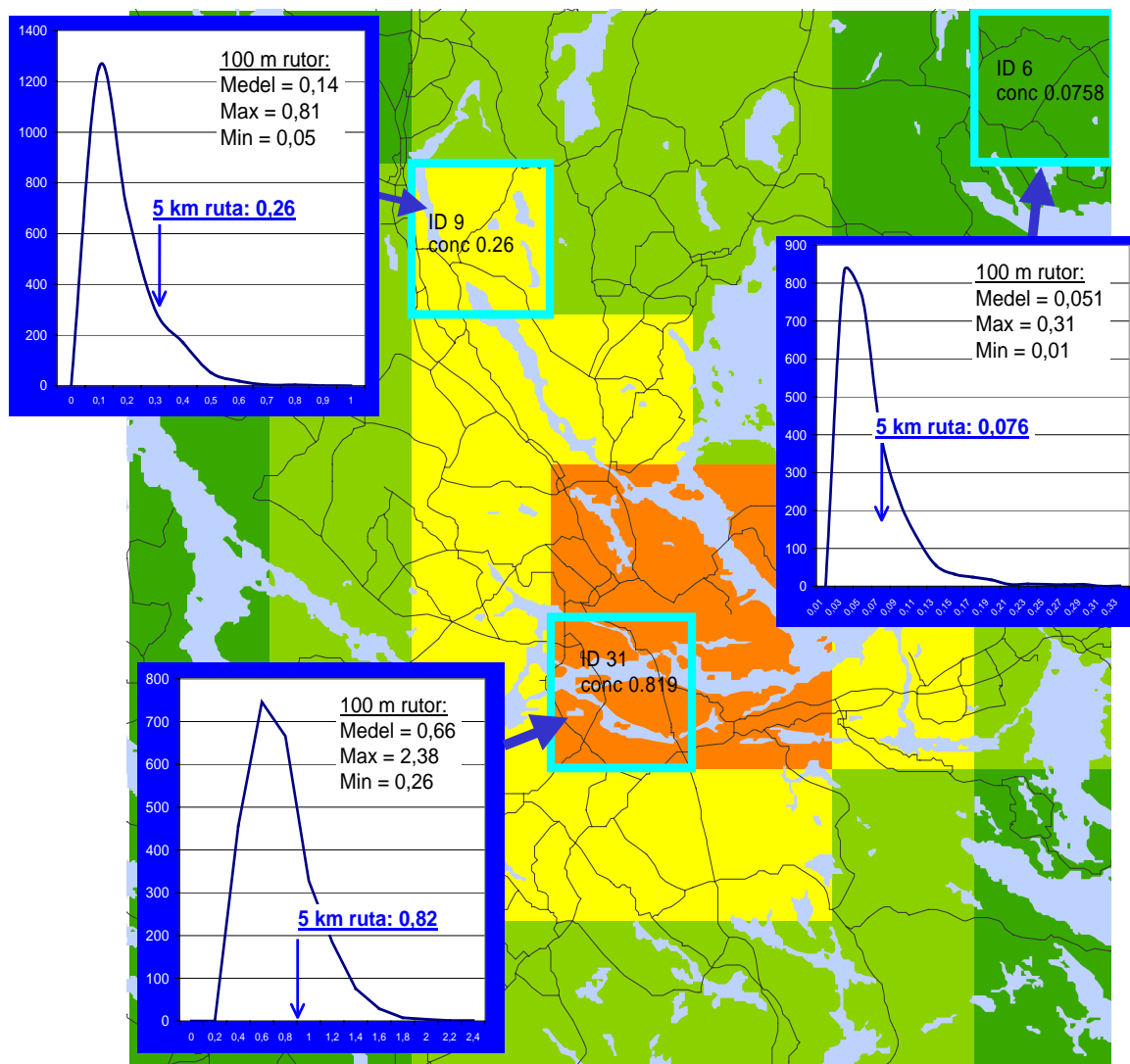
Skillnaderna blir naturligtvis stora i områden där det inte bor några personer eller väldigt få personer.



**Figur 5** Geografisk fördelning av befolkningsviktade halter (halt\*personer,  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ \*personer).

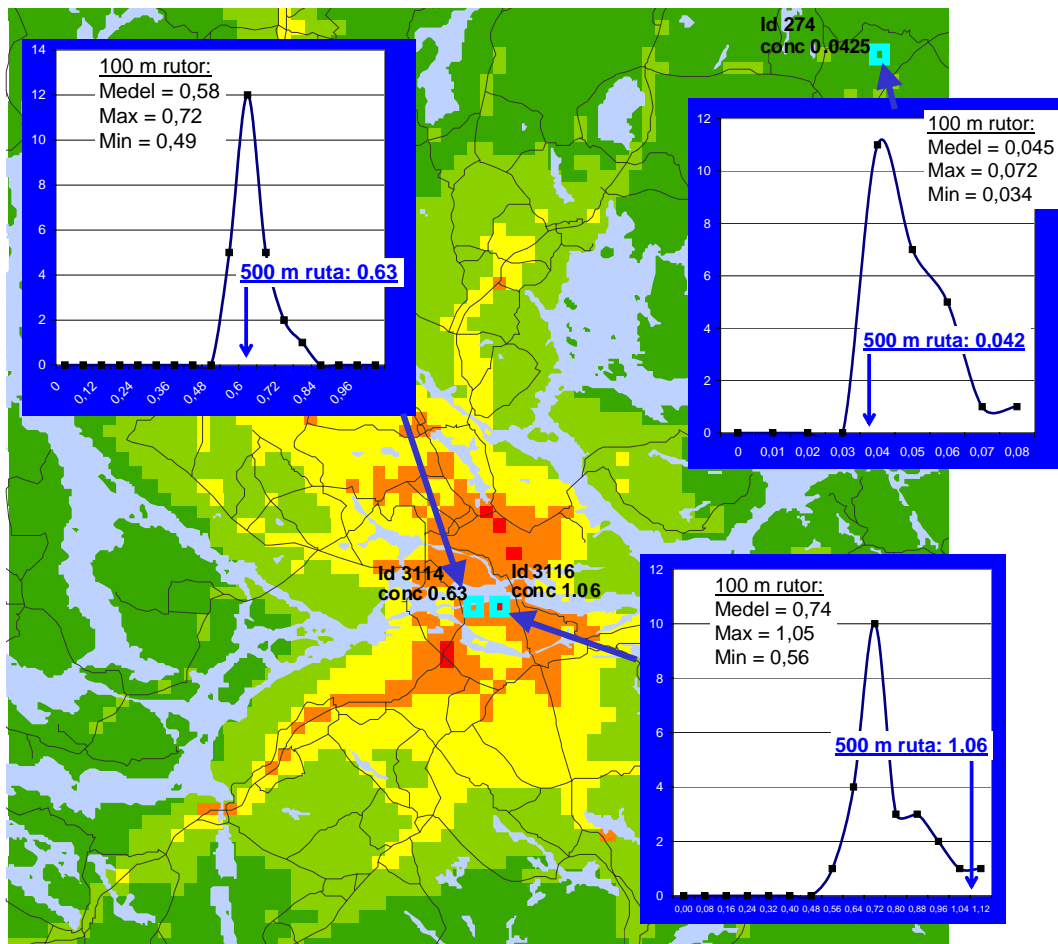
I figur 6 illustreras att halterna kan variera kraftigt inom en gridruta på 5 kilometer. I de tre 5-kilometersrutorna i figuren visas exempel på hur halterna med upplösningen 100 meter varierar. I den mest belastade rutan är medelhalten av alla 100 meters rutor  $0,66 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , att jämföra med 5-kilometersrutans värde på

0,82  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Det maximala värdet är 2,38  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  och minimivärdet 0,26  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . I de mindre belastade rutorna som visas i figuren är det mer än en faktor 10 i skillnad mellan den lägsta och högsta halten.



**Figur 6** Variationerna i halter med 100 meters upplösning inom tre olika 5 kilometers rutor. Inom varje 5 kilometers ruta finns 2 500 rutor med 100 meters upplösning.

I figur 7 visas variationerna i halter med 100 meters upplösning inom tre olika 500 meters rutor. De olika 500 meters rutorna är valda att representera områden med höga, mellanhöga och låga föroreningshalter på grund av den lokala vägtrafikens utsläpp. Som framgår av figuren är medelvärdena i halterna beräknade för hela 500-metersrutan högre än medelvärdena för alla 100 meters rutorna, men bara i de mest föroreningsbelastade rutorna. I rutan med högst halter är rutans medelvärde beräknat med 500 meters upplösning 1,06  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  medan beräkningen med 100 meter ger ett medelvärde på 0,74  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . I den minst föroreningsbelastade rutan blir 500-metersupplösningens medelvärde 0,042  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , medan 100-metersrutornas medelvärde blir ungefär detsamma; 0,045  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Inom varje 500-metersruta är maxvärdena av 100-metersrutorna ungefär dubbelt så höga som minimivärdena av halterna.



**Figur 7** Variationerna i halter med 100 meters upplösning inom tre olika 500-metersrutor. Inom varje 500-metersruta finns 25 rutor med 100 meters upplösning.

Ytterligare ett exempel på att halterna varierar mellan olika områden är att om beräkningar endast görs av oviktade halter i Stockholms innerstad<sup>47</sup> med 100 meters upplösning visar de ett värde på  $0,596 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Detta att jämföra med det värde  $0,13 \mu\text{g}/\text{m}^3$  som erhålls om beräkning med samma upplösning görs för hela Storstockholm (se tabell 8). Om man skulle göra exponeringsberäkning för befolkningen i innerstaden baserat på den oviktade halten för hela Storstockholm skulle det alltså innebära en underskattning på en faktor 4,5 ( $0,596/0,13$ ). När det gäller exponeringsberäkningen i svenska ExternE genomfördes den på ett sätt som motsvarar beräkningen för hela Storstockholm, upplösning  $35 \times 35 \text{ km}$ . Denna beräkning ger en halt (oviktad och befolkningsviktad) på  $0,23 \mu\text{g}/\text{m}^3$  att jämföra med den befolkningsviktade halten med bättre upplösning som ger ett värde på ca  $0,35 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Beräkningarna i svenska ExternE har därför troligtvis underskattat den genomsnittliga exponeringen i Stockholm med 1,5.

<sup>47</sup> Befolkningen i detta område är 350 036 och ytan  $49 \text{ km}^2$ .

## 5 Hälsoeffektberäkning

### 5.1 Inledning

Under senare år har partiklarnas hälsoeffekter stått i fokus för forskningen om luftföroreningarnas hälsoeffekter. När Världshälsoorganisationen WHO:s Europaregion utgav sina senaste Air Quality Guidelines (WHO, 2000a) tog man det principiellt viktiga steget att lämna konceptet om en tröskeffekt för partiklar, dvs. lämna fokuseringen på att ange en nivå under vilken halten inte påverkar hälsan eller riskerna. Därefter har det snabbt tillkommit ytterligare studier av partiklarnas hälsoeffekter, såväl experimentella studier som epidemiologiska studier vilka kan användas för att skatta ER-samband byggande på omgivningshalternas effekt på allmänbefolkningen. Dessa samband är nödvändiga för hälsokonsekvensberäkningar. Toxikologiska studier har ett värde främst i möjligheterna att undersöka möjliga kausala mekanismer. Dessa nya studier har tillfört ny kunskap som motiverat viktiga organ som amerikanska naturvårdsverket, EU och WHO att uppdatera sina synteser av kunskapsläget (WHO, 2003; WHO, 2004a; WHO, 2004b).

Eftersom effekter på mortaliteten ses som mycket allvarliga och väger tungt i samhällsekonomiska kalkyler läggs här tonvikten vid mortalitetsstudierna. En sammanställning och metaanalys av korttidseffekter på morbiditet (från tidsserieanalyser) finns i en nyligen utgiven WHO-rapport (WHO, 2004a)<sup>48</sup>.

### 5.2 Effekter på mortaliteten av partiklar

#### 5.2.1 Långtidseffekter

Då det framkommit att partikelhaltens effekt på mortaliteten underskattas betydligt om man beaktar enbart effekter som beror på de senaste dygnens halt, har longitudinella studier som beskriver långtidseffekten på mortaliteten särskilt stor betydelse. Det finns dock bara ett fåtal sådana studier, varav den klart största och mest refererade bygger på data från The American Cancer Society (ACS) Cancer Prevention II Study. Det är en prospektiv kohortstudie av cirka 1,2 miljoner vuxna amerikaner från USA:s 50 stater. Utifrån det ursprungliga syftet finns detaljerade individuella data om riskfaktorer för cancer. När studien påbörjades 1982 var alla deltagare 30 år eller äldre.

Luftföroreningsstudien som baseras på ACS Cancer Prevention II Study omfattar ungefär 500 000 av deltagarna. Den första analysen av föroreningshalt i tätorten och dödlighet baserades på en uppföljning av dödligheten till 1990 (Pope et al., 1995). Effekten på totala mortaliteten per 10  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  högre halt av  $\text{PM}_{2.5}$  angavs till 6,6 % (95 % KI<sup>49</sup> = 3,5–9,8 %). Dessa resultat har varit föremål för en omfattande reanalys (Krewski et al., 2000). En replikationsanalys visade på något högre effekt, 7 % per 10  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  högre halt (95 % KI = 3,9–10,0 %), än ursprungligt rapporterad av Pope (1995). Reanalysens andra fas omfattade en känslighetsanalys. Denna visade att resultaten för  $\text{PM}_{2.5}$  har viss känslighet för hur man kontrollerar för möjlig ”confounding” på områdesnivå (geografiska mönster i mortaliteten som kan bero på andra faktorer) samt att det är svårt att separera

<sup>48</sup> Mortalitet=dödlighet och morbiditet=sjukdom.

<sup>49</sup> KI=konfidensintervall.

effekterna av PM<sub>2.5</sub> från svaveldioxid respektive sulfat. Koefficienterna för PM<sub>2.5</sub> minskade om svaveldioxid samtidigt ingick i modellen.

Senare har gjorts en analys med uppföljning av mortaliteten till 1998 (Pope et al., 2002; Pope et al., 2004). Effekten på totala mortaliteten av 10 µg/m<sup>3</sup> högre genomsnittshalt (5–30 µg/m<sup>3</sup>) av PM<sub>2.5</sub> angavs till cirka 6 % (95 % KI = 2–10 %) (Pope et al., 2002). Användes halten 1979–1983 blev riskökningen 1/3 lägre, dvs. 4 % för 10 µg/m<sup>3</sup> högre halt baserat på ett reducerat antal orter och 359 000 deltagare. Dessa orter tycks dock generellt ha haft en något lägre effekt. I reanalysen användes en rad modeller med något olika resultat, men effekten har främst beskrivits vara 6,6 % (95 % KI = 3,5–9,8 %) respektive 7,0 % (95 % KI = 3,9–10,0 %) för 10 µg/m<sup>3</sup> högre halt med något olika analysmodeller (Krewski et al., 2000). WHO (2003; 2004b) och APHEIS (2005) har valt att vid konsekvensberäkningar förespråka antagandet att ökningen av totalmortaliteten är 6 % för 10 µg/m<sup>3</sup> högre bakgrundshalt av PM<sub>2.5</sub> (95 % KI = 2–10 %) enligt Pope et al. (2002).

Beträffande ACS är det viktigt att understryka att studien belyser hur tätortens ”urbana bakgrundshalt” av PM<sub>2.5</sub> är associerad med mortaliteten. Studien belyser inte effekter av halten vid eller nära bostaden. Detta har däremot studerats i en studie från Nederländerna, vilken fann att mortaliteten var starkt förhöjd om bostaden fanns nära stark trafik (Hoek et al., 2002). I denna studie användes även sot (black smoke) och NO<sub>2</sub> som indikatorer, men inte PM<sub>2.5</sub>. I en norsk studie av långtidsexponeringens betydelse för mortaliteten har NO<sub>x</sub> använts som indikator på trafikavgaser (Nafstad et al., 2004) varvid ett tydligt samband har framkommit. Dessa två studier tyder båda på att lokal avgasexponering påverkar dödligheten mer än vad man skulle vänta utgående ifrån PM-effekten beskriven i ACS.

Att den mer lokala halten tycks ha stor betydelse konstaterats också i en analys av ACS-data från Los Angeles som ännu bara presenterats vid konferenser, bl.a. ISEE 2004 (Jerrett et al., 2004). I analysen har 23 lokala mätstationer för PM<sub>2.5</sub> använts för att skatta exponeringen för nära 23 000 personer. Exponeringsgradienten blir med denna geografiska upplösning något större än i hela ACS-studien. Ökningen av totalmortaliteten är beroende på grad av kontroll för möjlig områdesbetingad ”confounding” 11–17 % per 10 µg/m<sup>3</sup> högre halt. Författarna konstaterar att en bättre exponeringsupplösning än i ACS talar för en nära tre gånger så stark effekt som man brukar ange från ACS (dvs. 6 % per 10 µg/m<sup>3</sup> enligt Pope et al., 2002).

### 5.2.2 ER-funktioner för långtidseffekter av PM<sub>2.5</sub>

I svenska ExternE (Bickel et al., 2003) användes för partikelhaltens (PM<sub>2.5</sub>) långtidseffekt på mortaliteten exponeringsresponsfunktionen från ACS (Pope et al., 1995) transformerad enligt ExternE (Friedrich och Bickel, 2001). Man har räknat fram koefficienten genom multiplikation av PM<sub>10</sub>-koefficienten (som föreslagits gälla i USA) med kvoten 1,67. Vidare har koefficienten för PM<sub>2.5</sub> räknats ned till 1/3 av den ursprungliga koefficienten. Skälen för denna transformation är enligt Friedrich och Bickel (2001) dels att korttidseffekten på dödligheten var lägre i Europa än i USA, dels att skillnaderna mellan orterna i partikelhalt i ACS-studien längre tillbaka i tiden kan ha varit större än de skillnader som ER-sambandet baseras på. Koefficienten för PM<sub>2.5</sub> antas gälla primära partiklar (avgaspartiklar) samt sekundärt bildade partiklar i form av sulfat. För nitrat antas koefficienten för PM<sub>10</sub> gälla. Detta innebär att man inom ExternE

tillämpat koefficienterna 1,29 % per 10 µg/m<sup>3</sup> för nitrat respektive 2,14 % per 10 µg/m<sup>3</sup> för primära partiklar och sulfat (PM<sub>2,5</sub>).

De två motiv som användes inom ExternE för att korrigera koefficienterna från ACS (Pope et al., 1995) kan idag inte anses försvarbara. Visserligen kan man tänka sig att det finns viss information om partiklarnas troliga långtidseffekter även i de koefficienter som beskriver korttidseffekten på dagligt antal dödsfall i tidsseriestudier. Däremot är det svårt att jämföra koefficienter från tidsseriestudier som inte är standardiserade, varför försiktighet är motiverad. När man i ExternE konstaterade att koefficienterna var högre i USA än i Europa, baserades dock detta bl.a. på två stora multicenterstudier från USA (NMMAPS) och Europa (APHEA2) som var bättre skickade att jämföra mortalitetseffekter mellan städer/regioner inom respektive studie. Eftersom det uppdagades vissa brister i den programvara (Poissonregression med GAM i programmet *S-Plus*) som används i både NMMAPS och APHEA2 för de statistiska analyserna, initierade Health Effects Institute ett reanalysprojekt (HEI, 2003). När reanalys-resultaten senare publicerades konstaterades att byte av analysmetodik reducerade mortalitetseffekterna i NMMAPS betydligt mer än i APHEA2, varefter korttidseffekten av PM<sub>10</sub> på dagligt antal dödsfall var högre i Europa (APHEA2) än i USA (NMMAPS).

Det andra motivet för korrigeringen av koefficienten från ACS var att relativa risken relaterad till en högre halt blir överskattad om haltskillnaderna före individer och halter började studeras var större. Även om det är möjligt att halterna skilde sig mer före studien påbörjades, vilket skulle ha betydelse för dödliga sjukdomar med lång latenstid såsom lungcancer, så tyder analyser av ACS på att det är senare års halter som har störst betydelse för mortaliteten (Krewski et al., 2000), och att den starkaste effekten finns för dödsfall i hjärtsjukdom (Pope et al., 2004). Sammantaget har grunderna för den nedskrivning av PM-koefficienterna från ACS som använts inom ExternE idag inte något adekvat vetenskapligt stöd.

### 5.2.3 Korttidseffekter

Ett stort antal tidsseriestudier av samband mellan dagligt antal dödsfall respektive akuta vårdfall i en befolkning och halten av luftföroreningar, särskilt PM<sub>10</sub>, samma dag och/eller dagarna innan finns publicerade (WHO, 2004a). Genom att individ- och livsstilsfaktorer inte kan samvariera med haltvariationer och skapa ”confounding”, blir det främst väder, influensa och årstidsvariation som behöver kontrolleras vid analysen av dessa studier. Då dessa faktorer är tämligen enkla att justera för, har korttidssambanden mellan luftföroreningar och dagligt antal fall bedömts som tillförlitliga och kausala. Beträffande effekter på mortaliteten har man dock funnit betydligt svagare effekter på dagligt antal dödsfall av halten föregående dygn (ofta under 1 % per 10 µg/m<sup>3</sup>) än skillnaderna i dödlighet relaterade till långtidsmedelvärdet på bostadsorten. För kvantifieringar av föroreningarnas effekt på mortaliteten har man därför vanligen utgått ifrån sambanden från kohortstudier som ACS.

Beträffande morbiditet används däremot tidsseriedata ofta i kvantifieringar av antal akuta vårdfall som är relaterade till föroreningarna under de senaste dygnet. Tidsseriestudierna leder dock till underskattningar av morbiditetseffekter om föroreningarna bidrar till sjukdomsuppkomsten och/eller till vårdtillfällena med en större tidsmässig eftersläpning än några dygn. Ofta leder tidsseriedata för

morbiditet ihop med kohortdata för mortalitet till att luftföroreningarna per år i en befolkning tillskrivs långt fler dödsfall än sjukhusbesök för en viss orsak, vilket inte förefaller rimligt.

Under de senaste åren har två viktiga aspekter på tidsseriestudierna om partiklar och mortalitet tillkommit:

*Problemet med GAM* – Våren 2002 uppmärksammades att standardnivån för konvergenskriterierna var för lågt satta i den analys med programvaran S-plus som dominerat tidsseriestudierna under senare år<sup>50</sup>. Detta visades kunde leda till bias i estimaten och underskattning av osäkerheten i regressionskoefficienterna, särskilt om flera mjuka funktioner användes och det fanns en hög samvariation mellan variablerna (HEI, 2003). De omfattande reanalyser som genomfördes av de två största multicenterstudierna; NMMAPS från USA och APHEA2 från Europa, visade att slutsatserna att PM<sub>10</sub> påverkar mortaliteten bestod, men att effekten i NMMAPS blev betydligt svagare med alternativa analysmetoder (HEI, 2003). Efter reanalysen var korttidseffekten av PM<sub>10</sub> i APHEA2 beroende på analysmodell 0,4–0,6 % per 10 µg/m<sup>3</sup>, och i NMMAPS beroende på modell 0,21–0,27 per 10 µg/m<sup>3</sup>.

*Skattning av kumulativa effekter på dödligheten över flera veckor* – Främst frågeställningen om ”harvesting”, dvs. att en temporär ökning av dödligheten, orsakad av kort tidigareläggning av dödsfall hos svårt sjuka, sedan skulle medföra en temporär minskning av dödligheten inom någon vecka, har gett ökade kunskaper om att ”korttidseffekten” på mortaliteten inte är så begränsad i tiden (Zanobetti et al., 2002; Zanobetti et al., 2003). Det har visat sig att den betydelse för antal dödsfall som partikelhalten har inom 1–2 dygn, endast utgör en mindre del av den kumulativa effekten inom 2–5 veckor. Den kumulativa effekten inom några veckor kan vara mer än två gånger så stor. För de tio största städerna i APHEA2, inklusive Stockholm, var den kumulativa effekten av PM<sub>10</sub> beroende på modell 1,08–1,45 per 10 µg/m<sup>3</sup>, och i Stockholm 1,82–1,93 per 10 µg/m<sup>3</sup>.

#### 5.2.4 Slitagepartiklar

Utifrån resultaten i ACS (Pope et al., 1995; Pope et al., 2002) brukar grovfraktionen av PM<sub>10</sub> (PM<sub>10-2.5</sub>) inte antas ha någon långtidseffekt på mortaliteten. Observationen har ofta ansetts ha teoretiskt stöd av att dels partikelstorleken påverkar fördelning, deposition och upptag, dels att stora partiklar främst är mekaniskt bildade och inte antas lika toxiska som partiklar som primärt eller sekundärt är relaterade till förbränning. Inom ExternE beaktas inte slitagepartiklar. Det har dock visats att partiklar från mineral som används till vägbeläggningar i varierande grad orsakar inflammation i djurstudier (Hetland et al., 2000; Hetland et al., 2004; Schwarze et al., 2002). Likaså återfinns i grovfraktionen ofta bakteriella endotoxiner som är kända för att ha inflammatoriska effekter (Becker et al., 2003). Ännu opublicerade resultat från två EU-finansierade studier (HEPMEAP och RAIAP) har visat att den grova fraktionen på massbasis ibland ger kraftigare effekter i toxikologiska testsystem.

Det finns omkring 30 tidsserieanalyser som jämfört effekterna av PM<sub>2.5</sub> och slitagepartiklar. Beträffande dagligt antal dödsfall finner merparten inte någon signifikant effekt av grovfraktionen, även om skillnaderna i effektestimaten ofta är små mellan fin- och grovfraktionen (Forsberg, 2003). Det starkaste stödet för en

---

<sup>50</sup> Poissonregression med generaliserade additiva modeller [GAM] som möjliggjort ”mjuka” funktioner för exempelvis trend- och vädervariabler (Dominici et al, 2002; Ramsay et al., 2003).



effekt av grovfraktionen kommer emellertid från studier i områden med torra omgivningar med höga halter av slitagepartiklar av geologiskt ursprung såsom Phoenix (Mar et al., 2000), Mexico City (Castillejos et al., 2000) och Coachella Valley (Ostro et al., 2000). I dessa fall kan man anta att mätdata är representativa för stora områden, vilket annars kan vara ett problem med mätningar av grovfraktionen.

## 5.3 Effektberäkning

### 5.3.1 Generella aspekter

Grundprinciperna för kvantifieringar av luftföroreningsexponeringens effekt på antalet fall i befolkningen har beskrivits i flera rapporter (WHO 2000b; WHO 2001). Kvantifieringarna bygger på att ett ER-samband tillämpas på data över befolkningens exponering och vanligen även dess frekvens av fall. Exponeringsrespons sambandet beskriver hur halten påverkar förekomsten av den studerade effekten (fallen). Exponeringsdata beskriver exponeringen som en fördelning eller totalt (tids- och/eller befolkningsviktad). Frekvensdata anger vanligen antal fall vid aktuell exponeringsnivå, och behövs då tillämpade ER-samband anger relativa förändringar i förekomsten av fall.

Ur metodsynpunkt kan främst nedanstående generella aspekter på denna typ av kvantifieringar framhållas:

*Representativa indikatorer* – Det är önskvärt att använda en så representativ indikator på exponeringen som möjligt. Man kan dock vanligtvis inte använda flera olika ämnen som ingår i samma föroreningstyp, t.ex. trafikrelaterade föroreningar, och lägga samman deras betydelse för en viss effekt, eftersom de epidemiologiska studierna oftast studerat en förorening i taget som indikator på föroreningstypen. Skulle man exempelvis utifrån publicerade samband räkna på hur partiklar (t.ex. PM<sub>2,5</sub>), kväveoxider respektive kolmonoxid påverkar en viss typ av ohälsa, blir det sannolikt en dubbelräkning (överskattning) av luftföroreningseffekten. Detta beror på att om föroreningarna är tillräckligt positivt korrelerade med varandra, kan de i epidemiologiska studier var för sig indikera större delen av effekten som totalt orsakas av föroreningsblandningen.

*Exponeringsinformation* – Målsättningen vid kvantifieringen bör vara att exponeringsinformationen som används till karaktären är så lika som möjligt de exponeringsdata som använts i de epidemiologiska studier som genererat resultaten (relativa riskerna) vilka man baserar beräkningarna på. Här är ett problem att den övervägande delen av de epidemiologiska studierna, t.ex. ACS vars resultat är så betydelsefulla, har använt en eller ett fåtal mätpunkter att representera tätorters eller tätortcentras genomsnittliga halt (urban bakgrundshalt), och alltså tillskrivit befolkningen på orten den exponeringen. Beräkningar av haltförändringar görs däremot ofta, som är fallet i ExternE, med någon spridningsmodell. Många av dessa kan nyttjas med högre geografisk upplösning.

*Exponeringsrespons samband* – Omgivningshaltens betydelse för antalet fall beskrivs på olika sätt i olika studier, vanligast är att den relativa risken per haltökning anges som en linjär funktion. I sådana situationer kan man ange hur många procent antalet fall förändras per enhet haltförändring. Känner man för en befolkning antalet fall per år (basfrekvensen) kan exempelvis förväntad minskning av fallen genom en bestämd haltminskning beräknas. Osäkerhet kan dock föreligga om ER-samband som hämtats från epidemiologiska studier i andra befolkningar och miljöer (länder) är fullt representativa, eller om effekterna är

starkare/svagare i den population som konsekvensberäkningen gäller. Ibland finns även osäkerhet kring huruvida samband är linjära eller om det finns tröskelnivåer över eller under vilka sambandet inte gäller.

När valt ER-samband skall tillämpas på modellerade exponeringsdata, finns ibland alternativet att befolkningsviktade haltdata på cellnivå. Halten och befolkningen (boende, ibland kallad "nattbefolkning") i respektive beräkningsruta kombineras, varefter befolkningsviktad halt eller haltbidrag kan redovisas. Med ytterligare detaljerade data över "dagbefolkning", kan viktningen ta hänsyn till skillnader i halt mellan dag- och nattetid i kombination med skillnader i antal personer i respektive ruta.

Viktningförfarandet kan tyckas förbättra konsekvensberäkningarna. Man bör dock beakta två förhållanden. Dels huruvida ER-sambanden är framtagna med någon motsvarande viktning, vilket de sannolikt inte är. Dessutom att dagbefolkningens åldersstruktur och därmed grundfrekvens kan avvika betydligt från totalbefolkningen. En viktning som korrigerar för att många fler yngre vistas i "city" med höga halter under dagtid förändrar skattningar av föreningars totala mortalitetseffekt obetydligt när man tar hänsyn till den låga dödligheten (låga grundfrekvensen) i gruppen. För utfall med mycket lång latenstid, t.ex. lungcancer, kan dock ett annat synsätt vara berättigat.

### 5.3.2 Beräknade fall i Stockholm

Beräkningar av effekterna på dödligheten enligt ovanstående förslag har utförts för hela beräkningsområdet Storstockholm med 1 444 158 invånare, 500 meters upplösning och befolkningsviktning. Befolkningsviktningen är baserad på fördelningen för åldersgruppen 30 år och äldre, eftersom långtidsexponeringens effekt på dödligheten beräknas enbart för denna grupp. Denna viktning ger obetydligt annorlunda resultat än viktningen utifrån totalbefolkningen, och gav ett haltbidrag på  $0,35 \mu\text{g}/\text{m}^3$  avgaspartiklar respektive  $2,87 \mu\text{g}/\text{m}^3$   $\text{PM}_{10-2.5}$ . Beräkningar har dels utförts av det antal förlorade levnadsår, dels årligt antal dödsfall som haltbidragen motsvarar. Vid beräkningarna av förlorade levnadsår har använts åldersspecifik mortalitet i 5-årsklasser för år 2000 enligt underlaget för Stockholm i APHEIS3, och det vanliga antagandet att den relativa riskökningen är lika stor i alla åldersgrupper och att utöver haltförändringen är alla övriga faktorer konstanta. Beräkningarna har utförts med WHO:s program AirQ version 2.2.

Med antagandet om en relativ riskökning (RR) på 6 % per  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$  motsvarar  $0,35 \mu\text{g}/\text{m}^3$  avgaspartiklar ( $\text{PM}_{2.5}$ ) cirka 28 dödsfall i åldersgruppen 30+ under första simuleringsåret vilket leder till 310 (95 % KI = 77–544) eller 21,4 förlorade levnadsår per 100 000 invånare i beräkningspopulationen. Detta innebär en effekt på 61/100 000 invånare om exponeringen under ett år är  $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Detta är något lägre än den effekt som är framräknad i Friedrich och Bickel (2001) men högre än den effekt som användes i den svenska ExternE-studien<sup>51</sup>. Skillnaden kan dels

---

<sup>51</sup> I Friedrich och Bickel (2001) har man med de ER-samband man använt (se diskussionen i avsnitt 5.2.2) räknat fram en effekt på 470/100 000 invånare av en exponering på  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$   $\text{PM}_{10}$ . Effekten för  $\text{PM}_{2.5}$  antas sedan vara 1,67 gånger högre vilket ger en effekt på 78/100 000 för en exponering för  $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$   $\text{PM}_{2.5}$ . Därutöver rekommenderas en nedskalning med 1/3 vilket resulterar i att man räknar med en effekt på 26/100 000 för en exponering för  $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$   $\text{PM}_{2.5}$ . Det är den senare effekten som användes för basfallet i den svenska ExternE-studien. Denna nedskalning används dock inte längre i ExternE-beräkningar.

förklaras av att beräkningarna är gjorda utifrån olika befolkningar, dels av att man i ExternE använder en något högre effekt än 6 % för avgasrelaterade partiklar. Det senare talet kan användas för en grov jämförelse med motsvarande resultat i andra beräkningar. Om man istället skulle använda 17 % per 10 µg/m<sup>3</sup> av PM<sub>2,5</sub> enligt Jerrett blir effekten cirka 2,8 gånger större, med cirka 78 dödsfall orsakande 880 (95 % KI = 261–1498) förlorade levnadsår.

Med antagandet att även grovfraktionen i PM<sub>10</sub> har korttidseffekt på antal fall av icke våldsam död med 1,08 % per 10 µg/m<sup>3</sup> (räknat som kumulativ effekt inom 40 dygn) skulle det framräknade haltbidraget av icke-avgaspartiklar motsvara cirka 39 dödsfall per år vid den frekvens på 876 dödsfall per 100 000 personer och år som framräknats för Stockholm år 2000 i APHEIS3. Här är det svårare att beräkna förlorade levnadsår eftersom det är mer oklart hur mycket livet förkortas för dessa personer. När det gäller kronisk exponering ger studierna data över hur mycket dödligheten i genomsnitt ökas under en lång period när man jämför grupperna, vilket ger underlag både för att räkna fram hur många fler dödsfall man får (%) och hur mycket livslängd man tappar. Tidsseriestudierna visar att det dör fler under och tiden efter perioder med höga halter, men ger inga besked om vad det betyder i det långa loppet. Dessa personer kan teoretiskt ha avlidit några dygn tidigare än om halten varit lägre, men mer troligt i genomsnitt några månader till något år tidigare. Om man antar att det rör sig om i genomsnitt 6 månader skulle dessa dödsfall motsvara 22,5 förlorade levnadsår, om man antar i genomsnitt 2 år blir det 90 förlorade levnadsår.

## 5.4 Övriga effekter av partiklar

### 5.4.1 Effekter av betydelse

Inom ExternE har med varierande grad av underbyggnad skattats hälsoeffekter andra än påverkan på mortaliteten (Friedrich och Bickel, 2001). Osäkerheten kring dessa effektsamband är dock större. I den litteraturgenomgång som WHO genomfört för CAFE (WHO, 2003) framgår att långtidseffekterna på mortaliteten bedöms mer säkra än effekterna på kronisk lungsjukdom, symtom och lungfunktion:

*”Long-term exposure to current ambient PM concentrations may lead to a marked reduction in life expectancy. The reduction in life expectancy is primarily due to increased cardiopulmonary and lung cancer mortality. Increases in lower respiratory symptoms and reduced lung function in children, and chronic obstructive pulmonary disease and reduced lung function in adults are likely”.*

Övriga hälsoeffekter av partiklar som värderas i ExternE är uppkomst av kronisk bronkit, sjukhusinläggningar för cerebrovaskulär sjukdom, hjärtsvikt respektive andningsorganen, kronisk hosta hos barn, ökning av symtom (hosta, astma etc.), medicinering och nedsatt aktivitetsförmåga. Värderingen av dessa hälsoeffekter visar att förutom effekterna på mortaliteten (livslängdsförlusten) är det främst uppkomst av kronisk bronkit samt sjukhusinläggningarna som ges ett betydande ekonomiskt värde (Bickel et al., 2003). Därför har vi valt att granska underlaget för beräkningen av dessa effekter.

I ExternE har också använts ER-samband för partiklar och användandet av bronkvidgande mediciner, hosta samt nedre luftvägssymtom hos vuxna respektive barn med astma. Använda samband är hämtade från enstaka studier. I WHO:s metaanalys har sammanvägts europeiska resultat från upp till ett 30-tal studier

vilka baseras på  $PM_{10}$ . Resultaten visar inte på statistiskt säkerställda samband (WHO, 2004a). Förutom osäkerheten kring ER-samband finns inte underlag om grundfrekvenser dokumenterade på samma sätt för dessa symtom som för sjukhusinläggningar. Kvantifieringarna i ExternE har således en bristfällig underbyggnad. Osäkerhet gäller även för skattningar av partiklar och kronisk hosta respektive dagar med begränsad aktivitetsförmåga, vilka båda baseras på ER-samband från vardera en amerikansk studie.

Rimligheten i kostnaderna för lindriga men mer frekventa effekter är därför svår att bedöma, dels på grund av det begränsade och brokiga epidemiologiska underlaget om ER-samband, och dels på grund av osäkerhet kring hur tämligen obetydliga effekter kan hänga samman med allvarligare effekter senare i livet. Utöver de effekter som inkluderats i beräkningarna inom ExternE hör sänkt lungfunktion hos barn och unga till den kategorin av svårbedömda effekter. En studie i Kalifornien har funnit att höga avgashalter tycks bromsa lungornas utveckling hos barn, och kan komma att ge värdefull information om deltagarna kan följas i vuxen ålder.

Beträffande tidsseriestudier av morbiditet är resultaten mer lika för  $PM_{2.5}$  och grovfractionen än för mortalitet. Särskilt akuta effekter i andningsorganen, t.ex. astma, tycks påverkas utav halten av slitagepartiklar (Forsberg, 2003). Detta styrks i en analys av Stockholmsdata (Forsberg och Segerstedt, 2004).

#### **5.4.2 Partiklar och kronisk bronkit**

Beträffande partikelhaltens betydelse för uppkomsten (incidensen) av kronisk bronkit bygger ExternE-beräkningarna enbart på den mindre kohortstudien ASHMOG från Kalifornien (Abbey et al., 1993). Någon bättre studie som underlag beträffande haltens samband med incidensen finns fortfarande inte. Dock finns bl.a en tvärsnittsstudie från Schweiz som ger stöd för ett samband mellan  $PM_{10}$  och förekomsten (prevalensen) av liknande tillstånd bland vuxna icke-rökare. Det finns även äldre studier där partiklar mätt som totalhalt av svävande partiklar (TSP) haft samband med förekomsten av bronkitsymtom och kronisk bronkit. Effekten behöver alltså inte vara begränsad till fina partiklar ( $PM_{2.5}$ ). Indirekt stöd för en partikeleffekt på kronisk bronkit finns också från studier på barn.

Ett alternativt antagande beträffande partikelexponering och incidens av kronisk bronkit i svenska beräkningar skulle kunna baseras på aktuell forskningsinformation angående grundförekomsten (prevalens och incidens) av kronisk bronkit i Sverige och på reservationer för en eventuell tröskeleffekt som skulle ha betydelse givet de låga halter vi har i Sverige. Det finns därtill svensk forskning om samhällskostnaderna för kronisk bronkit, (Jansson et al., 2002), och värdet som används i ExternE förefaller högt. En analys av hur man borde skatta hälsokostnaderna för partiklarnas effekt på kronisk bronkit i Sverige skulle dock bli ett tämligen omfattande arbete.

#### **5.4.3 Partiklar och sjukhusinläggningar**

Beträffande partikelhaltens betydelse för sjukhusinläggningar kan de tidigare ExternE-beräkningarna nu ifrågasättas på flera grunder, dels har ER-sambanden hämtats från enstaka studier och dels hämtas inte grundfrekvenser från respektive nationen eller region. Det vetenskapliga underlaget för att använda olika

koefficienter för nitrater och PM<sub>10</sub> respektive sulfater och PM<sub>2.5</sub> kan också ifrågasättas.

Efter WHO:s litteraturgenomgång för CAFE och det stora Europeiska forskningsprojektet APHEA2 finns bättre underlag att basera diagnosval och antaganden om ER-samband på. WHO lät genomföra en formell metaanalys av europeiska tidsseriestudier av korttidsexponering (WHO, 2004a). Analysen bygger på studier som publicerats fram till februari 2003<sup>52</sup>. Beträffande inläggningar för andningsorganens sjukdomar fann man för åldersgruppen 65+ en sammanvägd effekt per 10 µg/m<sup>3</sup> på 0,7 procent (95 % KI = 0,2-1,3 %) baserat på 8 studerade område. Resultaten låg nära de 0,9 % per 10 µg/m<sup>3</sup> (95 % KI = 0,6-1,3) som rapporterats från APHEA2 (Atkinson et al., 2001), eftersom 6 av sambanden kom från APHEA2. Resultaten för PM<sub>10</sub> var inte känsliga för samtidigt beaktande av ozon eller NO<sub>2</sub>, vilket tyder på att avgashalten inte var avgörande för sambandet. Ortens medelhalt av ozon var en signifikant effektmodifierande faktor, ju högre årsmedelhalt av ozon desto högre koefficient för PM<sub>10</sub>. APHEA2-resultaten har också genomgått en reanalys som initierades av HEI när problem med GAM hade uppdagats (se avsnitt 3.2.3). Reanalysen bekräftade i stort de ursprungliga resultaten från APHEA2, inläggningar för andningsorganen i gruppen 65+ ökade med 1 % per 10 µg/m<sup>3</sup> PM<sub>10</sub> (95 % KI = 0,7-1,3 %).

Utifrån vad som ovan redovisats kan man konstatera att om man ser till gruppen 65+ tycks antalet sjukhusinläggningar för andningsorganen öka med i genomsnitt 1 procent (eller möjligen något mindre) per 10 µg/m<sup>3</sup> PM<sub>10</sub>. Visserligen står den åldersgruppen för ca 1/3 av inläggningarna för andningsorganen, men det är mer relevant för en konsekvensberäkning att använda effekten räknat för alla åldrar. I WHO:s metaanalys gjordes ingen sammanvägning för effekter av PM<sub>10</sub> på inläggningar för andningsorganens sjukdomar i alla åldrar eftersom antalet publicerade europeiska studier var under fyra. Däremot har under 2004 analyser utförts för 8 europeiska städer inom ramen för EU-projektet APHEIS. Dessa har sedan använts för konsekvensberäkningarna i APHEIS<sup>53</sup> med en sammanvägd effekt för alla åldrar på 1,1 % per 10 µg/m<sup>3</sup> PM<sub>10</sub> (95 % KI = 0,6-1,7 %). Detta förefaller för närvarande vara det mest relevanta antagandet vid europeiska beräkningar för PM oavsett ursprung. Ur svensk synvinkel är det värt att notera att effekten i APHEIS var cirka fyra gånger starkare i Stockholm och Göteborg än sammantaget, vilket kan motivera att denna starkare effekt antas i känslighetsanalyser. Dygnsgenomsnittet för antal akut inlagda på grund av sjukdomar i andningsorganen, alla åldrar, är i Storstockholm cirka 1,8 personer per 100 000 invånare.

Beträffande PM<sub>10</sub> och inläggningar för hjärt-kärlsjukdom fann man i WHO:s litteraturgenomgång (WHO, 2004a) för få europeiska studier för att kunna göra en metaanalys. Från APHEA2 finns däremot resultat för 8 europeiska områden (LeTertre et al., 2002). För hjärtsjukdom (ICD9; 390-429), alla åldrar, konstaterades en ökning av antal inläggningar med 0,5 % per 10 µg/m<sup>3</sup> PM<sub>10</sub> (95 % KI = 0,2-0,8 %), vilken inte ändrades vid den reanalys som utfördes på initiativ av HEI. ExternE har använt resultat för mindre subgrupper från en

---

<sup>52</sup> För dagligt antal dödsfall kunde man baserat på hela 33 studerade platser räkna fram en sammanvägd effekt per 10 µg/m<sup>3</sup> PM<sub>10</sub> på 0,6 procent (95 % KI = 4-8 %). För sjukhusinläggningar var underlaget mer begränsat.

<sup>53</sup> [www.apheis.net](http://www.apheis.net)

enskild studie, men detta nyare resultat från APHEA2 förefaller för närvarande vara det mest relevanta antagandet vid europeiska beräkningar baserade på PM. Ur svensk synvinkel är det värt att notera att effekten i APHEA2 var cirka två gånger starkare i Stockholm, vilket kan motivera att denna starkare effekt antas i känslighetsanalyser. Dygnsgenomsnittet för antal akut inlagda på grund av hjärtsjukdom, alla åldrar, är i Storstockholm cirka 3 personer per 100 000 invånare.

#### **5.4.4 PM och sjukhusinläggningar – beräkningar av effekter**

Beräkningar av effekterna på antal akuta sjukhusinläggningar enligt ovanstående förslag har utförts för hela beräkningsområdets befolkning (viktat som i beräkningen ovan för mortalitet), dock med skillnaden att samma effekt tillskrivits befolkningens exponering för trafikrelaterad partikelmassa ( $3,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) oavsett om det är avgaspartiklar eller icke-avgaspartiklar (vägdamm). Exponeringen ger i studerad befolkning, med antagandet om 1,1 % ökning av fallen per  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$  av PM, totalt 33 (95 % KI = 18-52) akuta inläggningar per år för andningsorganens sjukdomar i alla åldrar. Detta motsvarar cirka  $7,2 \times 10^{-6}$  fall per  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  person och år. Talet kan jämföras med antagandena i ExternE (Friedrich och Bickel, 2001), där  $2,07 \times 10^{-6}$  antas för  $\text{PM}_{10}$  och nitrat, och  $3,46 \times 10^{-6}$  antas för  $\text{PM}_{2,5}$  och sulfat. Med antagen ökning av fallen (1,1 % per  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) blir med Stockholms frekvenser av inläggningar, skattningarna av antal inläggningar cirka 2 gånger högre för avgaspartiklar ( $\text{PM}_{2,5}$ ) och 3,5 gånger högre för  $\text{PM}_{10}$  jämfört med beräkningar enligt ExternE. Skulle man därtill ta hänsyn till att effekten enligt APHEIS var ca 4 gånger högre i Stockholm och Göteborg, blir skillnaden större till ExternE i motsvarande grad.

Beträffande akuta inläggningar för hjärtsjukdom ger föreslaget antagande om 0,5 % ökning av fallen per  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$  av PM, totalt 25 (95 % KI = 10–40) akuta inläggningar per år för hjärtsjukdom i alla åldrar. Detta motsvarar cirka  $5,5 \times 10^{-6}$  fall per  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  person och år. De svenska resultaten i APHEA2 och reanalysen indikerade en kraftigare effekt i Sverige. Någon direkt jämförelse med ExternE är här inte möjlig eftersom diagnosgruppen inte finns inkluderad, men däremot antas antalet sjukhusinläggningar för cerebrovaskulär sjukdom alla åldrar öka med  $5,04 \times 10^{-6}$  fall per  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  person och år för  $\text{PM}_{10}$  och nitrat, respektive med  $8,42 \times 10^{-6}$  fall per  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  person och år för  $\text{PM}_{2,5}$  och sulfat. Bland äldre (65+, beräknas av ExternE vara 14 % av populationen) antas dessutom i ExternE antalet fall av inläggningar för hjärtsvik öka med  $1,85 \times 10^{-5}$  fall per  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  person och år för  $\text{PM}_{10}$  och nitrat, respektive med  $3,09 \times 10^{-5}$  fall per  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  person och år för  $\text{PM}_{2,5}$  och sulfat.

### **5.5 Övriga föroreningar i ExternE**

#### **5.5.1 Svaveldioxid**

Inom ExternE har korttidsexponering för svaveldioxid utifrån ett begränsat underlag antagits påverka mortaliteten och inläggningar för andningsorganen. Beträffande mortalitetseffekten finns från ACS egentligen visst stöd även för att långtidsexponering för svaveldioxid har effekt på överlevnad, problemet är att det är svårt att särskilja PM (huvudsakligen sekundära partiklar) och svaveldioxid i den studien (Krewski et al., 2000). De flesta experter har anslutit sig till att det är mer sannolikt att partiklarna är den kausala faktorn, men exempelvis

branschföreträdaren CONCAWE har inom CAFE-arbetet under 2004 lyft fram möjligheten att effekten delvis beror på svaveldioxid. Svaveldioxid har inte inkluderats i WHO:s kunskapsgenomgång för CAFE, så någon ny riskvärdering från WHO finns inte.

Resultaten från 7 områden inom APHEA2 tyder inte på att svaveldioxid i sig (efter beaktande av PM<sub>10</sub>) har någon betydelse för sjukhusinläggningar för andningsorganen (Sunyer et al., 2003a), vilket ligger i linje med resultaten från det första APHEA-projektet. Under senare år har även studerats om korttidsexponering för svaveldioxid påverkar akuta inläggningar för hjärt-kärlsjukdom, 17 av 24 studier som berörde frågan fanns ett statistiskt samband, men bara i 3 studier av 13 föreföll svaveldioxid ha en effekt när partiklar och svaveldioxid studerades tillsammans (Sunyer et al., 2003b).

Med tanke på SO<sub>2</sub>-emissionernas storlek och haltnivån förefaller det osannolikt att resultaten beträffande svenska avgasemissioner är känsliga för bedömningarna av svaveldioxidens hälsoeffekter i sig.

### **5.5.2 1–3-butadien med flera carcinogena substanser**

ExternE-modellen innehåller antaganden för att beräkna hur cancerrisken relaterad till 1–3-butadien, Bensen, BaP och dieselpartiklar (Friedrich och Bickel, 2001). Här är det vetenskapliga underlaget för kvantifieringar av en helt annan karaktär än underlagen om effekterna av befolkningens exponering för partiklar i bakgrundsluft. Några kvantifieringar redovisas ej i sammanställningen av beräkningarna med ExternE-metodik för transportsektorn i Sverige (Bickel et al., 2003), utan cancerfallen har uppenbarligen räknats in i livslängdsförlusterna. I ett appendix framgår att cancerfall relaterade till 1–3 butadien tillskrivs förhållandevis stor kostnad. I den livslängdsförlust som beräknas utifrån partikelexponering ingår dödsfall på grund av cancer vilka delvis torde hänga samman med korrelerade kolväten, så frågan om dubbelräkning är i viss mån relevant på samma sätt som för partiklar och NO<sub>2</sub>.

ExternE antar för kvantifieringarna av cancerfall relaterade till 1–3-butadien koefficienten  $4,29 \times 10^{-6}$  fall per person,  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  och år. IMM har i en rapport (Finnberg et al., 2004) beräknat att livstidsrisken pga. av 1–3 butadien ökar med  $4 \times 10^{-6}$  fall per person och  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , dock räknat över en livstidsexponering satt till 80 år, dvs. antal fall ökas per  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  och år av exponering med ungefär 1/75 av vad som anges i ExternE. Den beräkningen haltar dessutom i jämförelse med studier där exponeringsdata avser halten i omgivningsluft, eftersom butadien-riskberäkningen som rapporten presenterar motsvarar att man andas in den urbana bakgrundshalten dygnet om, vilket synes vara ett olämpligt sätt att räkna för en reaktiv gas som 1–3 butadien. Om man mot denna bakgrund antar att ExternE har kvantifieringar för 1–3 butadien som kan behöva reduceras kanske till 1/100 förefaller cancerrisken från kolvätena bli låg i förhållande till de lungcancerfall som tillskrivs partikelexponeringen.

## 6 Värdering av hälsoeffekter

### 6.1 Värdering av dödlighet

#### 6.1.1 Värdering i ExternE

Den effekt som värderas är antalet levnadsår i berörd befolkning som förloras till följd av exponering för luftföroreningar (partiklar). Som framgår av kapitel 5 måste man skilja på långtidseffekter på dödlighet och korttidseffekter på dödlighet. Eftersom korttidseffekterna i huvudsak ingår i beräkning av långtidseffekterna skulle kostnadsberäkning av bägge separat innebära en dubbelräkning. För avgaspartiklar räknar man därför bara med en långtidseffekt på dödligheten. Vi kommer dock att diskutera värdet både för långtids- och korttidseffekter eftersom de senare är av intresse när det gäller exponering för slitagepartiklar.

I litteraturen kring värdering av dödsfall har man främst fokuserat på att värdera risken för att dö i olika aktiviteter. Tidiga studier har utgått från marknadsdata där man exempelvis härlett ett värde genom att studera löneskillnader mellan arbeten med olika risk. Under senare tid har man allt oftare genomfört betalningsviljestudier (med contingent valuation metoden) för att uppskatta vad individer värderar en minskning i dödsolyckrisk till. Detta värde, värdet av ett statistiskt liv (VSL), definieras som betalningsviljan (WTP=willingness to pay) för en viss riskreduktion dividerad med riskreduktionen:

$$VSL = WTP / \Delta \text{risk.}$$

VSL har bl.a. tagits fram, och använts, för att beräkna nyttan av åtgärder som minskar antalet döda i trafiken. Den genomsnittliga förlorade livslängden i detta sammanhang är cirka 40 år. Det har däremot inte genomförts så många studier som studerat den typ av risker (bl.a. förkortad livslängd med bara något/några år) som är förknippade med exponering för luftföroreningar.

Eftersom det inte funnits studier som värderat förlusten av ett par år har man i ExternE ansatsen utnyttjat den värdering som tagits fram inom andra områden. Man har utgått ifrån VSL och med annuitetsberäkning räknat om VSL till värdet av ett förlorat levnadsår (VOLY). Konkret innebär detta att man antar att värdet av ett statistiskt liv motsvarar det diskonterade värdet av VOLY räknat över den förväntade livslängden. En enkel ansats är att utgå ifrån den genomsnittliga livslängd som går förlorad vid den risk som använts för att beräkna VSL, exempelvis 40 år som är förlorad livslängd till följd av trafikolyckor.

$$VSL = \sum_{t=0}^T \frac{VOLY_{akut}}{(1+r)^t}$$

där

VSL värdet av ett statistiskt liv

$VOLY_{akut}$  värdet av ett förlorat levnadsår

t år

T genomsnittlig förlorad livslängd vid trafikolycksfall

r diskonteringsräntan.



I ExternE har de dock använt en mer avancerad ansats där man tar hänsyn till att förlusten kommer att ske olika långt in i framtiden för personer i olika åldrar. Vid beräkningen utgår de ifrån överlevnadssannolikheter för olika åldersgrupper i populationen (Friedrich och Bickel, 2001). Beräkningar som redovisas i Friedrich och Bickel (2001) baseras på ett VSL på 3,36 miljoner Euro och en diskonteringsränta på 3 %. I UNITE-projektet däremot antogs VSL vara 1,5 miljoner Euro (eftersom det var det värdet som tillämpades vid beräkning av kostnader för ett dödsfall i trafiken) men vid beräkningen av VOLY räknades detta värde upp med en faktor 2 baserat på ett antagande om att risken upplevs olika. Det slutliga värdet de utgick ifrån i dessa beräkningar är därför 3 miljoner Euro (Nellthorpe et al., 2001).

Det värde de i ExternE räknar fram på detta sätt är det de anser ska användas för akut dödlighet. För kronisk dödlighet gör de ytterligare en omräkning eftersom det här handlar om att värdera något som kommer att inträffa ett antal år in i framtiden. Detta innebär att de diskonterar  $VOLY_{akut}$  med ett antal år.

$$VOLY_{kronisk} = \frac{VOLY_{akut}}{(1+r)^t}$$

där

$VOLY_{kronisk}$  värdet av ett diskonterat förlorat levnadsår

$VOLY_{akut}$  värdet av ett förlorat levnadsår

t genomsnittligt antal år till förväntat dödsfall

r diskonteringsräntan.

Argumenten för diskontering är att om WTP för en viss riskreduktion är X idag är WTP för samma riskreduktion om T år  $X(1+r)^{-T}$  (Friedrich och Bickel, 2001). Att man diskonterar beror på att man måste betala idag för en effekt som inträffar längre in i framtiden och måste därför avvara konsumtion i nutid. Längden på denna s.k latensperiod (t) är dock oklar. I de källor vi tagit del av diskuteras antaganden om latensperioder från 0 till 30 år. Enligt våra beräkningar av skillnaden mellan  $VOLY_{akut}$  och  $VOLY_{kronisk}$  har man antagit att latensperioden är ungefär 20 år. Man har dock även räknat med överlevnadssannolikheterna för olika åldersgrupper i denna omräkning vilket kan ha påverkat förhållandet mellan  $VOLY_{akut}$  och  $VOLY_{kronisk}$ . En diskonteringsränta på 3 % innebär enligt deras beräkningar att  $VOLY_{kronisk}$  är 58% av  $VOLY_{akut}$ <sup>54</sup>.

Att man på detta sätt räknar om VSL till VOLY har kritiserats, bl.a. för att det bygger på antaganden som man inte tror överensstämmer med individers betalningsvilja men också för att man genom detta inte tar hänsyn till att detta är en annan typ av risk, se Rowlatt et al. (1998). Eftersom oklarheter kvarstår har nya forskningsprojekt genomförts under senare år. I NewExt, som är en fortsättning på ExternE-arbetet, har en värderingsstudie genomförts. Denna har

<sup>54</sup> I Friedrich och Bickel (2001) är värdet för  $VOLY_{akut}$  165 700 Euro och  $VOLY_{kronisk}$  96 500 Euro vid 3 % diskonteringsränta. Samma förhållande gäller för de värden som användes för Sverige i UNITE:  $VOLY_{akut}$  131 400 Euro och  $VOLY_{kronisk}$  76 400 Euro. Vid 0 % diskonteringsränta var värdet för  $VOLY$  (akut och kronisk) 104 760 Euro i Friedrich och Bickel (2001).

inneburit en revidering av de värden som används för dödlighet i ExternE<sup>55</sup>. Samtidigt har det i England på uppdrag av DEFRA<sup>56</sup> genomförts en studie om värdering av hälsoeffekter till följd av luftföroreningar (Chilton et al., 2004). I juni 2004 genomfördes en workshop kring dessa två studier och deras resultat<sup>57</sup>. Nedan sammanfattas slutsatserna från dessa studier och denna workshop. Vi kommer att utgå från detta när vi formulerar vårt förslag till vilket värde man bör använda för kronisk och akut dödlighet i Sverige eftersom det är de senaste större studier som genomförts inom detta område.

### 6.1.2 Jämförelse mellan två nya värderingsstudier

Resultaten från studien som genomfördes i NewExt-projektet är ännu inte tillgängliga men upplägget är detsamma som i en studie av Alberini et al. (2004) som genomfördes i USA och Kanada. Denna studie är en traditionell riskvärderingsstudie där VSL beräknats utifrån betalningsvilja för en given riskförändring. VOLY är sedan framräknat från detta VSL. Den s.k DEFRA-studien hade ett annorlunda upplägg och där fick man direkt fram VOLY för ett förlorat levnadsår till följd av luftföroreningar. I tabell 21 ges en översikt över respektive studie.

För bägge dessa studier gäller att svarsfrekvensen inte var så hög vilket innebär att resultaten måste tolkas med försiktighet. Av de individer som svarat verkar också en relativt stor andel vara skeptiska till de frågor som ställts. I studien av Alberini et al. (2004) som genomfördes i USA, var ca en tredjedel av respondenterna skeptiska till att produkten skulle fungera och en lika stor andel rapporterade att de inte funderade över sin budgetrestriktion när de lämnade sitt svar. De flesta av de senare visade sig dock inte ha någon betalningsvilja för produkten vilket skulle kunna tolkas som att de är protestsvar<sup>58</sup> enligt författarna. Även många av respondenterna i Europa gav noll-bud, 16 % när riskförändringen var 5/1000 och 42 % när riskförändringen var 1/1000 samt för de frågor som gällde en riskförändring senare i livet. Det framgår dock inte hur många av dessa som kan räknas som protestsvar. I DEFRA-studien har 22,5 % lämnat protestsvar. Deras svar har därför inte tagits med i analysen. I DEFRA-studien genomfördes även en uppföljningsstudie med djupintervjuer för att ytterligare klarlägga orsakerna till de svar man fått. Slutsatserna i DEFRA-studien är baserade på både huvud- och uppföljningsstudien.

---

<sup>55</sup> Dessa resultat presenterades vid DIEM Stakeholder Workshop, Brussels, 10th March, 2004 av Tim Taylor. OH bilder kan hämtas hem från hemsidan för denna Workshop.

<sup>56</sup> DEFRA = Department for Environment Food and Rural Affairs

<sup>57</sup> Material från denna workshop kan laddas ner från

<http://www.defra.gov.uk/environment/airquality/valuation/workshop.htm>.

<sup>58</sup>Frågor om betalningsvilja som ställs i den s.k. contingent valuation metoden handlar ofta om situationer som man inte kan hamna i för närvarande men som kan bli möjliga i en framtid. Ibland kan dessa s.k. scenarios inte verka trovärdiga för individen eller så är det en situation som individen inte vill ska bli verklighet. Om detta är fallet har man funnit att individen ibland väljer att ”protestera” mot själva innehållet i frågorna genom att inte svara på dem eller genom att ange en betalningsvilja som är noll. För att kontrollera för hur detta ”bortfall” påverkar resultaten bör man ha med uppföljningsfrågor som fångar upp denna typ av protestsvar.

**Tabell 21** Jämförelse mellan NewExt och DEFRA-studien.

	<b>NewExt (Alberini et al.)</b>	<b>DEFRA (Chilton et al.)</b>
<b>Syfte</b>	Att studera hur betalningsviljan för en riskförändring varierar med ålder och den egna hälsan.	Att studera betalningsviljan för minskad dödlighet och sjukdom.
<b>Värderad nyttighet</b>	Minskning av egen baseline-risk med antingen 1/1000 eller 5/1000* under kommande 10 år. Till en grupp ställdes även en fråga om värdering för en riskminskning på 5/1000 vid 70 års ålder.	För kronisk dödlighet: ökad livslängd med 1, 3 eller 6 månader vid god hälsa (effekten kommer alltså senare i livet).
<b>Betalning</b>	Ett visst belopp varje år under 10 år	Ett visst belopp varje år under den återstående livstiden.
<b>Vilka nyttigheten och betalningen omfattar</b>	Individ	Hushåll
<b>Beskrivning av kontext</b>	Kontextfri. Det man köper är en vara (commodity) som minskar den personliga risken för att dö.	Detaljerad beskrivning av att detta handlar om effekter av luftföroreningar och att betalning sker via ökade priser på varor och tjänster.
<b>Omfattning av värdering</b>	Värderar endast en riskförändring	Värderar även andra effekter som kan uppstå till följd av luftföroreningar.
<b>Test av "scale" och "scope"</b>	Samma respondenter tillfrågades om två olika risker ("within-sample test").	Olika livlängdsökning till olika respondenter (between sample test). Olika effekter till samma respondenter ("within sample test").
<b>Erhållen värdering dödlighet</b>	VSL **	VOLY
<b>Respondenter</b>	Personer 40 år och äldre	Personer 18 år och äldre
<b>Utförande</b>	Frågor och svar på dator	Frågor och svar på dator
<b>Svar</b>	UK (Bath) 330 (24 %) Italien (4 städer) 292 (X %) Frankrike (Strasbourg) 299 (X %)	665 (54,6%) varav 517 (42 %) kunde användas för framräkning av VOLY.
<b>Noll-bud</b>	16 % (risk 5/1000) – 42 % ( risk 1/1000)	7 % nollbud
<b>Övrigt</b>	Respondenterna fick hjälp med att förstå betydelsen av sannolikheter innan de ombads besvara frågorna.	Djupintervjuer genomfördes med en separat grupp för att öka förståelsen kring de svar respondenter gav på olika frågor

Källor: Mourato (2004), Hunt och Alberini (2004); Day (2004); Alberini et al. (2004); Pearce (2004);Chilton et al. (2004).

\* Baseline-risken varierar (i den amerikanska studien från 123/1000 till 187/1000).

\*\* Vid beräkning av ett statistiskt liv fördelades risken under de 10 år betalning skulle ske vilket ger en riskförändring på 1/10000 eller 5/10000. Riskförändringen 5/10000 användes för att beräkna VSL. I studien som genomfördes i USA var det 14 % som inte förstod att betalningen skulle ske varje år under 10 år.

De resultat man fått i bägge dessa studier skiljer sig från de förväntningar man kan ha utifrån teoretiska resonemang. Ett syfte med studien av Alberini et al. (2004) var att undersöka sambandet mellan betalningsvilja och ålder. Eftersom det antal år man riskerar att förlora minskar med stigande ålder kan man förvänta sig att även betalningsviljan avtar<sup>59</sup>. I studien har man dock inte hittat något sådant samband vare sig i USA eller motsvarande studie i Europa. I DEFRA studien däremot var förväntningen att man inte skulle få ett samband mellan ålder och betalningsvilja eftersom man frågade om betalningsviljan för hela hushållet. Där var dock resultatet att betalningsviljan avtar med stigande ålder. Författarna är dock inte främmande för att även den egna åldern spelat roll trots att frågan gällde hushållet.

En annan förväntning utifrån ekonomisk teori är att betalningsviljan påverkas av innehåll och omfattning på det erbjudande som individen får. När det gäller mängden förväntar man sig att ökningen i betalningsvilja ska vara proportionell mot förändringar i mängd (skillnad i riskminskning eller antalet månader som individen skulle vinna). Ingen av studierna uppfyller detta villkor utan en viss förändring i mängd leder endast till en mindre förändring i betalningsvilja. Detta är ett problem som man ofta finner i denna typ av studier. Här ska också påpekas att testen ser olika ut i de två studierna, i Alberini et al. är det ett s.k. ”within-sample test” (olika storlek till alla respondenter) medan i DEFRA-studien är det ett ”between-sample test” (bara en storlek till varje respondent men storleken varierar mellan respondenter). Ofta är det svårare att påvisa sådana skillnader i ”between sample test”. Det är endast i DEFRA-studien som respondenterna också tillfrågats om erbjudanden med olika innehåll (möjlighet att undvika förtidig död jämfört med möjlighet att undvika sjukdom). I detta ”within-sample test” skiljde sig betalningsviljan åt på förväntat sätt.

När det gäller de värden som man får fram i dessa studier är skillnaden inte så stor för VSL (ca 1 miljon pund) medan VOLY skiljer sig åt (£27 632 i DEFRA-studien jämfört med £41 975 i NewExt). Hur man räknar om från VSL till VOLY (och omvänt) skiljer sig dock åt. I DEFRA studien har man kommit fram till VSL genom att multiplicera VOLY med 40 som är det antal år som i genomsnitt förloras vid en trafikolycka. Argumentet för detta tillvägagångssätt är att djupintervjuerna visade att majoriteten av individerna tyckte 12 år för en individ innebar samma förlust som 1 år för 12 individer. Dessutom tyder djupintervjuerna på att respondenterna uppgett det reala värdet som man är villig att betala och författarna menar därför att man inte ska diskontera framtida betalningar som individerna förväntas göra. De individer som har angett en betalningsvilja är villiga att lägga denna *andel* av sin inkomst under resterande livstid för att minska eventuella effekter av luftföroreningar. Eftersom inkomsten kan förväntas öka i framtiden kommer därmed även den summa man är villig att betala att öka. I NewExt studien har man däremot använt annuitetsberäkning på liknande sätt som i tidigare ExternE tillämpningar för att räkna fram VOLY från VSL<sup>60</sup>. Hur omräkningen mellan VSL och VOLY skett påverkar naturligtvis de värden man

---

<sup>59</sup> I Alberini et al. (2004) redovisar man en teoretisk modell för vilka faktorer som borde påverka betalningsviljan. Slutsatsen av denna är att det är svårt att fastställa hur sambandet mellan betalningsvilja och ålder kan förväntas se ut eftersom det är ett flertal faktorer som kan tänkas påverka betalningsviljan.

<sup>60</sup> Detta gör man trots att en av slutsatserna i Alberini et al. (2004) är att deras resultat inte stödjer en omräkning av VSL till VOLY eftersom man kommit fram till att VOLY inte varierar med ålder. Vi har inte funnit någon diskussion kring detta i anteckningarna från workshopen i juni 2004.

får fram och en av slutsatserna i den workshop som diskuterade resultaten är att det krävs mer forskning kring hur denna omräkning bör ske. Trots det ansåg deltagarna i workshopen att studierna har kommit fram till ett troligt värde för VSL (Pearce, 2004).

Genomgången visar att dessa studier skiljer sig åt på många sätt. Kunskapen om hur man bör utforma studier kring riskvärdering är därför ännu ofullständig. Det innebär att det är svårt att utifrån dessa resultat avgöra vilket värde man bör använda för värdering av dödsfall till följd av luftföroreningar liksom om diskontering ska användas och i så fall hur. Eftersom DEFRA-studien har ställt frågor utifrån en kontext som handlar om luftföroreningar är vår bedömning att den har en större tyngd i sammanhanget. NewExt-projektet lämnar inte några nya bidrag till diskussionen om de omräkningar som genomförs i ExternE ansatsen stämmer överens med människors beteende och värderingar eller ej. I DEFRA-studien diskuteras detta med diskontering. I djupintervjuerna fann man att människor inte verkar göra någon skillnad mellan orsakerna till dödsfall, att livstiden förkortas är det som värderas oavsett orsak. Av etiska skäl kan man därför hävda att ett förlorat levnadsår bör värderas lika oavsett vad orsaken är. Likaså tyder svaren på att betalningsviljan varierar i proportion till inkomst. Av dessa skäl används i DEFRA-studien en diskonteringsränta som är 0. Innebörden av detta är att det inte blir någon skillnad mellan  $VOLY_{akut}$  och  $VOLY_{kronisk}$ . Som alternativ anger de att man bara tar hänsyn till människors tidspreferenser och i engelska analyser används då en diskonteringsränta på 1,5 %. I detta fall blir  $VOLY_{akut}$  något högre än  $VOLY_{kronisk}$ .

Friedrich och Bickel (2001) konstaterar också att om exponering för luftföroreningar leder till en lång sjukperiod måste värderingen av denna effekt läggas till värderingen av ett dödsfall. Det diskuteras i olika sammanhang hur detta ska åstadkommas. European Commission DG Environment (2000) föreslår exempelvis att dödsfall till cancer ska värderas högre pga. det lidande som sjukdomen medför. Till viss del tar man dock hänsyn till detta om man även värderar den sjuklighet som människor lider av till följd av luftföroreningar. I ExternE ansatsen tar man hänsyn till detta genom att värdera olika sjukdomsfall. Vilka som värderas och hur beskrivs i nästa avsnitt.

## 6.2 Värdering av sjukdomsfall

När det gäller risken för ökad sjuklighet till följd av luftföroreningar använder Leksell (1999) ett procentuellt påslag på värdet för dödligheten (som beräknas utifrån en tidig ExternE-modell). Orsaken till detta var att inga tillfredsställande europeiska studier hade undersökt värderingen av sjukdom. Han konstaterar dock att detta var en otillfredsställande metod. Efter detta har dock nya studier presenterats och i Friedrich och Bickel (2001) redovisas värden som tagits fram i ExternE-projektet för olika sjukdomstillstånd baserat på resultaten från ett par olika studier. Dessa värden består av tre delar. Det är dels den onyttan som människor upplever av att vara sjuka. Denna är värderad med betalningsviljestudier. Till detta värde läggs den produktivitetsförlust som uppstår om människor måste stanna hemma från arbetet pga. sjukdom samt sjukvårdskostnader om de måste vårdas på sjukhus.

För att kunna granska de värden som tagits fram i ExternE behövs motsvarande värden från andra studier och några sådana har vi inte funnit. Däremot har betalningsviljestudier för att slippa olika sjukdomstillstånd genomförts under

senare tid i flera europeiska länder av Ready et al. (Eftec, 2004). Nyligen presenterades också resultaten av en svensk värderingsstudie som hade ställt samma frågor som i Ready et al. (Samakovlis och Svensson, 2004). Resultaten i dessa studier kan dock endast användas för att ge en indikation på om de värden som användes i svenska ExternE var rimliga eftersom de inte är direkt jämförbara. Detta beror på att i värderingen i ExternE ingår utöver betalningsviljan för att slippa lidandet även värdet av den produktivitetsförlust samt eventuell kostnad för sjukvård. Dessutom är jämförelser svåra eftersom frågorna i dessa studier fokuserar på olika sjukdomseffekter såsom behandling på sjukhus i stället för sjukdomstillstånd som användes i ExternE.

I tabell 22 presenteras resultat från studien av Ready et al. för Norge, resultaten i Samakovlis och Svensson (2004) samt de värden som användes i svenska ExternE. Dessa värden är desamma som användes för Sverige i det EU-finansierade UNITE projektet men här omräknade till marknadspris (faktorpris\*1,25).

**Tabell 22** Monetära värden för sjukdom i olika studier (Euro). Prisinivå 1998.

Effekt	Svenska ExternE	Ready et al. (Norge)	Samakovlis och Svensson
Chronic bronchitis	175 875	–	–
Respiratory Hospital admission	4625	482	205
Congestive heart failure	3500	–	–
Chronic cough in children	250	–	–
Restricted activity day	125	190	64
Asthma attack	89	382	–
Cough	44	58	–
Minor restricted activity day	44	–	–
Symptom day	44	50	14
Bronchodilator usage	41	–	–
Lower respiratory symptom	9	–	–

Det mest betydelsefulla av dessa värden är det för kronisk bronkit men för detta finns det ingen värdering i de andra studierna. Enligt Taylor (2004) granskades detta värde inom NewExt-projektet och Peter Bickel har via mail (2005-02-09) bekräftat att det nu skrivits upp. För övriga symptom utom inläggning på sjukhus är de värden som används i ExternE lägre än värderingen i Norge men högre än resultaten för Sverige. Orsaken till varför värderingen i Sverige är så mycket lägre än i Norge (de är även lägre än för andra länder i Ready et al. studien) diskuteras dock inte i den svenska studien. Värderingen av en astmaattack är betydligt högre i Ready et al. för Norge än i ExternE men det verkar bero på att jämförelsen gäller värden som avser två olika saker. I Ready et al. avser det värde vi återger ett besök på akutmottagningen för behandling vid andningssvårigheter medan en astmaattack i den studie som ligger till grund för värdena i svenska ExternE inte

innebar ett sjukhusbesök. Den största skillnaden gäller dock värdet för inläggning på sjukhus. Orsaken är att det lönebortfall samt sjukvårdskostnader som detta innebär inte är medräknat i Ready et al. eller den svenska studien. Det finns dock andra resultat som pekar på en betydligt högre värdering även för själva sjukdomseffekten. Resultaten i DEFRA-studien gällande sjukhusinläggningar till följd av luftföroreningar var en betalningsvilja mellan £1310 och £7110 (2 096–11 376 Euro).

Det man kan konstatera utifrån ovanstående är att det inte finns så mycket nytt underlag att basera rekommendationer på men att de undersökningar som genomförts när det gäller sjukdomssymptom i Europa på senare tid i de flesta fall ligger i närheten av de värden som användes i svenska Externe. Den svenska betalningsviljeundersökningen är den första som vi känner till i sitt slag och omfattar endast ett fåtal av de effekter som värderas i Externe. Vi bedömer därför att den inte kan utgöra en grund för nya värden för sjukdomseffekter. Att den visar en betalningsvilja som är betydligt mycket lägre än för många andra länder i Europa bör studeras vidare. Det är lite oväntat att värderingen för sjukdom blir betydligt lägre än i övriga Europa eftersom vi för dödsfall har ett omvänt resultat, högre värden i Sverige. Baserat på detta drar vi slutsatsen att de värden som användes i svenska Externe kan fortsätta användas för värdering i Sverige i väntan på att nya resultat framkommer.

## Referenser

- Abbey, DE., Petersen, FF., Mills, PK. and Kittle, L. (1993): **Chronic respiratory disease associated with long-term ambient concentrations of sulfates and other air pollutants.** *J Expo Anal Environ Epidemiol.* 1993;3 Suppl 1:99–115.
- Alberini, A., Cropper, M., Krupnick, A. and Simon, N.B. (2004): **Does the value of a statistical life vary with age and health status? Evidence from the US and Canada.** *Journal of Environmental Economics and Management* 48, pp. 769–792.
- Apheis (2005): **Health Impact Assessment of Air Pollution and Communication Strategy, APHEIS 3rd year report,** Paris. [www.apheis.net](http://www.apheis.net).
- Atkinson, RW. Anderson, R. Sunyer, J. Ayres, J. Baccini, M. Vonk, J. Boumghar, A. Forastiere, F. Forsberg, B. Touloumi, G. Schwartz, J. and Katsouyanni, K. (2001): **Acute effects of particulate air pollution on respiratory admissions – Results from APHEA2 Project.** *Am J Respir Crit Care Med* 2001;164:1860–1866.
- Becker, S., Soukup, JM., Sioutas, C. and Cassee, FR. (2003): **Response of human alveolar macrophages to ultrafine, fine, and coarse urban air pollution particles.** *Exp Lung Res* 2003;29(1):29–44.
- Bickel, P., Schmid, S. and Friedrich, R (2003): **Estimation of Environmental Costs of the Traffic Sector in Sweden.** Draft 1.3. IER, University of Stuttgart.
- Brännlund, R. och Kriström, B. (1998) **Miljöekonomi.** Studentlitteratur.
- Budh, E. (2003): **The cost of multiple emission targets: A cost-effectiveness analysis of the Swedish national emission reduction targets for NO<sub>x</sub>, SO<sub>2</sub>, VOC and CO<sub>2</sub>.** Utkast, Högskolan Dalarna.
- CAFE Working Group on Particulate Matter (2003) **Second Position Paper on Particulate Matter – draft for discussion August 20th.** <http://www.itm.su.se/natverket/document.html>.
- Castillejos, M., Borja-Aburto, V.H., Dockery, D.W., Gold, D.R., Loomis, D. (2000): **Airborne coarse particles and mortality.** *Inhalation Toxicology.* 2000;12: 61–72.
- Chilton, S., Covey, J., Jones-Lee, M., Loomes, G. and Metcalf, H. (2004): **Valuation of Health Benefits Associated with Reductions in Air Pollution.** [www.defra.gov.uk/environment/airquality/airpoll\\_health/index.htm](http://www.defra.gov.uk/environment/airquality/airpoll_health/index.htm).
- Day, B. (2004): **A Discussion of the Research Results: Numbers or Values?** OH-presentation at the DEFRA Workshop, HM Treasury, Horse Guards Road, London, 21 June 2004.
- Dominici, F., McDermott, A., Zeger, SL., Samet, JM. (2002): **On generalised additive models in time series studies of air pollution and health.** *Am J Epidemiol* 2002;156:193–203.
- Eftec (2004): **The Health Benefits of Pollution Control: a review of the literature on mortality and morbidity effects.** Paper prepared for the DEFRA Workshop, HM Treasury, Horse Guards Road, London, 21 June 2004. Revised and Extended version: August 2004.
- European Commission DG Environment (2000): **Recommended Interim Values for the Value of Preventing a Fatality in DG Environment Cost Benefit Analysis.** Paper presented at workshop on the valuation of life. [http://europa.eu.int/comm/environment/enveco/others/value\\_of\\_life.htm](http://europa.eu.int/comm/environment/enveco/others/value_of_life.htm).



- European Commission DG Environment (2004): **Review of the RAINS Integrated Assessment Model**. Draft Final Report for Commission Comment 16th July. [http://europa.eu.int/comm/environment/air/cape/pdf/rains\\_report\\_review.pdf](http://europa.eu.int/comm/environment/air/cape/pdf/rains_report_review.pdf).
- Finnberg, N., Gustavsson, P., Högberg, J., Johanson, G., Sällsten, G., Warholm, M. och Victorin, K. (2004): **Kortfattad riskbedömning av 1,3-butadien**, IMM-rapport 1/2004, Institutet för miljömedicin, Karolinska Institutet, Stockholm.
- Forsberg, B. (2003): **Epidemiological evidence for differences in health effects between the fine and coarse particle fractions**. Report to Swedish EPA. Dept of Public Health and Clinical Medicine, Umeå Universitet.
- Forsberg, B. och Segerstedt, B. (2004): **Vägdamm och slitagepartiklars effekter på befolkningens hälsa**. Vägverkets publikationsserie dokument 2004:136.
- Friedrich, R. and Bickel, P. (2001): **Environmental External Costs of Transport**. Springer-Verlag, Berlin Heidelberg, Germany.
- Gustafsson, M. (2003) **PM om kostnader för försurning och övergödning i RAINS**. Opublicerat PM. VTI, Linköping.
- Hammarström, U. (2002): **En kontroll av utsläppsmodeller genom jämförelse av EMV med COPERT III**. VTI-notat 44-2002.
- Hanley, N., Shogren, J.F. and White, B. (1997): **Environmental Economics – In Theory and Practice**. Macmillan Press Ltd.
- Health Effects Institute (2003): **Revised analyses of time-series studies of air pollution and health**, HEI Special Report, Boston.
- Hetland, R.B., Refsnes, M., Myran, T., Johansen, B.V., Uthus, N. and Schwarze, P.E. (2000): **Mineral and/or metal content as critical determinants of particle-induced release of IL-6 and IL-8 from A549 cells**. J Toxicol Environ Health A 60(1):47–65.
- Hetland, RB., Cassee, FR., Refsnes, M., Schwarze, PE., Låg, M., Boere, AJF. and Dybing, E. (2004): **Release of inflammatory cytokines, cell toxicity and apoptosis in epithelial lung cells after exposure to ambient air particles of different size fractions**. In Vitro Toxicology 2004,18: 203–212.
- Hoek, G., Brunekreef, B., Goldbohm, S., Fischer, P. and Brandt, PA. van. (2002): **Association between mortality and indicators of traffic-related air pollution in the Netherlands: a cohort study**. Lancet 2002; 360: 1203-9.
- Hultkrantz, L., Lindberg, G. and Andersson, C. (2005): **The Value of Improved Road Safety**. Working Paper no. 4, Örebro universitet.
- Hultkrantz, L. och Nilsson, J-E. (2004): **Samhällsekonomisk Analys**. SNS Förlag.
- Hunt, A. and Alberini, A. (2004): **3 country application of Alberini/Krupnick survey instrument – Methodology and Results**. OH-presentation at the DEFRA Workshop, HM Treasury, Horse Guards Road, London, 21 June 2004.
- Jansson, SA., Andersson, F., Borg, S., Ericsson, A., Jonsson, E., Lundback, B. (2002): **Costs of COPD in Sweden according to disease severity**. Chest. 2002 Dec; 122(6):1994–2002.
- Jerrett, M., Burnett, R., Renjun, M., Newbold, B., Thurston, G. and Krewski, D. (2004): **A cohort study of air pollution and mortality in Los Angeles**. ISSE 2004–84. Epidemiology 2004;15 (4), S46.
- Johansson, C., Burman, L., Lövenheim, B., Forsberg, B. och Segerstedt, B. (2004a): **Miljöavgifternas effekt på utsläpp, halter och hälsa i Storstockholmsområdet**. LVF 2004:13. [http://www.slb.nu/slb/rapporter/pdf/lvf2004\\_13miljoavgift.pdf](http://www.slb.nu/slb/rapporter/pdf/lvf2004_13miljoavgift.pdf)

- Johansson, C., Burman, L., Lövenheim, B. och Segerstedt, B. (2004b): **Trängselavgifter i Stockholm – Effekter på luftkvalitet år 2015**. LVF 2004:6. [http://www.slb.nu/slb/rapporter/pdf/lvf2003\\_6\\_trangselavg\\_2.pdf](http://www.slb.nu/slb/rapporter/pdf/lvf2003_6_trangselavg_2.pdf).
- Johansson, C., Hadenius, A., Johansson, P-Å. och Jonson T. (1999): **SHAPE Part I: NO2 and Particulate Matter in Stockholm – Concentrations and Population Exposure**. Vägverket 1999:41. <http://www.slb.nu/slb/rapporter/pdf/shape.pdf>.
- Johansson, H. och Ek, M. (2003): **Emissions from transport in Sweden**. TFK-rapport 2003:5.
- Krewski, D., Burnett, R., Goldberg, M.S., Hoover, K., Siemiatycki, J., Jerrett, M., Abrahamowicz, M. and White. W. H. (2000): **Reanalysis of the Harvard Six Cities Study and the American Cancer Society Study of Particulate Air Pollution and Mortality**. Health Effects Institute Special Report, July 2000.
- Leksell, I. (1999): **Ekonomisk värdering av luftföroreningar från trafiken**. Del 1, Värdering av exponering samt sammanfattning. Underlagsrapport till ASEK. SIKÅ.
- Leksell, I. (2000): **Health Costs of Particle Emissions – Economic Valuation of Increased Mortality due to Exhaust Emissions of Fine Particles**. Thesis. Department of Physical Resource Theory. Chalmers University of Technology.
- Leksell, I. and Rabl, A. (2001): **Air Pollution and Mortality: Quantification and Valuation of Years of Life Lost**. Risk Analysis, Vol. 21, No. 5.
- Le Tertre, A., Medina, S., Samoli, E., Forsberg, B., Michelozzi, P., Boumghar, A., Vonk, J.M., Bellini, A., Atkinson, R., Ayres, J., Sunyer, J., Schwartz, J. and Katsouyanni, K. (2002): **Short term effects of particulate air pollution on cardiovascular diseases in eight European cities**. J Epidemiology Community Health 2002;56:773–779.
- Mar, T.F. Norris, G.A. Koenig, J.Q. and Larson, T.V. (2000): **Associations between air pollution and mortality in Phoenix, 1995-1997**. Environmental Health Perspectives. 2000;108:347–353.
- MacMillan, D., Ferrier, B. and Hanley, N. (2001): **Valuation of Air Pollution Effects on Ecosystems: A Scoping Study**. Report to the Department for Environment, Food and Rural Affairs of the UK, University of Aberdeen, UK.
- Mourato, S. (2004): **Discussion of Methodologies: Selected Issues**. OH-presentation at the DEFRA Workshop, HM Treasury, Horse Guards Road, London, 21 June 2004.
- Nafstad, P., Haheim, LL., Wisloff, T., Gram, F., Oftedal, B., Holme, I., Hjermann, I. and Leren, P. (2004): **Urban air pollution and mortality in a cohort of Norwegian men**. Environ Health Perspect. 2004;112: 610-5.
- Nellthorp, J., Sansom, T., Bickel, P., Doll, C. and Lindberg G. (2001): **Valuation Conventions for UNITE. Version 0,5 – Final Draft**. UNITE (UNification of accounts and marginal costs for Transport Efficiency) Working Funded by the 5<sup>th</sup> Framework RTD Programme. ITS, University of Leeds, April 2001.
- Nerhagen, L. och Johansson, H. (2003): **Variations in the external cost of transport air pollution – the case of Sweden**. VTI notat 36A-2003.
- Nerhagen, L., Johansson, H. och Andelius, C. (2003): **Marginalkostnadsberäkningar av luftburna föroreningar från fordon – problem med differentiering, interdependens och variabilitet**. VTI notat 35-2003.
- Ostro, BD., Broadwin, R. and Lipsett, MJ. (2000): **Coarse and fine particles and daily mortality in the Coachella Valley, California: a follow-up study**. J Expo Anal Environ Epidemiol. 2000;10(5):412-9.

- Pearce, D. (2004): **Valuation of Health Benefits of Reductions in Air Pollution and Use of Values in UK Appraisal.** Reporteur's summary of a DEFRA Workshop, HM Treasury, Horse Guards Road, London, 21 June 2004.
- Pope, CA III., Thun, MJ., Namboodiri, MM., Dockery, DW., Evans, JS., Speizer, FE. and Heath, CJ. (1995): **Particulate air pollution as a predictor of mortality in a prospective study of U.S. adults.** *Am. J. Resp. Crit. Care Med.* 1995; 151: 669–674.
- Pope, CA III., Burnett, RT., Thun, MJ., Calle, EE., Krewski, D., Ito, K. and Thurston, GD. (2002): **Lung cancer, cardiopulmonary mortality, and long-term exposure to fine particulate air pollution.** *JAMA* 287, 1132–1141.
- Pope, CA III., Burnett, RT., Thurston, GD., Thun, MJ., Calle, EE., Krewski, D. and Godleski, JJ. (2004): **Cardiovascular mortality and long-term exposure to particulate air pollution: epidemiological evidence of general pathophysiological pathways of disease.** *Circulation.* 2004;6:109(1):71-7.
- Ramsay, TO., Burnett, RT. and Krewski, D. (2003): **The effect of concurvity on generalised additive models linking mortality to ambient particulate matter.** *Epidemiology* 2003;14:18–23.
- Rowlatt, P., Spackman, M., Jones, S., Jones-Lee, M. and Loomes, G. (1998): **Valuation of Deaths from Air Pollution.** A report for the Department of Environment, Transport and the Regions and the Department of Trade and Industry. N/e/r/a and CASPAR.
- Samakovlis, S. och Svensson, L. (2004): **Värdering av hälsoeffekter från luftföroreningar.** Miljöräkenskaper Rapport 2004:2. Konjunkturinstitutet.
- Samet, JM., Dominici, F., Curriero, FC., Coursac, I. and Zeger, SL. (2000): **Fine Particulate Air Pollution and Mortality in 20 U.S. Cities, 1987–1994.** *NEJM* 2000; 343: 1742–1749.
- Schwartz, J. and Laden, F. (2004): **Dose, time and death: a bayesian model averaging approach to estimating the association between particles and survival.** *ISEE* 2004-376. *Epidemiology* 2004;15 (4):S152–153.
- Schwarze, P. E., Hetland, R. B., Refsnes, M., Lag, M. and Becher, R (2002): **Mineral composition other than quartz is a critical determinant of the particle inflammatory potential.** *Int J Hyg Environ Health* 204:327-331.
- SIKA (2002): **Översyn av samhällsekonomiska metoder och kalkylvärden på transportområdet.** ASEK. SIKA Rapport 2002:4.
- SIKA (2003): **Uppföljning av de transportpolitiska målen maj 2003.** SIKA Rapport 2003:5.
- Sunyer, J., Atkinson, R., Ballester, F., Le Tertre, A., Ayres, J., Forastiere, F., Forsberg, B., Vonk, J M., Bisanti, L., Anderson, HR., Schwartz, J. and Katsouyanni, K. (2003a): **Respiratory effects of sulfur dioxide: a hierarchical multicity analysis in the APHEA 2 study.** *Occup Environ Med* 2003a;60e2:1–3.
- Sunyer, J., Ballester, F., Le Tertre, A., Atkinson, R., Ayres, J., Forastiere, F., Forsberg, B., Vonk, J M., Bisanti, L., Medina, S., Schwartz, J. and Katsouyanni, K. (2003b): **The association of daily values of sulfur dioxide in hospital admissions for cardiovascular diseases in Europe.** *European Heart Journal* 2003b;24:752–760.
- Taylor, T. (2004): **Valuation of Health Impacts in ExterneE.** OH-presentation at DIEM Stakeholder Workshop, Brussels, 10<sup>th</sup> March 2004.

- Vermoote, S. och De Nocker, L. (2003): **Valuation of Environmental Impacts of Acidification and Eutrophication Based on the Standard Price Approach**. VITO NV – Integral Environmental Studies.
- WHO (2000a): **Air Quality Guidelines for Europe – 2nd edition**. WHO Reg Publ Eur Ser(91).
- WHO (2000b): **Evaluation and use of epidemiological evidence for Environmental Health Risk Assessment**. WHO, Regional Office for Europe, Copenhagen.
- WHO (2001): **Quantification of health effects of exposure to air pollution**. WHO, Regional Office for Europe, Copenhagen.
- WHO (2003): **Health aspects of air pollution with particulate matter, ozone and nitrogen dioxide**, Bonn.
- WHO (2004a): **Meta-analysis of time-series studies and panel studies of particulate matter (PM) and ozone (O3)**. WHO, Regional Office for Europe Copenhagen.
- WHO (2004b): **Health aspects of air pollution – answers to follow up questions from CAFÉ**, Bonn.
- Zanobetti, A., Schwartz, J., Samoli, E., Gryparis, A., Toulomi, G., Atkinson, R., Le Tertre, A., Bobros, J., Celko, M., Goren, A., Forsberg, B., Michelozzi, P., Rabczenko, D., Ruiz, EA. and Katsouyanni, K. (2002): **The temporal pattern of mortality responses to air pollution: A multicity assessment of mortality displacement**. *Epidemiology* 2002;13:87–93.
- Zanobetti, A., Schwartz, J., Samoli, E., Gryparis, A., Touloumi, G., Peacock, J., Anderson, R., Le Tertre, A., Bobros, J., Celko, M., Goren, A., Forsberg, B., Michelozzi, P., Rabczenko, D., Hoyos SP., Wichmann, HE. and Katsouyanni, K. (2003): **The temporal pattern of respiratory and heart disease mortality in response to air pollution**. *Environ Health Perspect* 2003;111;1188–1193.

### **Jämförelse Leksell (2000), svenska ExternE (Bickel et al., 2003) och Slb (2004)**

Effektberäkningen mellan Leksell och ExternE skiljde med en faktor 10 för avgaspartiklar. Med nu gjorda exponeringsberäkningar från Slb börjar orsakerna till den stora skillnaden klargöras. Jag redogör nedan för orsaker i 3 steg. Mina jämförelser gäller för storStockholm eftersom de motsvarar de haltberäkningar som Slb gjort för detta projekt. Som kontroll för att beräkningarna stämmer överens med Leksells redovisas först den beräkning som ligger till grund för uppgifterna i tabell 13 i Leksell (2000) över befolkningens exponering för PM10 (1000 exposure units per year). Exponeringen är beräknad för dag- respektive nattbefolkning utifrån uppgifterna i tabellen nedan där befolkningsviktade koncentrationer är hämtade från SHAPE I.

#### **Utgångsdata**

	<i>Andel av tid</i>	<i>Bef.viktad konc</i>	<i>Befolkning</i>	<i>Emissioner</i>
<i>Dag</i>	0,3869	1,8	1 361 897	88 600 ton
<i>Natt</i>	0,6131	0,91	1 343 962	63 600 ton

Dag

$$1,8 * 0,3869 * 1361897 = 948,452 \text{ (949 enligt tabell 13)}$$

$$0,91 * 0,6131 * 1343962 = 749,824 \text{ (750 enligt pga. 13)}$$

Nedanstående beräkningar gäller alla ackumulerad exponering per kg utsläpp (= (halt\*befolkning)/utsläpp).

#### **1) Att beräkna för dag- och nattbefolkning eller endast natt. (Leksell räknade må-fre 06.00–19.00 som dag och övrigt som natt).**

Leksell dag+natt – ack. Exp/kg emission

$$((1,8 * 0,3869 * 1361897) / 88600 + (0,91 * 0,6131 * 1343962) / 63600) / 2 = 11,25 \quad 1.1$$

*Med Leksells uppgifter får man ett lägre resultat om man endast använder värden för nattbefolkning.*

$$(0,91 * 1343962) / 152200 = 8,03 \quad 1.2$$

#### **2) Skillnad i beräknad koncentrationshalt.**

Leksell befolkningsviktade värde var 0,91 för natt (Storstockholm, 500x500 m) medan Slb's beräkningen ger värdet 0,34 (se kapitel 2). Förklaringen till skillnaden är att Leksell utgått ifrån koncentrationshalter för PM10 som är genererade av biltrafik men som även inkluderar bidraget från resuspension. Leksells avhandling ska dock handla om fina avgaspartiklar. Eventuellt har han använt värden för PM10 för att han antagit att halten PM10 motsvarar halten PM2.5 i tron att endast avgaspartiklar ingått i beräkningarna för trafikgenererade partiklar. Det framgår dock i inledningen till SHAPE I-rapporten att det inte är fallet.

*Med samma beräkning som i 1.2 ovan men med användning av koncentrationshalten som Slb beräknat och övriga uppgifter de utgått ifrån (befolkning och ton emissioner) får man ett betydlig lägre värde.*

$$(0,34*1444158)/179000=2,74 \quad 1.3$$

### **3) Skillnad pga. befolkningsviktning.**

I ExternE beräknades den ack. Exp/kg till 1,37. Räknar man ut motsvarande värde med resultaten från Slb, 500\*500 m, får man:

ExternE – oviktat	$(0,26*1444158)/321000 = 1,17$	1.4
EDB – oviktat	$(0,14*1444158)/179000 = 1,13$	1.5
ExternE – viktat	$(0,60*1444158)/321000 = 2,70$	1.6
EDB – viktat	$(0,34*1444158)/179000 = 2,74$	1.7

Man kan notera att det är det oviktade värdet som ligger närmast det som beräknades i ExternE-projektet för Stockholm. Detta troligtvis för att de utgick ifrån oviktade värden för halterna i sin beräkning.

### **4) Effekt – beräkningsytans storlek.**

De oviktade halterna varierar stort inom Storstockholmsområdet vilket framgår av figur 4 och 5 i kapitel 4. Haltberäkningen för oviktade halter kommer därför att innehålla värden från områden med låg halt och kanske även låg befolkning. Skulle man därför använda detta värde för exponeringsberäkning är det troligt att man underskattar den exponering som människor utsätts för eftersom de oftast bor närmare trafikerade områden. Befolkningsviktning är en möjlig väg ur detta problem men kunde inte användas i ExternE-projektet eftersom sådana detaljerade data inte användes.

**Omräkningar från resultat i Svenska Externe, 2002 (Bickel et al., 2003)****A) Kostnad för sjuklighet.**

Vi har utgått ifrån värdena för dieselfordon i Skellefteå och Stockholm. Med kunskap om kostnad/kg och den beräknade ackumulerade exponeringen per kg har vi kunnat räkna fram kostnad/ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Som framgår av tabellen nedan är den 8,6 Euro.

	Ackumulerad exponering $\mu\text{g}/\text{m}^3 \cdot \text{personer}/\text{kg}$ (A)	Total kostnad (Euro) (B)	Utsläpp (kg) (C)	Kostnad/kg (Euro/kg) (D=B/C)	Kostnad/ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (Euro/ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) (E=D/A)
Skellefteå	0,57	25 707	5 212	4,93	8,65
Stockholm	1,37	2 350 418	199 030	11,81	8,62

De värden som är framräknade i svenska ExternE är faktorpriser. För att räkna fram marknadspriser räknar vi om ovanstående kostnad med 1,25. Detta ger 10,8 Euro/ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Vi räknar sedan om det till svenska kronor genom att multiplicera med 9. Detta ger 97 SEK/ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ .

**B) Kostnad per kg avgaspartiklar i Stockholm enligt svenska ExternE.**

Dessa beräkningar är gjorda utifrån resultaten från dieselfordon. De uppgifter vi använt framgår av tabellen nedan. För att räkna om Euro/kg till SEK/kg har vi räknat om med 1,25 för att få marknadspris och 9 för att få SEK.

	Total kostnad (Euro) (A)	Skalningsfaktor (B)	Utsläpp (kg) (C)	Kostnad/kg (Euro/kg) (D=(A+B)/C)	Kostnad/kg (SEK/kg) (E=D*1,25*9)
Dödlighet	5 426 186	3	199 030	81,79	920
Sjukdom	2 350 418	1	199 030	11,81	133

I dessa beräkningar är den ackumulerade exponeringen lägre än den vi använder i våra beräkningar. Däremot är värdet för ett förlorat levnadsår högre. Dessa effekter tar ungefär ut varandra. Därtill kommer att effekten av exponering för 1  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  avgaspartiklar antas vara något högre än i våra beräkningar (78/100 000 jämfört med 61/100 000).







VTI är ett oberoende och internationellt framstående forskningsinstitut som arbetar med forskning och utveckling inom transportsektorn. Vi arbetar med samtliga trafikslag och kärnkompetensen finns inom områdena säkerhet, ekonomi, miljö, trafik- och transportanalys, beteende och samspel mellan människa-fordon-transportssystem samt inom vägkonstruktion, drift och underhåll. VTI är världsledande inom ett flertal områden, till exempel simulatorteknik. VTI har tjänster som sträcker sig från förstudier, oberoende kvalificerade utredningar och expertutlåtanden till projektledning samt forskning och utveckling. Vår tekniska utrustning består bland annat av körsimulatorer för väg- och järnvägstrafik, väglaboratorium, däckprovsningsanläggning, krockbanor och mycket mer. Vi kan även erbjuda ett brett utbud av kurser och seminarier inom transportområdet.

VTI is an independent, internationally outstanding research institute which is engaged on research and development in the transport sector. Our work covers all modes, and our core competence is in the fields of safety, economy, environment, traffic and transport analysis, behaviour and the man-vehicle-transport system interaction, and in road design, operation and maintenance. VTI is a world leader in several areas, for instance in simulator technology. VTI provides services ranging from preliminary studies, highlevel independent investigations and expert statements to project management, research and development. Our technical equipment includes driving simulators for road and rail traffic, a road laboratory, a tyre testing facility, crash tracks and a lot more. We can also offer a broad selection of courses and seminars in the field of transport.



HUVUDKONTOR/HEAD OFFICE

LINKÖPING

POST/MAIL SE-581 95 LINKÖPING

TEL +46 (0)13 20 40 00

www.vti.se

BORLÄNGE

POST/MAIL BOX 760

SE-781 27 BORLÄNGE

TEL +46 (0)243 446 860

STOCKHOLM

POST/MAIL BOX 6056

SE-171 06 SOLNA

TEL +46 (0)8 555 77 020

GÖTEBORG

POST/MAIL BOX 8077

SE-402 78 GÖTEBORG

TEL +46 (0)31 750 26 00