

**FÖRSTUDIE**

# **Utveckling av ASEKs kalkylvärden för luftföroreningar**

**En förstudie**

Lars Barregård, Håkan Staaf och Tore Söderqvist

Yta för bild

**Trafikverket**

E-post: trafikverket@trafikverket.se

Telefon: 0771-921 921

Dokumenttitel: Utveckling av ASEKs kalkylvärden för luftföroreningar - en förstudie

Författare: Lars Barregård, Håkan Staaf och Tore Söderqvist

# Innehåll

<b>FÖRORD</b>	<b>5</b>
<b>FÖRKORTNINGAR</b>	<b>7</b>
<b>0. SAMMANFATTNING</b>	<b>11</b>
<b>1. INLEDNING</b>	<b>17</b>
1.1 Bakgrund	17
1.2 Hur har utsläppen förändrats under de senaste decennierna?	19
<b>2. ASEKS KALKYLVÄRDEN</b>	<b>21</b>
2.1 Dagens ASEK-värden för luftföroreningar	21
2.2 Om underlaget för ASEK-värdena	23
2.2.1 Värdena för hälsoeffekter	23
2.2.2 Värdena för miljöeffekter	25
2.3 Slutsatser	26
<b>3. HÄLSOEFFEKTER</b>	<b>27</b>
3.1 Bas för nuvarande kunskapsläge	27
3.2 Luftföroreningskomponenter	27
3.2.1 Partiklar: PM <sub>2.5</sub>	27
3.2.2 Partiklar: PM <sub>10</sub> och PM <sub>10-2.5</sub>	28
3.2.3 Partiklar: Ultrafina PM	28
3.2.4 Partiklar: BC, EC och OC	29
3.2.5 Partiklar: PAH	29
3.2.6 NO <sub>2</sub> och NO <sub>x</sub>	29
3.2.7 SO <sub>2</sub>	29
3.2.8 VOC	29
3.2.9 O <sub>3</sub>	30
3.2.10 Andra förbränningskällor än vägtrafik och effekter i andra länder	30
3.2.11. Tänkbara komponenter att inkludera i en värdering av hälsoeffekter	30
3.3 Bidraget till luftföroreningar från vägtrafik jämfört med andra förbränningskällor samt frågan om lokal och regional skala	31
3.4 Värdering av olika hälsoeffekter som kan tänkas ingå i bedömningen av vägtrafikens bidrag	31
3.5 Värdering av exponering-respons-funktion som skulle kunna användas vid kvantifiering av hälsorisker	33

3.5.1 PM <sub>2.5</sub>	33
3.5.2 PM <sub>10-2.5</sub>	34
3.5.3 BaP	35
3.5.4 Frågan om små och stora exponeringstillskott	35
<b>3.6 Sammanfattning</b>	<b>35</b>
<b>4. NATUR- OCH KULTURMILJÖEFFEKTER</b>	<b>38</b>
<b>4.1 Analyserade primära luftföroreningar</b>	<b>38</b>
4.1.1 Partiklar: PM <sub>2.5</sub> och PM <sub>10</sub> )	38
4.1.2 Svaveldioxid, SO <sub>2</sub>	39
4.1.3 Kväveoxider, NO <sub>x</sub>	39
4.1.4 Ammoniak, NH <sub>3</sub>	40
<b>4.2 Analyserade sekundära luftföroreningar</b>	<b>40</b>
4.2.1 Försurande ämnen	40
4.2.2 Övergödande ämnen	42
4.2.3 Marknära ozon	42
4.2.4 Korroderande ämnen	43
<b>4.3. Övriga luftföroreningar</b>	<b>44</b>
<b>4.4 Föroreningar som bör beaktas i ASEK</b>	<b>45</b>
<b>4.5 Effekter på lokal och regional skala</b>	<b>46</b>
<b>4.6 Tillgång till data och analysverktyg</b>	<b>46</b>
<b>4.7 Utvecklingsbehov</b>	<b>47</b>
<b>4.8 Sammanfattning</b>	<b>48</b>
<b>5. DISKUSSION OCH SLUTSATSER</b>	<b>51</b>
<b>5.1 Utgångspunkter för revidering och komplettering av kalkylvärden</b>	<b>51</b>
<b>5.2 Vilka luftföroreningar bör prioriteras i fortsatt arbete?</b>	<b>53</b>
<b>5.3 Hur bör fortsatt arbete läggas upp?</b>	<b>54</b>
<b>REFERENSER</b>	<b>56</b>

# Förord

Utsläppen av luftföroreningar från våra transporter har minskat betydligt de senaste decennierna. Trots det är luftföroreningar fortfarande ett allvarligt samhällsproblem, luftföroreningar från den svenska trafiken orsakar betydligt fler dödsfall än trafikolyckorna. I samhällsekonomiska kalkyler vid investeringar i transportinfrastruktur används kalkylvärden som tas fram av ASEK, Arbetsgruppen för samhällsekonomiska kalkyl- och analysmetoder inom transportområdet. Inom ASEK har man konstaterat att hela området luftföroreningar är i ett stort behov av översyn och kompletteringar.

I denna förstudie har vi engagerat två experter inom luftföroreningars effekter på hälsa resp på natur- och kulturmiljö, Lars Barregård vid Göteborgs universitet och Håkan Staaf, Naturvårdsverket. Vi har utnyttjat deras samlade kompetenser och erfarenheter för att få en god bedömning av dels vilka föroreningar, och dels vilka effekter som bör omfattas av ett system som ska leverera kalkylvärden. Arbetet har hållits samman av Tore Söderqvist, Enveco Miljöekonomi AB. Han har också bidragit till rapporten som medförfattare och redaktör. En referensgrupp från Naturvårdsverket och Trafikverket har varit knuten till förstudien.

Avgaser innehåller ett stort antal olika föroreningar. Den medicinska och naturvetenskapliga kunskapen kring vissa av dem är långt ifrån tillräcklig för att man ska kunna skapa kompletta kalkylvärden. Viktiga kunskapsluckor och forskningsbehov har därför identifierats i förstudien. Planen är att i kommande utredningssteg kan dels vissa kunskapsluckor vad gäller de så kallade effektkedjesambanden börja fyllas, och ny forskning eventuellt initieras. Det sista steget är att länka samman dessa fysiska delar av arbetet med ekonomiska modeller och metoder för att så få en monetär värdering av utsläppen. Även i detta skede kommer vi rimligen att identifiera behov av utvecklings- och forskningsinsatser vad gäller t.ex. värderingsmetodik.

Inom ett par år har vi förhoppningsvis en uppdaterad och mer komplett uppsättning av adekvata kalkylvärden för luftföroreningar.

Gunnel Bångman Trafikverket och Mats Björsell Naturvårdsverket  
Borlänge och Stockholm i november 2015



# Förkortningar

AOT <sub>40</sub>	Accumulated exposure over a threshold of 40 ppb
ARTEMIS	Assessment and Reliability of Transport Emission Models and Inventory Systems, ett projekt inom EU-kommissionens (DG Transport) femte ramprogram (2000-2007)
ASEK	Arbetsgruppen för samhällsekonomiska kalkyl- och analysmetoder inom transportområdet
BaP	Bens(a)pyren
BC	Black carbon (sot)
BD	Butadien
CAFE	Clean Air for Europe
CBA	Cost-Benefit Analysis (kostnads-nyttoanalys)
CLRTAP	Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution (Luftvårdskonventionen)
CO	Koloxid
EC	Elementärt kol
EMEP	European Monitoring and Evaluation Program
EMV	Effektmodeller för vägtrafikanläggningar
ER	Exponering-respons
ESCAPE	European Study of Cohorts for Air Pollution Effects
ExternE	External Costs of Energy
GAINS	The Greenhouse Gas and Air Pollution Interactions and Synergies Model
HEATCO	Developing Harmonised European Approaches for Transport Costing and Project Assessment
HELCOM	Baltic Marine Environment Protection Commission - Helsinki Commission
HNO <sub>3</sub>	Salpetersyra
IIASA	International Institute for Applied Systems Analysis

ICP	International Co-operative Programme
MATCH	Multi-scale Atmospheric Transport and CHEmistry model, <a href="http://www.smhi.se/forskning/forskningsomraden/luftmiljo/spridningsmodellen-match-1.601">http://www.smhi.se/forskning/forskningsomraden/luftmiljo/spridningsmodellen-match-1.601</a>
MSK	Marginell skadekostnad
MÅK	Marginell åtgärds kostnad
NMVOOC	Non-methane volatile organic compounds (flyktiga organiska ämnen utom metan)
N	Kväve
NH <sub>3</sub>	Ammoniak
NO <sub>2</sub>	Kvävedioxid
NO <sub>x</sub>	Kväveoxider
O <sub>3</sub>	Ozon
OC	Organiskt kol
PAH	Polycykliska aromatiska kolväten
PM <sub>2,5</sub>	Partikulärt material ("partiklar") med storlek mindre än 2,5 mikrometer ("avgaspartiklar").
PM <sub>10</sub>	Partikulärt material ("partiklar") med storlek mindre än 10 mikrometer.
PM <sub>10-2,5</sub>	Partikulärt material ("partiklar") med storlek mellan 2,5 och 10 mikrometer ("slitagepartiklar", t.ex. vägdamm)
REVIHAAP	Review of evidence on health aspects of air pollution
SECA	Sulphur Emission Control Area
SIKA	Statens institut för kommunikationsanalys
SIMAIR	<a href="http://www.smhi.se/forskning/forskningsomraden/luftmiljo/simair-verktyg-for-luftkvalitet-1.602">http://www.smhi.se/forskning/forskningsomraden/luftmiljo/simair-verktyg-for-luftkvalitet-1.602</a>
SO <sub>2</sub>	Svaveldioxid
TEQ	Toxicitetsekvivalenter
TSP	Totala mängd svävande partiklar (total suspended particulate matter)



VOC	Olika typer av kolväten (lättflyktiga organiska föreningar (volatile organic compounds))
VOLL	Värdet av ett förlorat levnadsår (value of a lost life year)
VSL	Värdet av ett statistiskt liv (value of a statistical life)
VTI	Statens väg- och transportforskningsinstitut
WHO	World Health Organization



# 0. Sammanfattning

Luftföroreningar från transporter och från andra samhällssektorer har betydande effekter på naturmiljö och hälsa. I Europa beräknas ca 300 000 personer dö av luftföroreningar varje år, eller 10 gånger fler än i trafikolyckor. I Sverige, som har betydligt bättre luftkvalitet än många andra länder, beräknas ändå luftföroreningar orsaka flera tusen förtida dödsfall per år och korta medellivslängden. Luftföroreningarnas stora konsekvenser innebär att samhällsekonomiska analyser av projekt som ökar eller minskar utsläppen av luftföroreningar kan ge grova felkattningar av projektens samhällsekonomiska lönsamhet om inte utsläppsförändringarnas ekonomiska värde räknas med i analyserna.

Vid samhällsekonomiska analyser av investeringar i transportinfrastruktur i Sverige används de ekonomiska värden av utsläppsförändringar som har tagits fram inom det så kallade ASEK-arbetet. Riktigheten i de nuvarande (ASEK 5.2) kalkylvärdena för luftföroreningar kan dock ifrågasättas av flera olika skäl. Naturvårdsverket och Trafikverket har därför tagit initiativ till denna förstudie, som bland annat syftar till att kartlägga vilka betydande hälso- och miljöeffekter som i nuläget inte är inkluderade i ASEKs kalkylvärden för luftföroreningar, samt att bedöma hur betydande dessa effekter är i förhållande till de effekter som ASEKs nuvarande kalkylvärden fångar in. Koldioxid och andra växthusgasers inverkan på klimatförändringar ingår dock inte i förstudien. Ett mer långsiktigt syfte med förstudien är att lägga grunden till ett naturvetenskapligt inriktat underlag för fortsatt utveckling av ASEKs kalkylvärden för luftföroreningar.

Rapporten inleds med en genomgång av de nuvarande kalkylvärdena för luftföroreningar och underlaget för dessa värden. Tabell 0.1 sammanfattar vilka effekter som i nuläget värderas i ASEK och hur dessa värden har beräknats.

Tabell 0.1. Sammanfattande bild över vilka luftföroreningseffekter som värderas i ASEK 5.2 och hur dessa värden har beräknats. I miljöeffekter inkluderas kulturmiljön (effekter på byggnader och konstruktioner).

Ämne	Lokala effekter		Regionala effekter	
	Hälsa	Miljö	Hälsa	Miljö
Kväveoxider (NO <sub>x</sub> )	Skadekostnad	Värderas ej	Åtgärdskostnad för att uppnå miljömål	
Kolväten (VOC)	Skadekostnad	Värderas ej	Åtgärdskostnad för att uppnå miljömål	
Svaveldioxid (SO <sub>2</sub> )	Skadekostnad	Värderas ej	Åtgärdskostnad för att uppnå miljömål	
Partiklar (PM <sub>2,5</sub> )	Skadekostnad	Värderas ej, med undantag av skadekostnader(?) för nedsmutsning av byggnader	Värderas ej	

Genomgången indikerar att underlaget för ASEKs kalkylvärden är dunkelt och gammalt (från slutet av 1990-talet), och som framgår av tabell 0.1 används olika ansatser för att beräkna lokala och regionala luftföroreningseffekter; effektkedjemodeller kopplade till skadekostnader används för lokala effekter och åtgärdskostnader för att uppnå nationella miljömål används för regionala effekter. Med effektkedjemodeller avses beskrivningar av en rad kausala samband i följande kedja: **Utsläpp** av förorenande ämne → **Exponering** på människor och miljön → **Respons** i form av hälso- och miljöeffekter → Ekonomisk **värdering** av hälso- och miljöeffekter genom de skadekostnader som dessa åstadkommer.

Genomgången indikerar att det finns flera olika skäl till ett omtag i form av revidering och komplettering av kalkylvärdena för luftföroreningar:

- Kalkylvärdena är gamla och har på senare år enbart uppdaterats genom indexuppräknningar.
- Dokumentationen beträffande värdenas tillkomsthistoria är ofullständig.
- Kalkylvärdena är enbart delvis baserade på luftföroreningarnas skadekostnader.
- De skadekostnader som används avser hälsoeffekter till följd av luftföroreningarna, men det är oklart i vilken grad dessa skadekostnader täcker in de faktiska hälsoeffekterna.

Ett viktigt underlag för ett sådant omtag är att bedöma vilka luftföroreningskomponenter som är väsentliga att inkludera i ASEK utifrån exempelvis vilka effekter som olika ämnen kan bedömas leda till, och hur god kunskapen är rörande kopplingen mellan utsläpp, exponering och respons. Med kunskap om denna effektkedja går det att relatera en värdering av effekter till utsläpp. Dessa bedömningar sker i rapporten, dels för hälsoeffekter och dels för miljöeffekter, och sammanfattas i tabell 0.2 och 0.3. Förutom ovanstående brister visar bedömningen att vissa föroreningar som i dagens situation kan förväntas ha betydelsefulla hälso- och miljöeffekter saknar kalkylvärden.

Tabell 0.2. Översikt över kunskapsläget beträffande luftföroreningskomponenter och deras effekter på hälsa.

	PM <sub>2.5</sub>	PM <sub>10-2.5</sub>	Ultra- fina PM	BC EC OC	PAH utom BaP	BaP	NO <sub>2</sub> NOx	SO <sub>2</sub>	VOC	O <sub>3</sub>
Ingår idag i ASEK	Ja	Nej	Nej	Nej	Nej	Nej	Ja	Ja	Ja	Nej
Storleken på negativa hälsoeffekter i Sverige av inhemska och utländska källor	Stora	Stora	Stora?	Stora?	Oklara	Små	Oklara	Små	Små	Stora
Storleken på negativa hälsoeffekter i Sverige av inhemska källor	Stora	Stora	Stora?	Stora?	Oklara	Små	Oklara	Små	Små	Stora
Storleken på svenska trafiksektorns bidrag till negativa hälsoeffekter i Sverige	Måttliga	Stora	Stora?	Stora?	Oklara	Små	Oklara	Små	Små	Måttliga
Tillgång på skattade samband mellan utsläpp och exponering	God	God	God	Medel	Oklara	Oklar	God	God	Medel	Dålig
Tillgång på skattade samband mellan exponering och respons	God	God	Dålig	Medel	Medel	God	Medel	Medel	God	God
Dubbelräkningsrisker	Ja (1)	Ja (2)	Ja (3)	Ja (4)	Ja (5)	Ja (6)	Ja (7)	Nej	Nej	Nej

(1) Med BaP, ultrafina PM, BC/OC/EC, PAH, NO<sub>2</sub>/NOx. (2) Med NO<sub>2</sub>/NOx. (3) Med PM<sub>2.5</sub>, BaP, BC/OC/EC, PAH, NO<sub>2</sub>/NOx. (4) Med PM<sub>2.5</sub>, BaP, ultrafina PM, PAH, NO<sub>2</sub>/NOx. (5) Med PM<sub>2.5</sub>, BaP, ultrafina PM, BC/OC/EC, NO<sub>2</sub>/NOx. (6) Med PM<sub>2.5</sub>, ultrafina PM, BC/OC/EC, PAH, NO<sub>2</sub>/NOx. (7) Med PM<sub>2.5</sub>, PM<sub>10-2.5</sub>, BaP, ultrafina PM, BC/OC/EC, PAH.

Tabell 0.3. Översikt över kunskapsläget beträffande luftföroreningskomponenter och deras effekter på naturmiljö respektive kulturmiljö.

	Naturmiljön						Kulturmiljön	
	PM <sub>2.5</sub> och PM <sub>10</sub>	SO <sub>2</sub> som primär förorening	NOx som primär förorening	Försurande ämnen	Över-gödande ämnen	Mark-nära ozon	PM <sub>2.5</sub> och PM <sub>10</sub>	Korroderande ämnen
Ingår idag i ASEK	Nej	Ja	Ja	Ja (som SO <sub>2</sub> )	Ja (som NOx)	Nej	Ja (som PM <sub>2.5</sub> )	Nej
Storleken på negativa effekter i Sverige av inhemska och utländska källor	Inga	Små	Små	Medel	Medel	Stora	Oklar	Oklar
Storleken på negativa effekter i Sverige av inhemska källor	Inga	Små	Små	Små	Små	Små	Oklar	Oklar
Storleken på svenska trafiksektorns bidrag till negativa effekter i Sverige	Inga	Små	Små	Små	Små	Små	Medel-Stora	Medel-Stora
Tillgång på skattade samband mellan utsläpp och exponering	Nej	God	God	God	God	Nej	Dålig	Dålig
Tillgång på skattade samband mellan exponering och respons	Nej	Nej	Nej	Nej	Nej	God	Dålig	Dålig
Dubbelräkningsrisker	Nej	Nej	Nej	Nej	Nej	Nej	Nej	Nej
Kombinationseffekter	Nej	Nej	Nej?	Ja (flera ämnen ingår)	Ja (flera ämnen ingår)	Nej	Ja	Ja (flera ämnen ingår)

För **hälsoeffekter** bedöms, utifrån effekterna i sig och tillgången på kunskap om effektkedjor, de luftföroreningskomponenter som i första hand bör komma ifråga för revidering och komplettering av kalkylvärdena vara följande:

- Partikulärt material med storlek mindre än 2,5 mikrometer (PM<sub>2.5</sub>) ("avgaspartiklar")
- Partikulärt material med storlek mellan 2,5 och 10 mikrometer (PM<sub>10-2.5</sub>) ("slitagepartiklar")
- Bens(a)pyren (BaP)

För samtliga dessa föroreningar kan tillgången på skattade samband mellan exponering och respons bedömas som god. För PM<sub>2.5</sub> och PM<sub>10-2.5</sub> (eller PM<sub>10</sub>) bedöms dessutom tillgången på skattade samband mellan utsläpp och exponering som god, medan motsvarande tillgång för BaP är oklar. För vissa andra föroreningar i tabell 0.1 där det idag saknas kalkylvärden, som t.ex. ultrafina PM, skulle det krävas större forskningsinsatser för att kartlägga relevanta samband. Vidare bedöms att följande hälsoeffekter bör beaktas beträffande responsen av dessa föroreningar:

- *Dödlighet*
- *Sjukhusinläggningar för ett antal hjärt-kärlsjukdomar och luftvägssjukdomar*
- *Akutbesök för astma och hjärt-kärlsjukdom*
- *Ökning av astmasymptom och andra luftvägssymptom*
- *Inskränkningar i människors aktiviteter, t.ex. frånvaro från arbete*

För **miljöeffekter** bedöms de luftföroreningskomponenter som i första hand bör komma ifråga för revidering och komplettering av kalkylvärdena vara följande:

- SO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub> och sekundära föreningar på grund av *försurningseffekter på mark och vatten i södra Sverige*
- NO<sub>x</sub>, NH<sub>3</sub> och sekundära föreningar på grund av *övergödningseffekter på havsmiljön runt Sverige*
- Marknära ozon på grund av *skador på skog och grödor i södra Sverige*
- Avgas- och slitagepartiklar (PM<sub>2.5</sub> och PM<sub>10-2.5</sub>) på grund av *effekter på kulturmiljön (t.ex. skador på material och konstruktioner)*
- Korroderande ämnen (bl.a. SO<sub>2</sub>) på grund av *effekter på kulturmiljön (särskilt lokala trafikmiljöer som broar, tunnlar och trånga gaturum).*

För miljöeffekter är kunskapen om hela effektkedjan generellt sämre än för hälsoeffekter. Med undantag för marknära ozon finns i allmänhet endast begränsad kunskap om sambanden mellan exponering och respons. Situationen är bättre beträffande tillgången på skattade samband mellan utsläpp och exponering.

Sammantaget måste behovet av att revidera och komplettera kalkylvärdena för luftföroreningar bedömas som stort. Frågan är vilka utgångspunkter som bör gälla för ett sådant reviderings- och kompletteringsarbete? Enligt vår uppfattning är en viktig utgångspunkt att reviderade och kompletterade kalkylvärden i mesta möjliga mån bör vara baserade på skadestodansansatsen, dvs. baserade på hur luftföroreningarna faktiskt påverkar människors välbefinnande via hälsoeffekter och miljöeffekter. Den huvudsakliga anledningen till detta är att med skadestodansansatsen ger kalkylvärdena adekvat information för en kostnads-nyttanalys (*cost-benefit analysis*, CBA), dvs. den typ av samhällsekonomisk analys som används för att bedöma trafikprojekts samhällsekonomiska lönsamhet.

Att föredra skadestodansansatsen ger i sin tur en annan utgångspunkt för ett reviderings- och kompletteringsarbete, nämligen tillämpning av effektkedjemodeller som beskriver hur utsläpp faktiskt resulterar i skadestodnader. För vissa hälsoeffekter är kunskapen om effektkedjesamband relativt god. Men mycket utvecklingsarbete återstår för att exempelvis koppla ihop olika tillgängliga modellverktyg och för att bedöma vilka förenklingar som är rimliga som underlag för kalkylvärden som är tillämpbara i olika delar av Sverige. För miljöeffekter är det nödvändigt att ta betydligt mer grundläggande steg framåt i arbetet med effektkedjemodeller. Centrala frågor är exempelvis hur man ska hantera det faktum att det för många luftföroreningar saknas relevanta exponering-respons-samband – enbart kritiska halter eller kritiska belastningar har definierats – och hur effekter av aggregat av föroreningar ska kunna hänföras till utsläpp av specifika ämnen.

Hur arbetet med effektkedjemodeller i mer detalj bör gå vidare är en komplex fråga och kan inte bedömas utifrån resultaten från den här förstudien. Vårt förslag är att arbetet inleds med ett antal workshoppar som sammanför olika aktörer med kunskap om och tillgång till modellverktyg som behöver kopplas samman för att knyta ihop skadestodnader med utsläpp, lämpligen med fokus på de luftföroreningskomponenter som har listats ovan.

Skadestodansansatsen förutsätter vidare tillgång på ekonomiska värderingar av hälso- och miljöeffekter. Ovan har i kursiv stil listats vilka huvudsakliga effekter som är kopplade till de luftföroreningskomponenter som i första hand bör komma ifråga för revidering och komplettering av kalkylvärden. Inom ramen för denna förstudie har det inte ingått att gå igenom kunskapsläget beträffande värderingar av dessa effekter. Det finns därför ett behov av en sådan genomgång i syfte att (a) ta fram aktuella skattningar av skadestodnader, (b) identifiera kunskapsluckor beträffande skadestodnader och (c) identifiera vad som fordras för att fylla sådana luckor i form av exempelvis nya hälsoekonomiska eller miljöekonomiska värderingsstudier i enlighet med de metoder som är förankrade i skadestodansansatsen. I ett sådant arbete bör också ingå att bedöma möjligheten att, tills kunskapsluckor rörande skadestodnader har fyllts, använda andra värderingsansatser än skadestodansansatsen, t.ex. med hjälp av åtgärds-kostnader justerade på rimligt sätt för att kunna approximera skadestodnader.



# 1. Inledning

## 1.1 Bakgrund

Luftföroreningar från transporter och från andra samhällssektorer har betydande effekter på naturmiljö och hälsa. I Europa beräknas ca 300 000 personer dö av luftföroreningar varje år, eller 10 gånger fler än i trafikolyckor. I Sverige, som har betydligt bättre luftkvalitet än många andra länder, beräknas ändå luftföroreningar orsaka flera tusen förtida dödsfall per år och korta medellivslängden. Luftföroreningar har också bedömts kunna orsaka >100 fall av lungcancer per år, samt bidra till sänkt lungfunktion hos barn och ungdomar (Karolinska Institutet, 2013).

Luftföroreningarnas stora konsekvenser innebär att samhällsekonomiska analyser av projekt som ökar eller minskar utsläppen av luftföroreningar kan ge grova felskattningar av projektens samhällsekonomiska lönsamhet om inte utsläppsförändringarnas ekonomiska värde räknas med i analyserna. Sådana ekonomiska värden inkluderas dock i många fall. Exempelvis sker detta regelmässigt i samhällsekonomiska analyser av investeringar i transportinfrastruktur i Sverige. De ekonomiska värden av utsläppsförändringar som då används är de kalkylvärden som har tagits fram inom det så kallade ASEK-arbetet, vars nuvarande resultat finns redovisat i ASEK 5.2. ASEK står för Arbetsgruppen för samhällsekonomiska kalkyl- och analysmetoder inom transportområdet, som är en myndighetsgemensam samrådsgrupp som ansvarar för att utveckla principer för samhällsekonomisk analys och kalkylvärden för transportsektorns samhällsekonomiska analyser. Trafikverket tar beslut om att tillämpa gällande ASEK-rekommendationer. Trafikverket leder gruppens arbete och i övrigt ingår representanter för Transportstyrelsen, Sjöfartsverket, Naturvårdsverket, Energimyndigheten, Storstockholms Lokaltrafik, Vinnova och Trafikanalys (adjungerad).<sup>1</sup>

De ASEK-kalkylvärden som för närvarande används för luftföroreningar finns redovisade i Trafikverket (2015). Riktigheten i de nuvarande kalkylvärdena för luftföroreningar kan dock ifrågasättas. Vissa potentiellt betydelsefulla föroreningar saknar kalkylvärden, och troligen är inte alla viktiga effekter beaktade i de befintliga kalkylvärdena. Motsatsen, dvs. dubbelräkningar, förekommer i viss mån också. Systemet har utvidgats successivt under de senaste decennierna och kanske kan liknas vid ett lapptäcke med hål i. Exempelvis används utsläppen av kväveoxider (NO<sub>x</sub>) - som har ett kalkylvärde avseende lokala hälsoeffekter – som en indikator för en mix av luftföroreningar från fordon och kan antas inrymma effekter av ett antal, oklart vilka, andra föroreningar i bilavgaser. En del föroreningar är explicit utelämnade, som t.ex. slitagepartiklar, och andra komponenter skulle kunna beaktas. Värderingen av hälsoeffekter av luftföroreningar baseras på en uppskattad kostnad för förkortad livslängd och ökad sjuklighet medan kostnaden för effekter i naturmiljön i nuläget är baserade på åtgärds-kostnader. Att istället använda faktiska skadepkostnader för naturmiljön har diskuterats men har hittills inte ansetts möjligt på grund av kunskapsbrist.

Om ASEKs kalkylvärden är kraftigt missvisande beträffande de faktiska effekterna av olika luftföroreningar kan allvarliga följdverkningar uppstå. Pålitligheten hos de samhällsekonomiska analyserna av investeringar i transportinfrastruktur kan ifrågasättas.

---

<sup>1</sup> <http://www.trafikverket.se/for-dig-i-branschen/planera-och-utreda/planerings--och-analysmetoder/samhallsekonomisk-analys-och-trafikanalys/asek---arbetsgruppen-for-samhallsekonomiska-kalkyl--och-analysmetoder-inom-transportområdet/> (läst 2015-10-25).

Vidare är det inte ovanligt att ASEKs kalkylvärden används i samhällsekonomiska analyser av projekt utanför transportsektorn, och sådana analyser kan då också vara missvisande om de tillämpas med felaktiga förutsättningar.

Med anledning av detta har Naturvårdsverket och Trafikverket tagit initiativ till en förstudie som syftar till att kartlägga vilka betydande hälso- och miljöeffekter som i nuläget inte är inkluderade i ASEKs kalkylvärden för luftföroreningar, samt att bedöma hur betydande dessa effekter är i förhållande till de effekter som ASEKs nuvarande kalkylvärden fångar in. Koldioxid och andra växthusgasers inverkan på klimatförändringar ingår dock inte i förstudien. Förstudien syftar också till att bedöma om de exponerings-respons (ER)-samband för effekter som faktiskt är inkluderade i ASEK behöver uppdateras utifrån kunskap som tillkommit under de senaste årtiondena.

Ett mer långsiktigt syfte med förstudien är att lägga grunden till ett naturvetenskapligt inriktat underlag för fortsatt utveckling av ASEKs kalkylvärden för luftföroreningar, vilket skulle kunna ske i en eller flera framtida huvudstudier. Underlaget kan exempelvis vara till hjälp för att bedöma vilket behov som finns av ekonomisk värdering av hälso- och miljöeffekter i framtida huvudstudier.

Några mer specifika uppgifter för förstudien är att göra bedömningar av vilka aggregeringar som kan vara lämpliga, dvs. vilka föroreningar och/eller effekter som bör hanteras specifikt eller eventuellt kan hanteras som ett aggregat och ingå i ett "paket" (t.ex. på det sätt som NO<sub>x</sub> idag är tänkt att fungera som en "indikator" för många komponenter i bilavgaser). Det finns fördelar med ett mycket detaljerat system, men också ett krav att kalkylvärden ska vara lätta att tillämpa genom förenklingar och schabloner. Fokus för förstudien ligger på transportsektorns luftföroreningar, men även föroreningar från annan förbränning ingår. Dock bör förstudien även redovisa vilka typer av luftföroreningar som hamnar utanför avgränsningen, t.ex. industrispecifika luftföroreningar. Vidare bör uppmärksamhet ägnas åt frågan om "partiklar" bör delas upp storleksmässigt, t.ex. i ultrafina, medelstora och kompletteras med PM<sub>10</sub> (slitagepartiklar), och om det är möjligt att gruppera VOC utifrån sin varierande hälsoskadlighet och om PAH:er kan ges specifika kalkylvärden.

Förstudien har finansierats av Naturvårdsverket och Trafikverket och genomförts under maj-november 2015 av Lars Barregård (Göteborgs universitet), Håkan Staaf (Naturvårdsverket) och Tore Söderqvist (Enveco Miljöekonomi AB).

Förstudiens resultat redovisas i den här rapporten, som är upplagd på följande sätt. Det här kapitlet avslutas i nedanstående avsnitt med en kort överblick över hur utsläpp från luftföroreningar har förändrats under de senaste decennierna, dvs. under den period under vilken inga omfattande principiella ändringar har skett i ASEKs metod för att beräkna kalkylvärden för luftföroreningar. I kapitel 2 presenteras ASEKs nuvarande kalkylvärden och underlagen för beräkningarna av dessa. Kapitel 3 och 4 är förstudiens resultatkapitel. De innehåller genomgångar av hälsoeffekter respektive miljöeffekter av luftföroreningar. Utifrån resultaten diskuteras i kapitel 5 vad ett fortsatt arbete bör rikta in sig på, dvs. vad som bör ingå i eventuella kommande huvudstudier.

## 1.2 Hur har utsläppen förändrats under de senaste decennierna?

De totala utsläppen av luftföroreningar har minskat avsevärt under de senaste decennierna, både i Sverige och Europa, som en följd av ett framgångsrikt luftvårdsarbete inom EU och inom Luftvårdskonventionen (CLRTAP). Naturvårdsverket rapporterar sedan 1987 årligen svenska utsläpp av långtransporterade luftföroreningar till CLRTAP. I tabell 1.1 redovisas hur de svenska utsläppen har förändrats under perioden 1990-2013. Av tabellen framgår att utsläppen av bly har minskat mest under denna period, eller med hela 97 %, främst på grund av införandet av blyfri bensin. Utsläppen av SO<sub>2</sub> har också minskat avsevärt, med 74 %, liksom även utsläppen av NO<sub>x</sub>, NMVOC, CO och dioxiner som alla har minskat med drygt 50 % under samma period. Utsläppen av partiklar har också minskat men i mindre utsträckning; i storleksordningen 15-30 %.

Tabell 1.1. Utsläpp av luftföroreningar från svenska källor år 1990 och 2013, enligt Naturvårdsverkets rapportering till Luftvårdskonventionen (CLRTAP) (Naturvårdsverket 2015a).

Ämne	Totalt 1990 (1000 ton)	Totalt 2013 (1000 ton)	Reduktion 1990 - 2013 (%)	Transport- sektorn 2013 (1000 ton)	Transport- sektorns andel 2013 (%)
SO <sub>2</sub>	105	26,8	74	1,0	4
NO <sub>x</sub>	269	125	53	58,8	47
NH <sub>3</sub>	55,0	52,2	5	2,3	4
NMVOC	360	174	52	36,1	21
CO	1316	562	57	231	41
PAH 1-4	16,8	11,2	33	0,1	1
PM <sub>2,5</sub>	34,8	22,0	37	3,1	14
PM <sub>10</sub>	51,3	36,1	30	10,2	28
Partiklar TSP (total mängd partiklar)	59,6	41,5	30	17,5	42
Dioxiner och furaner (g I- TEQ) (1)	60,0	38,4	60	0,5	1
Bly	358	11,8	97	4,5	38

(1) Gram toxicitetsekvivalenter.

En viktig information för våra analyser är hur stor andel av de svenska utsläppen som kommer från transportsektorn. Av tabell 1.1 framgår att sektorns bidrag i dagsläget är störst för NO<sub>x</sub>, CO, PM<sub>10</sub> och TSP (total mängd partiklar) och lägst för SO<sub>2</sub>, NH<sub>3</sub>, PAH 1-4 och dioxiner. Utsläppen från transportsektorn specificeras i statistiken på kategorierna vägtrafik, nationell flygtrafik, nationell fartygstrafik, tågtrafik och övriga transporter. Utsläppen från vägtrafik är för de flesta ämnen helt dominerande (> 90 %), utom för svaveldioxid där utsläppen från nationell sjöfart är av samma storleksordning som vägtrafiken. Vad gäller sjöfarten bör det påpekas att den internationella sjöfarten har stor påverkan på Sverige, särskilt vad gäller svaveldioxid och kväveoxider. För dessa ämnen är de årliga utsläppen från internationell sjöfart i Östersjön och Nordsjön flera gånger större än Sveriges samlade utsläpp; detta trots att internationella överenskommelser om att minska svaveldioxidutsläppen (SECA-områden) har varit framgångsrika.

Utsläppen av luftföroreningarna påverkar natur- och kulturmiljön via halter i luft samt deposition på vegetation, mark och vatten. Hur föroreningarna sprids, omvandlas och deponeras kan beräknas genom en kombination av mätningar och spridningsmodeller i olika skalor. För att kunna urskilja den svenska transportsektorns andel av påverkan och effekter måste modellerna kunna beräkna sektorns specifika påverkan samt helst även bidraget från andra källor både inom och utom landet.

För tillämpningar i tätorter används vanligen modellerna AIRVIRO och SIMAIR som båda utvecklats av SMHI. EMEP<sup>2</sup>, som är ett organ inom Luftvårdskonventionen, gör beräkningar av hur gränsöverskridande luftföroreningar sprids och deponeras inom Europa och delar av Asien, medan IIASA<sup>3</sup> beräknar effekterna av olika utsläppscenarier med hjälp av den s.k. GAINS-modellen. För beräkning av halter och deposition på Sverige-nivå används SMHI:s MATCH-modell (Persson et al., 1994) inom ramen för den nationella luftmiljöövervakningen.<sup>4</sup> Sjöfartens bidrag till halter av NO<sub>x</sub>, SO<sub>2</sub> och partiklar i tätorter och landsbygd kan beräknas med modellsystemet SHIPAIR, som även det har utvecklats av SMHI.

---

<sup>2</sup> European Monitoring and Evaluation Program, Oslo och Moskva.

<sup>3</sup> International Institute for Applied Systems Analysis, Laxenburg, Österrike.

<sup>4</sup> Se även <http://www.smhi.se/forskning/forskningsomraden/luftmiljo/spridningsmodellen-match-1.601>.

## 2. ASEKs kalkylvärden

### 2.1 Dagens ASEK-värden för luftföroreningar

I ASEK delas effekter av luftföroreningar in i tre olika kategorier: Lokala, regionala och globala. Globala effekter handlar om klimateffekter, vilket hanteras i ett separat ASEK-kapitel som till följd av förstudiens avgränsning inte studeras i den här rapporten. I landsortsmiljö är den samhällsekonomiska kostnaden för luftföroreningar lika med kostnaden för regionala luftföroreningseffekter och i tätortsmiljö är motsvarande kostnad lika med summan av kostnaderna för regionala och lokala luftföroreningseffekter.

De **lokala** luftföroreningseffekter som värderas i ASEK är i huvudsak avgränsade till **hälsoeffekter** till följd av utsläpp av följande ämnen: PM<sub>2,5</sub>, NO<sub>x</sub>, SO<sub>2</sub> och VOC (som grupp). Andra komponenter som diskuterats under årens lopp (se även avsnitt 2.2) i olika rapporter från SIKA och av Nerhagen et al. (2005) är bl.a. PM<sub>10</sub>, PM<sub>10-2,5</sub>, PAH, BaP (en PAH-förening), bensen och 1,3-butadien. För partiklar ingår även nedsmutsning av byggnader.

Värderingen sker genom tillämpning av en effektkedjemodell: Utsläpp av förorenade ämne → Exponering på människor → Respons i form av effekter → Värdering av effekter. Effektkedjemodellen förutsätter med andra ord kunskap om en rad kausala samband, exempelvis exponering-respons (ER)-funktioner för olika ämnen.

Emissioner (utsläpp) beräknas per fordonskilometer för olika fordonstyper och bränslen med hjälp av så kallade emissionsfaktorer (från ARTEMIS och EMV). Steget från utsläpp (i kilo) till exponering avseende lokala effekter (i en tätort) görs genom en formel baserad på tätortens folkmängd och en ventilationsfaktor (med antagandet att utsläppen orsakar större exponering i norra delar av landet där det blåser mindre). Med formeln beräknas ett antal "exponeringsenheter" för tätorten. Exempelvis motsvarar tätorten Kristianstad 5,6 exponeringsenheter.

Effektkedjemodellen gör det möjligt att tillämpa skadekostnadsansatsen för ekonomisk värdering av hälsoeffekterna. Med andra ord så värderas de faktiska skadorna av hälsopåverkan räknat per exponeringsenhet av respektive ämne, och eftersom ovannämnda formel ger antalet exponeringsenheter per kg utsläpp av respektive ämne kan ett värde per kg utsläpp i olika tätorter beräknas. Se tabell 2.1 för värderingen i kronor per exponeringsenhet och för exemplet Kristianstad värderingen i kronor per kg utsläpp.

Tabell 2.1. ASEK 5.2-värden för luftföroreningars **lokala** effekter i kr/exponeringsenhet och, för exemplet Kristianstad, kr/kg utsläpp (2010 års priser). Källa: Tabell 11.1 och 11.2 i Trafikverket (2015).

Ämne	Värde i kr/exponeringsenhet	Värde i kr/kg utsläpp för exemplet Kristianstad
Kväveoxider (NO <sub>x</sub> )	1,9	10
Kolväten (VOC)	3,2	18
Svaveldioxid (SO <sub>2</sub> )	16,0	88
Partiklar (PM <sub>2.5</sub> )	546	2 992

Den skadekostnad som framför allt värderas är påverkan på mortalitet. Värderingen sker genom en beräkning av det förväntade värdet av ett förlorat levnadsår (VOLL, *value of a lost life year*), vilket i sin tur härleds från en skattning av värdet av ett statistiskt liv (VSL, *value of a statistical life*), där VSL är lika med det diskonterade värdet av VOLL, räknat över den förväntade livstiden. VSL-värdet har hämtats från studier av värdet av minskade dödsrisker i trafiksäkerhetssammanhang (kapitel 9 i ASEK 5.2). Som grund för beräkning av antalet förlorade levnadsår ligger ett ER-samband för PM<sub>2.5</sub> avseende mortalitet på cirka 6 % per ökning av PM<sub>2.5</sub> med 10 µg/m<sup>3</sup>.

Vidare värderas även påverkan på sjuklighet (morbiditet). Detta sker schablonmässigt genom ett procentuellt påslag på effekten på mortalitet. Någon närmare specificering av vilka sjukdomseffekter som beaktas med detta påslag framgår inte uttryckligen, men utifrån kommentarerna i SIKA-rapporter om ExternE (se även avsnitt 2.2) kan man ana att påslaget framför allt är avsett att täcka sjukdomseffekter på hjärta/blodkärl samt andningsorgan.

De **regionala** luftföroreningseffekter som värderas i ASEK består av både **hälsoeffekter och miljöeffekter**. För dessa effekter används inte någon effektkedjemodell och värdena sätts inte heller utifrån skadekostnader, utan baseras på åtgärds-kostnader för att nå politiskt satta miljömål. Sådana värden har beräknats för NO<sub>x</sub>, SO<sub>2</sub> och VOC, se tabell 2.2, och kan då anses reflektera såväl miljöeffekter (t.ex. försurning och övergödning) som hälsoeffekter.

I tabell 2.3 sammanfattas vilka effekter som i nuläget värderas i ASEK, och hur dessa värden har beräknats.

Tabell 2.2. ASEK 5.2-värden för luftföroreningars **regionala** effekter i kr/kg utsläpp (2010 års priser).  
Källa: Tabell 11.3 i Trafikverket (2015).

Ämne	Värde i kr/kg utsläpp
Kväveoxider (NOx)	80
Kolväten (VOC)	40
Svaveldioxid (SO <sub>2</sub> )	27

Tabell 2.3. Sammanfattande bild över vilka luftföroreningseffekter som värderas i ASEK 5.2 och hur dessa värden har beräknats. I miljöeffekter inkluderas kulturmiljön (effekter på byggnader och konstruktioner).

Ämne	Lokala effekter		Regionala effekter	
	Hälsa	Miljö	Hälsa	Miljö
Kväveoxider (NOx)	Skadekostnad	Värderas ej	Åtgärdskostnad för att uppnå miljömål	
Kolväten (VOC)	Skadekostnad	Värderas ej	Åtgärdskostnad för att uppnå miljömål	
Svaveldioxid (SO <sub>2</sub> )	Skadekostnad	Värderas ej	Åtgärdskostnad för att uppnå miljömål	
Partiklar (PM <sub>2,5</sub> )	Skadekostnad	Värderas ej, med undantag av skadekostnader(?) för nedsmutsning av byggnader	Värderas ej	

## 2.2 Om underlaget för ASEK-värdena

### 2.2.1 Värdena för hälsoeffekter

Flera SIKA-rapporter, den senaste 2007:1, har översiktligt beskrivit ASEKs beräkning av hälsoeffekter till följd av luftföroreningar från vägtrafik (SIKA, 2007). Det uppges att effekten på dödlighet beräknas till 0,57 % ökad dödlighet per µg/m<sup>3</sup> ökning av PM<sub>2,5</sub> (SIKA, 2007). I SIKAs rapport finns ingen mer preciserad redogörelse för hur ASEK beräknar hälsoeffekterna.

För att (delvis) förstå bakgrunden till ASEK-modellen får man gå tillbaka till tidigare SIKA-rapporter, t.ex. SIKA 1999:6 (SIKA, 1999). Man hänvisar där till "preliminära rapporter" från 1999 av Ingemar Leksell. Dessa har dock inte kunnat återfinnas. I Leksells avhandling (Leksell, 2000) finns dock ganska utförliga resonemang, vilka förmodligen är liknande de som finns i de preliminära rapporter som SIKA (1999) hänvisar till. I avhandlingen framgår att Leksell går från ER-funktionen till antal förlorade levnadsår genom att anta att en tidsbegränsad "exponeringspuls" har en effekt på mortaliteten som avklingar med en viss tidskonstant ("halveringstid" 4 år). Den varierande bakgrunds-mortaliteten i olika åldersgrupper hanteras genom att mortaliteten antas öka exponentiellt enligt en viss ("Gompertz") formel. Värdet av ett statistiskt liv justeras ned vid hög ålder. Därutöver sker en "diskontering" med 4 % per år. Värdet av sjuklighet härrör från några studier där man jämfört värdet av sjuklighet med "willingness to pay" med värdet av förlorade levnadsår. Slutligen, även ovan nämnda steg från utsläpp till exponering genom folkmängd och ventilationsfaktor redovisas i Leksells avhandling. Det synes baseras på empiriska data om fr a NOx från olika städer och orter i IVLs så kallade URBAN-mätserie.

I SIKA-rapporten 2002:4 skriver man att ASEKs kalkylvärden bör ses över, men rekommenderar ändå att de lämnas oförändrade (SIKA, 2002) förutom en indexuppräknig. Man diskuterar även att man bör ta intryck av beräkningsmodellen ExternE som då var under utarbetande.

I en senare SIKA-rapport (SIKA, 2005a) redogör man på ett likande sätt för ASEK och ExternE och föreslår en del förändringar avseende vilka luftföroreningskomponenter som ska beaktas och vilka ER-samband som bör användas. Man hänvisar bl.a. till en del studier av hälsoeffekter i Stockholm i början av 2000-talet samt till rapporter från WHO till EU-Kommissionens CAFE-program (Clean Air For Europe) samt till en pågående kunskapsöversikt av Nerhagen.

I SIKA (2007) beskrivs beräkningsmodellen ExternE som använder ER-funktioner för lokala effekter av PM<sub>2.5</sub> (som man kallar avgaspartiklar), SO<sub>2</sub>, CO och cancerogena ämnen samt regionala effekter av O<sub>3</sub> och nitrater. Vidare finns en modell vid namn HEATCO. Man refererar även till Nerhagen et al. (2005), en rapport från VTI där man värderat ExternE och gett förslag till hur beräkningar bör göras.

De hälsoeffekter som beaktas i ExternE är enligt SIKA (2007) kronisk och akut dödlighet, sjukhusbesök pga. luftrörsrelaterade besvär, besök på akutmottagning, nedsatt aktivitet, akuta effekter hos astmatiker, andningssymptom allmänt hos befolkningen, kroniska luftvägssjukdomar.

De genomgångar och förslag när det gäller hälsoeffekter som presenteras i SIKA-rapporterna SIKA 2005:10 och SIKA 2007:1, baseras således till stor del på Nerhagen et al. (2005). Den rapporten innehåller en gedigen redogörelse för vilka ER-funktioner som skulle kunna användas för dödlighet av PM<sub>2.5</sub> och slitagepartiklar samt sjuklighet (andningsorgan och hjärt-kärlsjukdom) av samma komponenter. När det gäller lokalt trafikbidrag (i Stockholm) till exponering påvisar Nerhagen et al. att ASEK-värdena har baserats på felaktiga beräkningar och redovisar nu detaljerade data för trafikens bidrag till befolkningsviktad exponering.

Enligt Nerhagen et al. bör följande komponenter ingå för lokala effekter: PM<sub>2.5</sub>, slitagepartiklar (PM<sub>10</sub> minus PM<sub>2.5</sub>), CO, bensen, 1,3-BD, BaP. För regionala effekter föreslås



inga specifika komponenter eller ER-samband utan man förordar beräkningar baserade på åtgärds-kostnader, som i ASEK.

Nerhagen et al. skriver också att SMHIs modell under utveckling (SIMAIR) bör kunna användas för beräkning av bidrag till luftföroreningar från trafik. För ER-samband föreslås att man beaktar kommande WHO-utredningar om ER-samband samt om eventuella andra hälsoeffekter än de ovan nämnda.

Ytterligare en värdering gjordes 2010 av Mellin och Nerhagen (2010). Många av synpunkterna från Nerhagen et al. (2005) redovisades igen, men därutöver användes mera uppdaterade uppgifter om ER-samband för olika luftföroreningskomponenter.

### 2.2.2 Värdena för miljöeffekter

Den metodik som används idag togs i sina huvuddrag fram i slutet på 1990-talet i samband med ett regeringsuppdrag till SIKa (SIKA, 1999). Man föreslog då att den samhällsekonomiska kostnaden för effekter på natur- och kulturmiljön i tätorter fortsatt skulle baseras på kostnaden för nedsmutsning av byggnader och material på grund av partikelutsläpp. Vilka data som ursprungligen användes för denna beräkning framgår inte av rapporten. Beräkningar av kostnaden på regional skala baserades före 1999 på avgifter och skatter; mer specifikt avgiften för utsläpp av kväveoxider från energisektorn och på skatten på utsläpp av SO<sub>2</sub>, den s.k. svavelskatten. Kostnader för utsläpp av VOC sattes schablonmässigt till hälften av NO<sub>x</sub>-värdet. Inga effekter av partiklar inkluderades. Som resultat av 1998-99 års regeringsuppdrag föreslog SIKa nya värderingar av de regionala effekterna av NO<sub>x</sub>, SO<sub>2</sub> och VOC. Man föreslog då att värderingarna skulle baseras på åtgärds-kostnader för att nå politiskt satta mål för utsläppsreduktioner istället för, som tidigare, skatter och avgifter. Detta ökade kalkylvärdet något för regionala effekter av dessa tre ämnen; från 75 kr/kg till 110 kr/kg, varav 60 kr/kg för NO<sub>x</sub>, 20 kr/kg för SO<sub>2</sub> och 30 kr/kg för VOC. Vilka åtgärds-kostnader som användes vid 1998-99 års revision framgår inte av rapporten, men i en senare rapport (SIKA, 2005b) anges att NO<sub>x</sub>-värderingen har baserats på kostnaden för att nå EU-kraven för bensindrivna personbilar till år 2005. För värderingen av SO<sub>2</sub> och VOC anges att de baseras på kostnaderna för att nå de miljömål som föreslogs i MaTs-projektet.<sup>5</sup> Metodiken med åtgärds-kostnader bibehölls vid översynen 2005 (SIKA, 2005a) och används fortfarande enligt den senaste ASEK 5.2-rapporten (Trafikverket, 2015).

Anledningen till att man hittills inte baserat ASEK-värdena på skadekostnaden till följd av påverkan på natur- och kulturmiljön är svårigheten att uppskatta skadeeffekterna (Nerhagen et al., 2005). En orsak till problemen är att många luftföroreningar är gränsöverskridande och att bidraget från svenska utsläpp till halter och deposition är små jämfört med bakgrunds-nivåerna orsakade av utsläpp i andra länder. Föroreningar som NO<sub>x</sub> och SO<sub>2</sub> omvandlas dessutom till sekundära ämnen (nitrat, sulfat och ozon) som ger andra, effekter än de primärt utsläppta substanserna. ASEK-metodiken är anpassad för effekter av halter i luft, men historiskt sett har de allvarligaste miljöeffekterna orsakats av deposition till mark och vatten under längre tidsperioder och passar därför inte in i metodiken.

Ytterligare en komplikation är att exponering-respons-samband ofta saknas för skadeeffekter i naturmiljön. De som finns har dessutom, i motsats till för hälsoeffekter, ofta

---

<sup>5</sup> Ett Miljöanpassat Transportsystem; ett projekt som inleddes 1994 och genomfördes i samverkan mellan myndigheter, trafikverket och industrin.

ett tröskelvärde under vilket inga effekter kan upptäckas. Detta gäller t.ex. miljöproblem som övergödning och försurning och för dessa kan effekterna i mark och vatten ackumuleras med tiden och därför öka successivt även om utsläpp och halter i atmosfären har börjat minska. För att hantera detta problem har begreppet kritisk belastning införts i arbetet med att minska försurnings- och övergödningproblemen i Europa och överskridandet av kritisk belastning har använts som effektmått både inom Luftvårdskonventionen (CLRTAP) och inom EU:s luftvårdsstrategi. Syftet har varit att med hjälp av modeller, främst den s.k. GAINS-modellen, beräkna hur utsläppsminskningarna ska fördelas mellan enskilda länder för att uppnå största möjliga miljönytta till lägsta kostnad, men analyserna inkluderar inte skadekostnader till följd av effekter på naturmiljön.

### 2.3 Slutsatser

Genomgången i det här kapitlet indikerar sammanfattningsvis att underlaget för ASEKs kalkylvärden är dunkelt och gammalt (från slutet av 1990-talet). Vidare används olika ansatser för att beräkna lokala och regionala luftföroreningseffekter; en effektkedjemodell kopplad till skadekostnad används för de förra och åtgärdskostnader för att uppnå miljömål för de senare. Flera SIKA-rapporter samt en VTI-rapport (Nerhagen et al., 2005) har föreslagit omfattande revideringar av underlaget för ASEK-värdena, men hittills har endast index-uppräknings genomförts. Vi konstaterar att genomgången inte motsäger utgångspunkten för rapporten, dvs. att det finns skäl till ett omtag beträffande ASEK-värdena för luftföroreningar. Ett viktigt underlag för ett sådant omtag är att bedöma vilka luftföroreningskomponenter som är väsentliga att inkludera i ASEK utifrån exempelvis vilka effekter som olika ämnen kan bedömas leda till, och hur god kunskapen är rörande kopplingen mellan utsläpp, exponering och respons. Med kunskap om denna effektkedja går det att relatera en värdering av effekter till utsläpp. Syftet med de följande två kapitlen är att åstadkomma en sådan bedömning för hälsoeffekter respektive miljöeffekter.

## 3. Hälsoeffekter<sup>6</sup>

Detta kapitel innehåller en genomgång av vilka hälsoeffekter som kan bedömas uppstå till följd av luftföroreningar från transportsektorn. Effektkedjemodellen förutsätter en koppling mellan emissionerna och effekten. Emellertid är det inte alltid helt känt vilket specifikt bidrag luftföroreningar från transporterna har på luftföroreningar i omgivningsmiljön. Detta medför en osäkerhet som bör beaktas i varje enskilt fall.

Kapitlet inleds i avsnitt 3.1 med att konstatera hur basen för nuvarande kunskapsläge beträffande luftföroreningar och hälsoeffekter ser ut. I avsnitt 3.2 följer sedan en genomgång för var och en av de luftföroreningskomponenter som enligt vår bedömning bör beaktas. Genomgången avslutas med en bedömning av vilka komponenter som i första hand är aktuella att använda för en reviderad ASEK beträffande luftföroreningar. Avsnitt 3.3 tar upp vägtrafikens luftföroreningar i förhållande till andra förbränningskällor och diskuterar vidare relevansen av en lokal och en regional skala när det gäller hälsoeffekter. Avsnitt 3.4 innehåller en bedömning av vilka typer av hälsoeffekter som är rimliga att relatera till vägtrafiken. Avsnitt 3.5 går sedan vidare med att bedöma vilka exponering-respons-funktioner som skulle kunna användas för att kvantifiera hälsoeffekter. Kapitlet avslutas med en sammanfattning i avsnitt 3.6.

### 3.1 Bas för nuvarande kunskapsläge

Frågorna om vilka luftföroreningskomponenter som innebär hälsorisker, vilka sjukdomar och andra hälsoeffekter som luftföroreningar kan orsaka samt hur exponering-respons (ER)-samband ser ut har studerats i flera vetenskapliga översiktsartiklar och utredningar.

Vi har valt att utgå från WHO Europas stora kartläggning REVIHAAP (Review of evidence on health aspects of air pollution) som publicerades 2013 (WHO, 2013) efter hörande av ett stort antal experter från Europa och USA och innehåller en genomgång av det vetenskapliga underlaget avseende hälsoeffekter av luftföroreningar. REVIHAAP finansierades av EU-kommissionen. Rapporten, som är på 300 sidor, går igenom underlag från hela världen, men fokuserar på tillämpning på Europa, bl.a. med anledning av kommande uppdatering av Air Quality Guidelines for Europe.

Det finns dock även annat underlag, t ex. resultaten från det stora EU-projektet ESCAPE och just situationen i Europa och resultat därifrån är särskilt intressanta och relevanta för Sverige. I ESCAPE bidrog svenska forskare med data från studier av hälsoeffekter av luftföroreningar gjorda i Sverige. Vi har nedan gjort en översiktlig bedömning av vilka luftföroreningskomponenter som bör beaktas och vilka hälsoeffekter som det finns rimligt vetenskapligt underlag för. Bedömningen baseras i huvudsak på REVIHAAP och innebär en del förenklingar. En eventuell huvudstudie kan göra en mer detaljerad genomgång.

### 3.2 Luftföroreningskomponenter

#### 3.2.1 Partiklar: PM<sub>2.5</sub>

I WHO-rapporten REVIHAAP slås tydligt fast att PM<sub>2.5</sub> i omgivningsluften ökar risken för förtida död och att detta gäller även vid låga luftföroreningshalter – och att effekterna sannolikt finns även vid halter under 10 µg/m<sup>3</sup>, utan någon påvisad tröskel. Förutom ökad

---

<sup>6</sup> Detta kapitel är författat av Lars Barregård, Göteborgs universitet.

mortalitet anses det säkerställt att risken för hjärtinfarkt ökar med exponering för PM<sub>2.5</sub>. Man anser också att det finns starka tecken till att PM<sub>2.5</sub> ökar risken för ateroskleros (åderförkalkning).

Studier från senare år har också visat samband mellan PM<sub>2.5</sub> och diabetes och neurologisk sjukdom hos vuxna samt utveckling av nervsystemet hos barn. Dessa samband kan dock inte anses säkerställda – flera studier behövs.

När det gäller effekter av PM<sub>2.5</sub> på barn redovisas i REVIHAAP många studier som visar samband med astma, luftvägsinfektioner samt sänkt försämrad lungtillväxt. Det finns starka misstankar om att PM<sub>2.5</sub> även ökar risken för ogynnsam utveckling av graviditet i form av låg födelsevikt och förtida födsel.

I Sverige utgörs en stor andel av PM<sub>2.5</sub> av bidrag från långdistanstransport. Tåtortens bidrag till halterna har beräknats till ca 20%, i södra Sverige och ca 25% i Stockholm. I gaturum kan ofta 50% av bidraget till PM<sub>2.5</sub> vara av lokalt ursprung. De studier som tydligt kopplar exponering för PM<sub>2.5</sub> gör detta oavsett partiklarnas ursprung och sammansättning. Långdistanstransporterade partiklar är åldrade och har ofta en annan sammansättning än färskt lokalt emitterade partiklar. Källorna kan vara ”naturliga” eller antropogena och de kan ha emitterats som partiklar eller vara sekundärt bildade från gasformiga källor. Kopplingen mellan PM<sub>2.5</sub> i omgivningsluften till sjuklighet är tydlig men kopplingen till olika källors specifika bidrag är oklar. Detta medför en osäkerhet om hur trafik emissionernas kvantitativa bidrag till den sjuklighet som kan relateras till PM<sub>2.5</sub> ska beskrivas.

### 3.2.2 Partiklar: PM<sub>10</sub> och PM<sub>10-2.5</sub>

PM<sub>2.5</sub> ingår i PM<sub>10</sub>. Enligt REVIHAAP finns ett ganska starkt stöd för att även den grova fraktionen (PM<sub>10</sub> minus PM<sub>2.5</sub>) ökar risken för korttidseffekter, t.ex. sjukhusinläggningar för hjärt-kärl och lungsjukdom. Däremot är stödet för långtidseffekter svagt. Det finns visserligen inte lika många studier av samband mellan grovfraktionen och långtidseffekter, t.ex. effekter på dödlighet, men de som finns visar sammantaget inte alls lika tydliga samband som de studier som använt PM<sub>2.5</sub>. I Sverige härrör PM<sub>10</sub> till största delen från slitagepartiklar från vägbana eller däck (särskilt vid användning av dubbdäck). I detta fall finns en tydlig koppling till trafikens bidrag.

### 3.2.3 Partiklar: Ultrafina PM

Enligt REVIHAAP finns ett visst epidemiologiskt stöd, men ännu ganska begränsat (”limited”), för att ultrafina PM ökar risken för hjärt-kärlsjukdom. Bevisen från djurexperimentella studier, t.ex. då råttor exponerats för ultrafina kolpartiklar, är starkare än från epidemiologiska studier. Vidare är det mycket sannolikt att de ultrafina partiklarna har större förmåga att penetrera från luftvägar till blodbana och till andra organ än vad som är fallet med större partiklar. De epidemiologiska studier som har visat effekter på människa (vilket inte alla gjort) utgörs dock i huvudsak av korttidsstudier. Några studier har t.ex. funnit samband mellan antalskoncentrationer av PM (som styrs mest av ultrafina PM) och sjukhusinläggningar eller dagliga förändringar av inflammationsmarkörer i blod. Eftersom riskvärderingen styrs mycket av långtidseffekter blir det svårt att använda ultrafina partiklar som en viktig komponent i ASEK.

### 3.2.4 Partiklar: BC, EC och OC

Enligt REVIHAAP finns starka samband mellan black carbon (BC, ungefär sot) och mortalitet och sjuklighet i hjärt-kärlsjukdom och effekterna kan inte helt fångas med PM<sub>2.5</sub>. EC (elementärt kol) är ett liknande mått men här finns få studier. OC (organiskt kol) visar också samband med mortalitet och sjuklighet i hjärt-kärlsjukdom, men stödet är något svagare än för BC. Det är inte säkert att sambanden för BC beror på att BC i sig orsakar effekterna, men BC skulle kunna vara en lika bra eller bättre indikator på de skadliga faktorerna än vad PM<sub>2.5</sub> är. Detta är särskilt fallet om primära förbränningspartiklar är skadligare än andra partiklar i PM<sub>2.5</sub>-fraktionen. BC kan dock vara en bättre indikator på trafikens luftföroreningar i en tätort än PM<sub>2.5</sub>. I gatumiljön kan andelen BC av PM<sub>2.5</sub> vara ca 10-15 vikt% och i tätortens luftmiljö i stort ca 5-10 vikt%. I emissionerna från en modern dieselmotor kan andelen BC av PM<sub>2.5</sub> vara upp till 90 vikt%.

### 3.2.5 Partiklar: PAH

Det är väl känt att flera partikulära PAH-er är cancerogena. Därutöver finns studier som visar samband mellan PAH i luftföroreningar och effekter på hjärta-kärl. Liksom för NO<sub>2</sub> är det dock fortfarande oklart om sambanden beror på att PAH är en indikator på förekomsten av ett luftföroreningspaket där andra komponenter orsakar effekterna. Den PAH-förening som sannolikt har störst betydelse för risken för lungcancer är Bens(a)pyren (BaP). Långvarig inhalation av BaP i en halt av 1 ng/m<sup>3</sup> beräknas öka livstidsrisken för lungcancer med  $1 \cdot 10^{-4}$ . Det finns ytterligare ett antal cancerogena PAH-föreningar, men BaP anses stå för cirka hälften av cancerrisken. För övriga specifika PAH-föreningar finns begränsade exponeringsdata och ringa kunskap om ER-samband.

### 3.2.6 NO<sub>2</sub> och NO<sub>x</sub>

Många studier visar samband mellan halter av NO<sub>2</sub> och korttidseffekter, vilka kvarstår efter att hänsyn tagits till PM. Det rör sig om korttidseffekter på mortalitet, sjukhusinläggningar och akutbesök. Det är dock fortfarande oklart om sambanden beror på att NO<sub>2</sub> är en indikator på förekomsten av ett luftföroreningspaket där andra komponenter orsakar effekterna. Men enligt REVIHAAP är det fullt möjligt att NO<sub>2</sub> har direkta effekter (särskilt på luftvägar) oberoende av PM och inte bara är en indikator på andra komponenter. För långtidsstudier finns det mindre stöd för oberoende effekter av NO<sub>2</sub>.

NO<sub>x</sub> har normalt ett starkare samband med färskas avgaspartiklar från fordonstrafik än vad NO<sub>2</sub> har. NO<sub>x</sub> kan därför vara en förhållandevis god indikator på trafikens luftföroreningar i en tätort. Antalet studier där NO<sub>x</sub> använts som markör för luftföroreningar är dock färre än för NO<sub>2</sub>. Några studier i Sverige och Norge har dock använt NO<sub>x</sub>.

### 3.2.7 SO<sub>2</sub>

Enligt REVIHAAP finns ganska starka bevis för att SO<sub>2</sub> har korttidseffekter på dödlighet och sjuklighet i andningsorgan, även om det är svårt att säkert skilja ut effekterna från de som orsakas av PM. De relevanta studierna har dock gjorts vid högre halter än vad som är aktuellt i Sverige vid de haltbidrag som är aktuella från vägtrafik. Det finns inget underlag som tyder på att dessa haltbidrag skulle orsaka några hälsorisker.

### 3.2.8 VOC

REVIHAAP behandlar inte VOC. Enligt vår bedömning är hälsoeffekterna av VOC i allmänna luftföroreningar begränsade. Bensen är en säkerställd orsak till leukemi, men

bensenhalten i Sverige idag är låg och beräknas endast orsaka 1-10 fall av leukemi per år (varav enstaka dödsfall) och utsläppen från vägtrafik är inte den enda källan. 1-3-butadien anses också cancerframkallande för människa, men dagens halter och ER-funktionerna talar för att riskbidraget är mycket mindre än för bensen. Fordonstrafik ger också ett bidrag till halter av toluen och xylen, men det finns inga kända hälsoeffekter av de relativt låga halter som förekommer i utomhusluft.

### 3.2.9 O<sub>3</sub>

Ozon ökar risken för korttidseffekter, åtminstone i luftvägssjukdom. Det finns en misstanke även om långtidseffekter på luftvägar, framför allt astma, men någon tillförlitlig uppskattning av omfattningen av dessa långtidseffekter finns inte. Det är dock väl känt att det ofta finns ett negativt samband mellan O<sub>3</sub> och primära luftföroreningar från vägtrafik eftersom NO minskar halten av O<sub>3</sub> genom oxidering till NO<sub>2</sub>. Visserligen kan emissioner från trafikemissioner bidra till ozonhalter på regional skala, men som helhet är sambanden alltför komplicerade för att det ska vara lämpligt att inkludera ozon i ASEKs kalkylvärden.

### 3.2.10 Andra förbränningskällor än vägtrafik och effekter i andra länder

Även om de starkaste bevisen för skadliga hälsoeffekter avser luftföroreningar från vägtrafik finns starka bevis också för kolförbränning. För förbränning av biomassa, framför allt vedeldning, finns starka bevis för effekter på andningsorgan. Luftföroreningar från vedeldning misstänks även öka risken för hjärtkärlsjukdom. De flesta studier visar jämförbara hälsoeffekter av PM från vägtrafik och PM från vedeldning. Det rör sig dock om studier av korttidseffekter. Det finns få långtidsstudier av effekter av vedeldning (i för Sverige relevanta halter). Sannolikt finns liknande hälsoeffekter även vid förbränning av olja från fartygsemissioner och från energiproduktion. Emissionerna från fartyg i Sveriges närhet är relativt stora och bidrar till exponering, särskilt i Öresundsområdet och i närheten av de stora hamnarna. När det gäller fartygsemissionernas effekter bör noteras att pågående förändringar av fartygsbränslenas sammansättning kan påverka exponeringen både för SO<sub>2</sub> och partiklar.

I ASEKs kalkylvärden har effekterna på Sveriges befolkning skattats. På samma sätt som långdistanstransporterade luftföroreningar från andra länder påverkar hälsan i Sverige, innebär förstås emissioner i Sverige (från trafik och andra källor) en viss export av luftföroreningar till andra länders befolkning.

### 3.2.11. Tänkbara komponenter att inkludera i en värdering av hälsoeffekter

Vi anser att man i första hand bör överväga att använda följande komponenter i värderingen av negativa hälsoeffekter:

- PM<sub>2,5</sub>
- PM<sub>10-2,5</sub>
- BaP

För dessa komponenter finns både väletablerad kunskap om hälsoskadlighet och goda estimat av ER-funktioner för flera hälsoeffekter, se nedan.

För BC (black carbon) är ER-funktionerna inte lika säkra som för PM<sub>2.5</sub> och det saknas ofta exponeringsdata. Det har föreslagits att man skulle kunna uppskatta den del av PM<sub>2.5</sub> som kan antas utgöras av primära förbränningspartiklar (PM<sub>exhaust</sub>) och ”räkna om” ER-funktionen med hänsyn till att sådana partiklar kan vara mera skadliga (Gustafsson et al., 2014). Man kan eventuellt använda PM<sub>2.5</sub> och NO<sub>x</sub> för att uppskatta PM<sub>exhaust</sub>. Vi misstänker att underlaget för uppskattning av PM<sub>exhaust</sub> i de flesta fall är för begränsat och att ER-funktionen för PM<sub>exhaust</sub> är för osäker för användning i ASEK, men en mera noggrann värdering av detta kan göras i en huvudstudie.

Man kan även överväga att inkludera SO<sub>2</sub> och bensen, men dagens halter ger ett mycket litet bidrag till hälsoeffekter jämfört med ovan nämnda komponenter. Det finns knappast något skäl att inkludera VOC som grupp (se 3.2.8 ovan). När det gäller PAH finns endast underlag för att inkludera BaP (se 3.2.5 ovan). Huvudskälet för att inte inkludera NO<sub>2</sub> eller NO<sub>x</sub> är att effekterna sannolikt fångas av PM<sub>2.5</sub> (årsmedelvärde) och PM<sub>10-2.5</sub> (dygnsmedelvärde). I de fall både PM<sub>2.5</sub> och NO<sub>2</sub> eller NO<sub>x</sub> inkluderats i statistiska modeller försvinner effekten av NO<sub>2</sub> eller NO<sub>x</sub> ofta. Vidare är det toxikologiska stödet för effekter starkare för PM än för NO<sub>2</sub> och NO, t.ex. när människor exponeras i kammarstudier. I fall där uppgifter om PM saknas kan man dock överväga att inkludera NO<sub>x</sub> eller NO<sub>2</sub> som indikator på PM eftersom särskilt NO<sub>x</sub> samvarierar med trafikgenererade partiklar.

### 3.3 Bidraget till luftföroreningar från vägtrafik jämfört med andra förbränningskällor samt frågan om lokal och regional skala

I de flesta tätorter ger lokal vägtrafik ett större bidrag till befolkningsviktad exponering för PM<sub>10</sub> och NO<sub>x</sub> än andra källor. Långdistanstransporterade partiklar dominerar dock exponeringen för PM<sub>2.5</sub>. I Sverige utgör slitagepartiklar och uppvirvlade partiklar en förhållandevis stor andel av PM<sub>2.5</sub>, åtminstone under tiden då dubbdäck används. Emissionerna från vedeldning kan vara lika stora eller större men sker inte lika nära stora befolkningsgrupper. Idag kan vägtrafikens bidrag jämfört med andra källor kvantifieras ganska väl – inte bara för storstäderna som har välutvecklade emissionsdata och modelleringsverktyg, utan även för andra delar av landet med hjälp av SMHIs verktyg (SIMAIR, VEDAIR och SHIPAIR). Emellertid är de beräknade avgasemissionernas bidrag till PM<sub>2.5</sub> litet i förhållande till tätortens uppmätta bidrag till PM<sub>2.5</sub> som även innehåller uppvirvlat stoft och åldrade partiklar. Detta bör göras i en huvudstudie för några tätorter i olika delar av Sverige (storstäder, mindre tätorter, kust/inland, norr/söder). Det finns egentligen inga goda skäl att vid värdering av hälsoeffekter skilja mellan ”lokala” och ”regionala” effekter. Ett visst haltbidrag kan förväntas ge samma hälsoeffekter oberoende av var de leder till exponering för människor. Efter det att hälsoeffekterna av ett haltbidrag värderats får man översätta detta till emissioner för som med ASEKs nuvarande teknik kunna sätta ett pris på emissionerna. I de fall spridningsberäkningar blir för omfattande och komplicerade – t.ex. på nationell nivå, kan man överväga förenklingar i form av olika trafikmått.

### 3.4 Värdering av olika hälsoeffekter som kan tänkas ingå i bedömningen av vägtrafikens bidrag

Ett kriterium för vilka hälsoeffekter som bör ingå är att det ska finns starkt vetenskapligt stöd för att luftföroreningar av den typ som vägtrafiken i Sverige orsakar verkligen har negativa hälsoeffekter vid de nivåer som förekommer i Sverige. Bedömningen bör också vara internationellt väl accepterad. Detta är skälet till att vi har valt att utgå från WHO Europas

kartläggning REVIHAAP som publicerades 2013 (WHO, 2013) samt i viss mån från ESCAPE-projektet, se 3.1 ovan.

REVIHAAP beskriver att som bas för guidelines är följande utfall tillräckligt starka:

- dödlighet; mätt som förtida död hos vuxna >30 år eller antal förlorade levnadsår samt spädbarnsdödlighet.
- bronkitsymptom hos barn <18 år
- kronisk bronkit hos vuxna >30 år
- astmaattacker (alla åldrar)
- sjukhusinläggningar för hjärt-kärlsjukdom och luftvägssjukdom (alla åldrar)
- akutbesök för astma och hjärt-kärlsjukdom (alla åldrar)
- inskränkningar av aktivitet (vuxna; t.ex. frånvaro från arbete)

Det finns även studier som talar för att exponering för trafikrelaterade luftföroreningar kan öka risken för:

- försämrad lungtillväxt hos barn/ungdomar
- effekter på foster eller den gravida modern (låg födelsevikt, förtida födsel, havandeskapsförgiftning)
- störningar i utvecklingen av nervsystemet hos barn (t.ex. kognitiv utveckling)
- diabetes
- neurologisk sjukdom hos vuxna (Alzheimers sjukdom och annan demenssjukdom, Parkinsons sjukdom)

Dessa hälsorisker är dock inte lika väl belagda (t.ex. genom att många studier visar samma resultat) som de som nämnts i föregående lista.

Vår bedömning är att underlaget för hälsoutfall i ASEK-kalkyler (mortalitet samt ett procentuellt påslag för sjuklighet) är föråldrat. Vi anser att man bör överväga att i kalkylerna använda de hälsoutfall som listas nedan. Eventuellt kan man dock fortsätta att värdera effekterna på sjuklighet som ett "påslag". Eftersom ER-funktionerna normalt uttrycks som en procentuell ökning behöver man annars i en huvudstudie utreda hur bra indata om bakgrundsincidens man kan få på befolkningsnivå, dvs. det "normala" antalet som insjuknar. Man behöver också bedöma hur valida föreslagna ER-funktioner är.

Med hänsyn till hur starkt det vetenskapliga underlaget för samband är föreslås att följande hälsoeffekter beaktas:



- dödlighet; mätt som förtida död hos vuxna >30 år eller antal förlorade levnadsår samt spädbarnsdödlighet
- sjukhusinläggningar för ett antal hjärt-kärlsjukdomar och luftvägssjukdomar (alla åldrar)
- akutbesök för astma och hjärt-kärlsjukdom (alla åldrar)
- symptomförekomst: ökning av astmasymptom hos barn och vuxna
- symptomförekomst: ökning av andra luftvägssymptom hos barn och vuxna
- inskränkningar av aktivitet (vuxna; t.ex. frånvaro från arbete)

Kommentar 1: Sjukhusinläggningarna bör då även vara ett surrogat för insjuknande (incidens) av t.ex. icke-dödlig hjärtinfarkt och stroke, samt kanske även vissa luftvägssjukdomar. En monetär värdering bör t.ex. vid stroke då inkludera inte bara en kort tids sjukhusvistelse utan även den långvariga invaliditeten av ett typiskt fall av stroke. Alternativt får man överväga att som utfall i stället för sjukhusinläggningar ha med incidensen av sjukdom som sådan (med en ER-funktion för t.ex. hjärtinfarkt och stroke).

Kommentar 2: Ökad risk för lungcancer är en betydelsefull effekt av luftföroreningar. Då lungcancer oftast (cirka 90 %) inte är botbar anser vi dock att man inte behöver ha incidens av lungcancer som utfall, då överrisken bör vara inkluderad i mortalitetsutfallet.

### 3.5 Värdering av exponering-respons-funktion som skulle kunna användas vid kvantifiering av hälsorisker

#### 3.5.1 PM<sub>2.5</sub>

**Mortalitet.** För långtidseffekter (där effekterna kan anses vara en funktion av årsmedelvärde) på mortalitet, som oftast ger störst inverkan på den monetära värderingen finns (åtminstone) två alternativ, vilka båda är rimliga och ger samma resultat:

1. Den ER-funktion om 6 % ökning av mortalitet (alla dödsorsaker) per ökning av PM<sub>2.5</sub> med 10 µg/m<sup>3</sup>, som redan används i ASEK och även i de flesta sammanhang internationellt (t.ex. av WHO). Den baseras till stor del på den största studien från USA (American Cancer Society-studien).
2. Den ER-funktion som tagits fram i ESCAPE för samma utfall (långtidseffekter, alla dödsorsaker) för de kohorter där genomsnittlig halt av PM<sub>2.5</sub> är under 10 µg/m<sup>3</sup>. Denna ER-funktion baseras på studier från Sverige, Finland, Norge, Danmark, England och Österrike och är även den 6 % per 10 µg/m<sup>3</sup> (Beelen et al., 2014).

Sambandet (6 % per ökning av PM<sub>2.5</sub> med 10 µg/m<sup>3</sup>) är dock svagare än det alternativ som föreslogs av Nerhagen et al. (2005). Argument för att använda en starkare effekt (än 6 %) är att vissa studier visat starkare effektsamband inom städer än vad man sett i de studier (som ESCAPE) som baseras på många städer. ER-sambandet för luftföroreningar i studier som baseras på många städer skulle kunna "späs ut" av andra faktorer som påverkar dödlighet i olika städer. Mot detta kan dock anföras att långtidsstudier från svenska städer i ESCAPE-projektet visar resultat som är förenliga med effekt-storleken 6 %. En annan faktor är att

studier som baseras på skillnader inom städer har större förutsättningar att mäta kontraster mellan nyemitterade emissioner.

Man bör kunna bortse från korttidseffekter på mortalitet, då dessa sannolikt är inkluderade i långtidseffekterna.

Kalkylvärdena ska kunna användas för bedömning av hälso- och miljökostnader av enskilda objekt. Då måste modellberäkningar ske av exponering och påverkan. Modellerna kan idag inte simulera åldring och omvandling av fordonsemissioner i en tätort. Detta är en nackdel med att använda  $PM_{2.5}$  som indikator. Vid simuleringar används därför ofta  $PM_{10}$  som indikator för slitagepartiklar och  $NO_x$  eller BC som indikator för avgasemissioner.

**Sjuklighet.** För sjuklighet finns ER-funktioner föreslagna även för de i avsnitt 3.4 föreslagna hälsoeffekter:

- sjukhusinläggningar för hjärt-kärlsjukdom och luftvägssjukdom (alla åldrar, inkluderande incidens av vissa hjärt-kärl- och luftvägssjukdomar enligt kommentar ovan)
- akutbesök för astma och hjärt-kärlsjukdom (alla åldrar)
- symptomförekomst: ökning av astmasymptom hos barn och vuxna
- symptomförekomst: ökning av andra luftvägssymptom hos barn och vuxna
- inskränkningar av aktivitet (vuxna; t ex frånvaro från arbete)

Vi tror dock att det blir relativt komplicerat att göra monetära värderingar i olika delar av landet där åldersfördelning och bakgrundsincidens kan variera och där det ibland kan saknas sådana data. En huvudstudie skulle kunna belysa hur sjuklighet kan värderas. Man skulle eventuellt kunna göra en beräkning av sjukdomsbördan (utöver mortalitet) för några typfall av tätorter (storstäder, andra tätorter, landsbygd), vidare göra en monetär värdering av denna sjukdomsbörda och mortalitetsökningen i motsvarande fall. Utfallet skulle kunna användas för att fastställa ett rimligt "påslag" för sjuklighet på värderingen av mortalitet. Denna ansats, som används i nuvarande ASEK-kalkyler skulle underlätta beräkningar, men "påslaget" skulle bli uppdaterat och underlaget transparent. Det skulle då inkludera både korttids- och långtidseffekter.

### 3.5.2 $PM_{10-2.5}$

Som nämnts ovan finns ett ganska starkt stöd för att den grova fraktionen av PM ökar risken för korttidseffekter, t.ex. sjukhusinläggningar för hjärt-kärl- och lungsjukdom. Den effekten får anses finnas utöver de hälsoeffekterna som värderas utifrån årsmedelvärden för  $PM_{2.5}$ .

De flesta ER-funktioner för korttidseffekter (baserade på dygnsmedelvärden) som publicerats avser dock  $PM_{10}$  och inte specifikt grovfraktionen ( $PM_{10}$  minus  $PM_{2.5}$ ). I en huvudstudie får man överväga om det finns tillräckligt underlag för en ER-funktion för grovfraktionen.

Alternativt kan man överväga att värdera korttidseffekter på sjukhusinläggningar för hjärt-kärl- och lungsjukdom utifrån halt av  $PM_{10}$  som överskrider en viss (genomsnitt?)nivå. Logiken skulle då vara att den extra sjukdomsbelastningen av höga halter av  $PM_{10}$ - $PM_{2.5}$  sannolikt inte inkluderas i (och ”dubbelräknas”) årsmedelvärdena för  $PM_{2.5}$ .

### 3.5.3 BaP

Som nämnts ovan finns ett allmänt accepterat estimat avseende ER-funktionen för lungcancer och långtidsmedelvärde för BaP, där långvarig inhalation av BaP i en halt av  $1 \text{ ng/m}^3$  beräknas öka livstidsrisken för lungcancer med  $1 \cdot 10^{-4}$ . Beräkningen grundas på extrapolering från högre BaP-halter med antagande om linearitet. Dessutom kan man anta att estimatet för BaP åtminstone i viss mån inkluderar effekten av andra cancerogena partikulära PAH-er, eftersom epidemiologin och toxikologin i allmänhet använt blandningar där BaP varit en dominerande faktor.

Om man använder denna ER-funktion generellt finns det dock risk för ”dubbelräkning” eftersom ER-funktionen för mortalitet (alla dödsorsaker) även inkluderar lungcancer och det finns en samvariation mellan haltbidrag av  $PM_{2.5}$  från förbränningskällor och haltbidrag av BaP. Om man avstår från att ta med BaP i värderingen av hälsoeffekter kan man å andra sidan underskatta hälsoeffekterna. Det sker i de fall haltbidraget av BaP är betydligt större än bakgrundshalten men haltbidraget av  $PM_{2.5}$  inte är det. Det är känt att så är fallet vid industriella emissioner av BaP (t.ex. Sundsvall), men det skulle också kunna vara fallet i vissa miljöer med stark påverkan av dieselryk.

En möjlig lösning är att man gör en värdering av hälsoeffekterna av BaP i de fall haltbidraget (som årsmedelvärde) överstiger en viss nivå, alternativt att kvoten BaP/ $PM_{2.5}$  är högre än normalt. Data om normala årsmedelvärden av BaP (och  $PM_{2.5}$ ) finns vid en del bakgrundsstationer samt i Naturvårdsverkets hälsorelaterade miljöövervakning (HÄMI).

### 3.5.4 Frågan om små och stora exponeringstillskott

En intressant fråga när man diskuterar trafiksektorns ibland marginella bidrag är frågan om sambanden är linjära. Om man t.ex. anlägger en ny väg för biltrafik eller vidtar en åtgärd för att reducera befolkningens exponering – gäller ovan nämnda ER-samband även vid små förändringar? Sammanfattningsvis är vårt svar ja vid de halter som förekommer i Sverige. Det finns en del data som talar för att effekterna per tillskott av exponering kan vara *starkare* vid låga halter, men dessa data jämför i huvudsak effekter av halter som finns i Sverige med effekter av halter som är >10 gånger högre. I en huvudstudie skulle frågan om huruvida sambanden bör antas vara linjära eller kurvilinear kunna belysas mera noggrant.

## 3.6 Sammanfattning

Underlaget för ASEKs kalkylvärden är dunkelt och inaktuellt. Det finns ny kunskap om vilka hälsoriskerna är vid exponering för luftföroreningar. Det finns även uppdaterad kunskap om ER-sambanden. Det finns knappast vetenskapligt grundade skäl att ha olika metoder för att beräkna effekter på ”lokal” och ”regional” nivå.

Vi har i tabell 3.1 nedan sammanfattat kunskapsunderlaget för olika luftföroreningskomponenter. Det finns fortfarande kunskapsluckor, men en huvudstudie kan undersöka kunskapsunderlaget mera i detalj och belysa vilka förenklingar som behöver göras för att kunna ha en praktiskt användbar beräkningsmodell som även kan användas för modellsimuleringar av enskilda trafikobjekt. En viktig fråga är t.ex. hur sjuklighet (till

skillnad från dödlighet) kan värderas på ett enkelt men rimligt sätt. En annan avgörande fråga är hur spridningsmodeller kan användas för att klargöra sambandet mellan trafik (t.ex. vägtrafik, sjöfart och kanske arbetsmaskiner) och exponering, dvs. haltbidrag vid bostäder och eventuellt andra platser där människor vistas.

Tabell 3.1. Översikt över kunskapsläget beträffande luftföroreningskomponenter och deras effekter på hälsa.

	<b>PM<sub>2.5</sub></b>	<b>PM<sub>10-2.5</sub></b>	<b>Ultra- fina PM</b>	<b>BC EC OC</b>	<b>PAH utom BaP</b>	<b>BaP</b>	<b>NO<sub>2</sub> NOx</b>	<b>SO<sub>2</sub></b>	<b>VOC</b>	<b>O<sub>3</sub></b>
Ingår idag i ASEK	Ja	Nej	Nej	Nej	Nej	Nej	Ja	Ja	Ja	Nej
Storleken på negativa hälsoeffekter i Sverige av inhemska och utländska källor	Stora	Stora	Stora?	Stora?	Oklara	Små	Oklara	Små	Små	Stora
Storleken på negativa hälsoeffekter i Sverige av inhemska källor	Stora	Stora	Stora?	Stora?	Oklara	Små	Oklara	Små	Små	Stora
Storleken på svenska trafiksektorns bidrag till negativa hälsoeffekter i Sverige	Måttliga	Stora	Stora?	Stora?	Oklara	Små	Oklara	Små	Små	Måttliga
Tillgång på skattade samband mellan utsläpp och exponering	God	God	God	Medel	Oklara	Oklar	God	God	Medel	Dålig
Tillgång på skattade samband mellan exponering och respons	God	God	Dålig	Medel	Medel	God	Medel	Medel	God	God
Dubbelräkningsrisker	Ja (1)	Ja (2)	Ja (3)	Ja (4)	Ja (5)	Ja (6)	Ja (7)	Nej	Nej	Nej

(1) Med BaP, ultrafina PM, BC/OC/EC, PAH, NO<sub>2</sub>/NO<sub>x</sub>. (2) Med NO<sub>2</sub>/NO<sub>x</sub>. (3) Med PM<sub>2.5</sub>, BaP, BC/OC/EC, PAH, NO<sub>2</sub>/NO<sub>x</sub>. (4) Med PM<sub>2.5</sub>, BaP, ultrafina PM, PAH, NO<sub>2</sub>/NO<sub>x</sub>. (5) Med PM<sub>2.5</sub>, BaP, ultrafina PM, BC/OC/EC, NO<sub>2</sub>/NO<sub>x</sub>. (6) Med PM<sub>2.5</sub>, ultrafina PM, BC/OC/EC, PAH, NO<sub>2</sub>/NO<sub>x</sub>. (7) Med PM<sub>2.5</sub>, PM<sub>10-2.5</sub>, BaP, ultrafina PM, BC/OC/EC, PAH.

## 4. Natur- och kulturmiljöeffekter<sup>7</sup>

Ämnet för detta kapitel är vilka effekter på naturmiljön och kulturmiljön som luftföroreningar från transportsektorn har. Avsnitt 4.1 är en genomgång av de primära luftföroreningskomponenter som har analyserats med avseende på effekter. Med primära luftföroreningskomponenter avses ämnen som släppts ut till atmosfären och som inte har omvandlats till sekundära produkter. Sådana sekundära luftföroreningskomponenter behandlas i avsnitt 4.2. Avsnitt 4.3 handlar om övriga luftföroreningar. I avsnitt 4.4 bedöms vilka föroreningar som bör beaktas i en reviderad ASEK. Avsnitt 4.5 tar upp effekter på lokal och regional skala. Tillgången till data och analysverktyg diskuteras i avsnitt 4.6, och utvecklingsbehov i avsnitt 4.7. Kapitlets sista avsnitt (4.8) är en sammanfattning.

### 4.1 Analyserade primära luftföroreningar

Med primära föroreningar avses ämnen som släppts ut till atmosfären och som inte har omvandlats till sekundära produkter.

#### 4.1.1 Partiklar: PM<sub>2.5</sub> och PM<sub>10</sub>)

Nedsmutsning (eng. *soiling*) av byggnader och material ingår i nuvarande ASEK- kalkyler, för den lokala skalan, men kostnadsnivån redovisades inte specifikt i ASEK-rapporten från 1999 eller senare rapporter. Huvudorsaken till nedsmutsning är partiklar, och eftersom halterna är fortsatt höga i många tätorter så finns det skäl att göra en uppdaterad uppskattning av dessa effekter. Luftvårdskonventionen har tagit fram metodik för uppskattning av kostnaderna, som inkluderar exponering-respons (ER)- funktioner och inventering av exponerade ytor av olika material, särskilt glas (Lombardo och Ionescu, 2009).

Partiklar har också betydelse för korrosion av material, men det är oklart vilken typ av partiklar som har störst betydelse. Inom luftvårdskonventionen ingår PM<sub>10</sub> som en parameter i olika ER-funktioner för korrosion, men det beror på att denna parameter sedan länge ingått i mätprogrammen under lång tid. Påverkan av partiklar på byggnader och material är sannolikt relativt liten i regional skala, men lokala mätningar har visat på betydligt högre korrosion på olika material än i bakgrundsområden, och mycket tyder på att partiklar har störst betydelse. Kunskapen om korrosion på broar, tunnlar, räcken och andra konstruktioner nära gator och vägar är relativt begränsad eftersom man inom Luftvårdskonventionen främst undersökt gränsöverskridande effekter i bakgrundsområden. De ER-samband som tagits fram av konventionens arbetsgrupp ICP Materials med hjälp av ett långsiktigt mätprogram över hela Europa går därför inte att tillämpa på svenska väg- och gatumiljöer.

Partiklar innehåller både organiska och oorganiska ämnen, inklusive syror, salter, sot och fast material. De bidrar genom sitt innehåll både till försurning och övergödning, men det finns inga undersökningar som indikerar att partiklarna i sig har någon märkbar påverkan på naturmiljön. Partikelhalterna i regional bakgrundsluft är bara obetydligt lägre än i urban bakgrund, men i regionala bakgrundsområden har de större partiklarna till stor del naturligt ursprung (Omstedt et al., 2010).

---

<sup>7</sup> Detta kapitel är författat av Håkan Staaf, Naturvårdsverket.

#### 4.1.2 Svaveldioxid, SO<sub>2</sub>

Svaveldioxid kan ge direkta skador på växtlighet. Under perioden 1970-1990 var utsläppen av SO<sub>2</sub> i Europa som störst, vilket orsakade skador på skog och partiellt även skogsdöd, särskilt i Tjeckoslovakien, Tyskland och Polen. I Sverige observerade man också effekter, t.ex. att känsliga lavar försvunnit runt tätorter och efter den svenska Västkusten där svaveldioxidhalterna var särskilt höga (Hultengren och Larsson, 1992). Sedan 1990 har utsläppen av svaveldioxid minskat drastiskt och skador på växter har praktiskt taget försvunnit. En workshop i Egham fastställde redan 1992 att lavar som innehåller cyanobakterier är särskilt känsliga för SO<sub>2</sub> och man fastställde en kritisk halt av 10 µg/m<sup>3</sup> som årsmedelvärde (Ashmore och Wilson, 1994). För skog och naturlig vegetation angavs den till 20 µg SO<sub>2</sub>/m<sup>3</sup> som årsmedel eller vinterhalvårsmedel. Dessa värden är enligt Luftvårdskonventionen (CLRTAP) fortfarande relevanta.

De svenska utsläppen av svaveldioxid har minskat med 74 % sedan 1990, och transportsektorn står idag för ca 4 % av de totala utsläppen. Under perioden 2010-2013 ligger årsmedelvärdet för svaveldioxid i luft enligt SMHIs beräkningar för regional bakgrund nästan överallt i Sverige under nivån 1 µg/m<sup>3</sup>, både för totala halter och för det svenska bidraget. Sammantaget indikerar detta att de direkta effekterna av svaveldioxid på naturmiljön från svenska källor kan bedömas som obefintliga eller försumbara.

Svaveldioxid har varit den viktigaste föroreningen som orsakar korrosion på material, byggnader och konstruktioner. För att uppskatta denna påverkan gjordes en inventering av exponerade ytor av olika material i Stockholm i slutet av 1980-talet inom ramen för Luftvårdskonventionen (Tolstoy et al., 1989). Baserat på dessa resultat gjordes sedan beräkningar av vilka kostnadsbesparingar på grund av minskad korrosion som kunde förväntas av planerade utsläppsminskningar av svaveldioxid (Kucera et al., 1993). Andersson (1994) uppskattade sedan genom uppskalning från Stor-Stockholm den totala skadekostnaden i hela Sverige till 1,9 miljarder kr under 1991. Kostnaden fördelades enligt följande; byggnader och material 1,7 miljarder kr, infrastruktur 26 Mkr, vattenledningar 100 Mkr, fordon 50 Mkr och kulturföremål 10 Mkr. Skador på hållristningar, elektriska kontaktledningar och hållristningar ingick inte i studien. Sedan dessa studier gjordes har halterna av svaveldioxid minskat väldigt mycket och har idag sannolikt ingen signifikant påverkan på korrosion av material i Sverige, särskilt som transportsektorns bidrag är så litet. Se vidare om korrosion i avsnitt 4.2.4.

#### 4.1.3 Kväveoxider, NO<sub>x</sub>

Direkta effekter av kväveoxider på växter har påvisats både i experiment och i fältstudier. Baserat på dessa studier fastställde Effektgruppen inom CLRTAP kritiska halter av kväveoxider för olika naturtyper i Luftvårdskonventionens "Mapping manual" från år 2004. Dessa nivåer föreslås oförändrade i den uppdatering av manualen som kommer att publiceras under 2015. De kritiska halterna är uttryckta som årsmedelvärden och bygger på summan av NO<sub>2</sub> och NO. Generellt sett ökar känsligheten för NO<sub>x</sub> i ordningen grödor < skogsträd < naturlig vegetation, men den kritiska halten har satts till 30 µg/m<sup>3</sup> för alla typer av vegetation. Preciseringen om kväveoxider i miljö kvalitetsmålet Frisk luft innebär att årsmedelhalterna inte ska överskrida 20 µg/m<sup>3</sup> för skydd av människors hälsa, och skador på växter, djur och material.

Skador av vägtrafikutsläpp i form av ökad kronutglesning kunde påvisas i slutet av 1980-talet på träd nära E6 i Bohuslän (Ekstrand, 1991). Förhöjda halter av kväveoxider kan ha varit huvudorsaken, men effekten av enskilda ämnen i vägtrafikutsläppen studerades inte. Sedan dess har utsläppen av kväveoxider minskat avsevärt; enligt Naturvårdsverkets statistik med 53 % för de totala utsläppen och med 62 % för transportsektorn under perioden 1990 - 2013. SMHIs beräkningar med MATCH-modellen indikerar att årsmedelhalterna utanför tätorter (regional bakgrund) ligger klart under den kritiska halten; under 1 µg/m<sup>3</sup> i norra Sverige medan nivåerna i södra Sverige oftast ligger i intervallet 1-3 µg/m<sup>3</sup> och maximalt 5 µg/m<sup>3</sup> i södra Skåne och utefter Västkusten.

Slutsatsen är att storskaliga direkta skador på naturmiljön av kväveoxider sannolikt är försumbara, men mycket lokal påverkan nära trafikleder kan inte uteslutas. Kritiska halter finns tillgängliga, medan faktiska ER-samband för olika naturmiljöer saknas.

#### 4.1.4 Ammoniak, NH<sub>3</sub>

Ammoniak ger ibland upphov till lokala skador på växter kring djuranläggningar, men eftersom ammoniak deponeras eller omvandlas relativt snabbt ser man sällan regional påverkan av gasformig ammoniak. Lavar och mossor är de känsligaste växterna och Luftvårdskonventionen anger en kritisk halt på 1 µg/m<sup>3</sup> som årsmedel. För högre växter anger man en kritisk nivå på 3 µg/m<sup>3</sup> på årsbasis och 23 µg/m<sup>3</sup> som månadsmedel.

Den helt dominerande delen av ammoniakutsläppen i Sverige kommer från jordbruket (ca 87 % år 2013), och årsmedelhalterna i luft enligt SMHIs MATCH-körningar ligger under senare år under 1 µg/m<sup>3</sup> i regionala bakgrundsområden, utom i delar av Skåne. Trafiksektorn kan därför antas ha mycket små bidrag till dessa halter och därmed försumbar påverkan på naturmiljön.

## 4.2 Analyserade sekundära luftföroreningar

Sekundära luftföroreningar är omvandlingsprodukter av de primärt utsläppta föroreningarna. I de fall som redovisas nedan rör det sig om aggregat av ämnen.

### 4.2.1 Försurande ämnen

Försurning orsakas av atmosfäriskt nedfall av ämnen som bildas vid oxidation av svaveldioxid och kväveoxider och deponeras som protoner, nitrat och sulfat. Det samlade nedfallet av dessa ämnen ger upphov till försurning av mark och vatten som i sin tur påverkar växt- och djurlivet. Fram till idag har utsläppen av svavelföreningar haft störst försurande påverkan i Sverige. Kväveföreningar har hittills bara haft en märkbar försurningseffekt i skogsmark inom ett litet område i sydvästra Sverige med högt kvävenedfall. Men eftersom kvävet ackumuleras i marken finns det en viss risk att kvävet försurande kan komma att öka i framtiden. Försurningspåverkan var som störst under 1970/80-talen och därefter har en viss återhämtning skett, främst i sjöar och vattendrag. För skogsmark har ingen tydlig återhämtning kunnat observeras, men en viss minskning av markförsurningen i sydvästra Sverige tycks ha inletts under de senaste 3-4 åren (Naturvårdsverket, 2015b). Försurningen har främst påverkat sydvästra Sverige, mindre i den östra delen av landet och minst i Norrland.

Försurningen motverkas genom mineralvittring i marken och karbonatbuffring i sjöar och vattendrag, och naturen tål således en viss påverkan. Inom det Europeiska luftvårdsarbetet har man därför sedan slutet av 1980-talet använt begreppet kritisk belastning (*critical load*)



för att beskriva hur stor försurande påverkan olika naturmiljöer tål och hur mycket försurningen måste minska i olika delar av Europa. Den kritiska belastningen överskrids fortfarande i södra Sverige trots att nedfallet av svavel (exklusive marint svavel) och kväve över Sverige har minskat avsevärt, med cirka 80 % respektive 30 % jämfört med situationen år 1990. År 2010 överskred det sura nedfallet till sjöarna och deras avrinningsområden på 17 %, främst i sydvästra Sverige, och för skogsmark uppskattades överskridandet år 2005 till cirka 8 % av den totala skogsmarksarealen. Under förutsättning att det nyligen beslutade Göteborgsprotokollet inom CLRTAP liksom även EU-kommissionens förslag till luftvårdsstrategi (EU COM, 2013) verkligen genomförs kommer överskridandet av den kritiska belastningen att minska ytterligare, men ett överskridande med 10 % för sjöarna kommer att kvarstå (Fölster et al., 2014).

Försurningens skadeverkningar på den svenska skogen debatterades livligt under slutet av 1980-talet och början av 1990-talet. En studie uppskattade att försurningsskadorna på skog i början av 1990-talet i Sverige gav ett inkomstbortfall av 100 miljarder kr per år för skogsägarna och att skadorna skulle komma att öka ytterligare (Skånberg, 1994). Denna bedömning har dock ifrågasatts av många forskare. I dagsläget är försurningens effekter och därmed kostnader i Sverige svåra att uppskatta eftersom nuvarande tillstånd är en ackumulerad effekt av många års påverkan. Risken för minskad skogstillväxt har inte kunnat bekräftas, men förändringar av fältvegetationen i skånska lövskogar som en följd av försurning och övergödning har dokumenterats (Falkengren, 1986). Effekter på biologisk mångfald i skogs- och betesmark förekommer sannolikt fortfarande i södra Sverige men har inte kunnat kvantifieras och beror troligen främst på historisk påverkan.

De tydligaste effekterna märks i försurade sjöar och vattendrag där försurningen motverkas genom kalkning för omkring 200 Mkr per år. Nyttan av kalkningen har tidigare uppskattats av Kalkningsutredningen (SOU 1996:53) som bedömde att försurningsskador på fiskbestånden orsakade de största ekonomiska förlusterna vid utebliven kalkning. Fritidsfisket omsatte omkring 4 miljarder kr år 1990 och den utländska fisketurismen omkring 500 Mkr år 1995. Baserat på försurningens omfattning i början av 1990-talet kan den dåvarande kostnaden för försurade sjöar och vattendrag grovt uppskattas till 0,5 miljarder kr eller knappt 0,8 miljarder kr i nuvarande penningvärde. Sedan 1990 har antalet försurade sjöar i Sverige i det närmaste halverats. Den nuvarande kalkningskostnaden på 200 Mkr per år borde därför vara en underskattning av skadekostnaderna, men den skulle kunna användas i brist på annan bedömning.

I Sverige finns ca 1 miljon enskilda vattentäkter. Känsligast för försurning är jordbrunnar, men det finns ingen information av hur många av dessa vattentäkter som för i dagsläget är försurade. I en studie som gjordes av Naturvårdsverket i slutet av 1980-talet uppskattade man att 25 % av de undersökta jordbrunnarna hade surt vatten, mätt som pH < 6,0. (Bertills et al., 1989). De bergborrade brunnarna har mindre surt vatten. Surt brunnsvatten ger fortfarande upphov till betydande kostnader för husägarna i form av kalkfilter och andra åtgärder, men tyvärr saknas mer exakta uppgifter vad gäller kostnader och vattenkvalitet i brunnarna.

Det svenska bidraget till nedfallet av svavel och kväve över Sverige är i nuläget 10 % respektive 18 %, och för kväve består det till största delen av ammonium. Bidraget till nedfallet från den svenska transportsektorn är mycket litet, eller i storleksordningen 3-4 % och i nuläget bör påverkan på naturmiljön av försurande ämnen från transportsektorn vara mycket liten.

#### 4.2.2 Övergödande ämnen

Det övergödande atmosfäriska nedfallet består av kväveoxider, nitrat och ammonium. Nedfallet av fosforföreningar kan också orsaka övergödning, men det atmosfäriska nedfallet av fosfor är obetydligt och källorna är dåligt kända. Övergödningssituationen liknar den för försurningen; påverkan är störst i södra delen av landet och där överskrider också den kritiska belastningen som ligger i spannet 3-6 kg N/ha och år.

Skogsmark, betesmark, hedar och myrar är miljöer som påverkas av övergödande kvävenedfall, medan sjöar och vattendrag främst påverkas genom vattenburen belastning. Skadeeffekterna utgörs främst av påverkan på vegetation i alla naturtyper i landmiljön, men precis som för försurningen är dessa effekter svåra att kvantifiera och kostnadsuppskatta. Kvävenedfallet påverkar troligen skogstillväxten positivt, eftersom det antropogena nedfallet till skogsmark i södra Sverige i stort motsvarar en kvävegödselgiva om 150 kg N/ha under en skogsgeneration. En kommersiell skogsgödsling kan innebära en ökad skogstillväxt på omkring 15 skogskubikmeter per hektar under en 10-årsperiod före slutavverkning och en vinst för skogsägaren av upp till 3000 kr per hektar. Det atmosfäriska nedfallet tillför kväve i små doser och delvis till skog som inte svarar på kvävegödsling, vilket sammantaget bör ge betydligt mindre tillväxtökning, men å andra sidan är den atmosfäriska gödslingen gratis för skogsägaren. Det är därför inte troligt att skadekostnaden för skog överskrider noll.

Övergödning av sjöar, vattendrag och hav är en omfattande företeelse i Sverige. Inlandsvattnen påverkas främst av fosfortillförseln, medan havsmiljön påverkas både av kväve och fosfor. Av den årliga kvävetillförsel till Östersjön inklusive Kattegatt kommer ca 25 %, eller omkring 200 000 ton per år, som atmosfäriskt nedfall. Under 2013 undertecknade HELCOMs miljöministrar en överenskommelse om minskningar av utsläppen till Östersjön för att på sikt uppnå god miljöstatus. Länderna kan välja om de vill reducera de vattenburna eller de luftburna utsläppen för att nå sina beting. För Sveriges del innebär det att vi ska minska den årliga totala tillförseln av kväve till Östersjön med 9200 ton jämfört med situationen under referensperioden 1997-2003 och av detta beting kvarstår i dagsläget cirka 3000 ton N/år. Att minska den atmosfäriska belastningen på Östersjön från Sverige med 1000 ton kväve skulle t.ex. kräva att NO<sub>x</sub>-utsläppen i Sverige minskar med i storleksordningen 60 000 ton NO<sub>2</sub>. Det finns inga direkta beräkningar av skadekostnaden för övergödningen av Östersjön, men nyttan i form av betalningsvilja för att uppnå övergödningens målet i HELCOMs Baltic Sea Action Plan, som beslutades 2007, har uppskattats till 3600 miljoner euro per år totalt för samtliga länder runt Östersjön (Ahtiainen et al., 2014).

#### 4.2.3 Marknära ozon

Marknära ozon bildas storskaligt genom kemiska reaktioner mellan flyktiga organiska ämnen (NMVOC; VOC exklusive metan) och kväveoxider (NO<sub>x</sub>). Ozonet är förhållandevis långlivat i atmosfären och halterna i Sverige påverkas därför i hög grad av utsläppen i hela Europa. Miljökvalitetsmålet Frisk luft har en precisering om ozonindex som baseras på Luftvårdskonventionens kritiska nivåer (*critical levels*) för skador av marknära ozon på växtlighet och lyder ”ozonindex överskrider inte 10 000 mikrogram per kubikmeter luft under en timme beräknat som ett AOT40-värde under perioden april-september”. Preciseringen avser skog, och för grödor är den kritiska exponeringen enligt Luftvårdskonventionen 6000 µg/m<sup>3</sup> timmar. Detta värde beräknas som den ackumulerade

dosen av marknära ozon över 40 ppb under samtliga timmar där halten i luft överskrider detta tröskelvärde under en 3-månaders växtperiod. De kritiska nivåerna för grödor är satta så att de motsvarar ett 5 %-igt skördebortfall. Den förindustriella bakgrunds-nivån av ozon anses ha legat på nivåer som aldrig under året överskrider 80 µg/m<sup>3</sup> luft (40 ppb).

AOT<sub>40</sub>-värdet (Accumulated Over Threshold 40 ppb) överskrids årligen i Sverige och orsakar betydande skador på skog och grödor. Överskridandet är vanligen högst i Skåne och närliggande län. En första uppskattning av effekterna i Sverige gjordes 2006 och den uppdaterades 2014 (Karlsson et al., 2014). Analysen omfattar tillväxtnedsättningar på gran, tall och björk och skörde-förluster på sädesslag, potatis och vall i hela Sverige baserat på ER-samband, markanvändningsdata och odlingsstatistik. Totalt för landet bedömde undersökningen att ozonskadorna ger upphov till en minskad biomassatillväxt av 5 % för tall och gran och 8 % för lövträd per 20 000 µg/m<sup>3</sup> AOT<sub>40</sub> för april-september. Denna nivå på överskridandet är vanligt förekommande i södra Sverige. Den totala minskningen av skogstillväxten vid nuvarande ozonbelastning (perioden 2006-2012) uppskattades till 2,9 miljoner m<sup>3</sup>sk per år och det ekonomiska värdet till 733 Mkr per år. För grödor utnyttjades delvis nya ER-samband från CLRTAP och skörde-förlusterna, som varierar mycket mellan år, beräknades till mellan 6 000 - 88 000 ton/år för sädesslagen och 14 000-52 000 ton/år för potatis. Det ekonomiska värdet uppskattades till i medeltal 180 Mkr per år. Som referens användes ett scenario motsvarande förindustriell halt (maximalt 80 µg/m<sup>3</sup> luft =40 ppb).

Eftersom bildningen av marknära ozon styrs av olinjära processer så det svårt att från storleken av utsläpp av kväveoxider och VOC i Sverige säga hur stort det svenska bidraget är till de halter vi uppmäter i Sverige. Det saknas idag en analys av ett scenario utan svenska utsläpp. EMEP gör regelmässigt analyser av gränsöverskridande luftföroreningar för enskilda länder som bland annat inkluderar effekten av att minska ett lands utsläpp. För Sverige visade denna analys för 2012 att en 15-procentig minskning av utsläppen av NO<sub>x</sub> reducerade ozonhalterna med maximalt 200 µg/m<sup>3</sup> timmar AOT<sub>40</sub> i södra Sverige, medan motsvarande minskning av NMVOC gav cirka hälften så stor ozonreduktion. Detta är förhållandevis små minskningar jämfört med miljömålet 10 000 µg/m<sup>3</sup>-timmar, vilket innebär att de svenska utsläppen har en mycket liten påverkan på ozonbildningen.

#### 4.2.4 Korroderande ämnen

Korrosion orsakas av en kombination av substanser som deponeras på ytorna av sten- och metallmaterial. Tabell 4.1 ger en översikt av de parametrar som ingår i ER -sambanden för olika material som undersökts av ICP Materials.

ICP Materials har i en nyligen publicerad rapport analyserat hur korrosionshastigheten för olika material har ändrats vid mätstationer över hela Europa under perioden 1987-2012 (Tidblad et al., 2014). I grova drag noterar man en halvering under denna tidsperiod. En mätstation i södra Stockholm uppvisar en kraftig minskning av korrosionshastigheten för stål (cirka 70 %) och något mindre för zink, koppar och kalksten. Den nuvarande (2008-2012) korrosionshastigheten för stål vid denna mätstation ligger därmed nära den regionala bakgrunds-nivån definierad av ICP Materials. För kalksten ligger värdet omkring 10 µm/år, vilket är något högre än den enligt ICP Materials definierade acceptabla nivån (*acceptable rate of corrosion*) på 6,5 µm/år som också är målnivån för korrosion av kalksten i miljö-kvalitetsmålet Frisk luft. För materialen koppar och zink ligger nivåerna i Stockholm vid eller under den acceptabla nivån.

Tabell 4.1. Parametrar som ingår i de exponering-respons--samband för olika material som tagits fram av ICP Materials inom Luftvårdskonventionen. Parametrarna uttrycks som halter i luft (årsmedelvärden), utom för surt regn som avser deponerad mängd protoner. Källa: CLRTAP (2004 och uppdaterat 2015).

Material	SO <sub>2</sub>	O <sub>3</sub>	HNO <sub>3</sub>	Partiklar	Surt regn
Kolstål	x			x	x
Zink	x		x		x
Aluminium	x				
Koppar	x	x			x
Brons	x			x	x
Kalksten	x		x	x	x
Sandsten	x				x
Målat stål	x				

Trots de stora minskningarna av utsläppen ger halten av svaveldioxid i luft fortfarande det största bidraget till korrosion av material och byggnader i Europa, särskilt stenmaterial och metaller (Tidblad et al., 2014), men eftersom halterna av svaveldioxid i Sverige numera är så låga så är det inte troligt att de acceptabla nivåerna för korrosion som de definierats av ICP Materials överskrider i regionala bakgrundsområden, varken i tätorter eller på landsbygden. Inom ICP Materials stationsnät finns i Sverige endast en mätstation i landsbygdsmiljö, nämligen Aspvreten i Södermanland som generellt uppvisar liknande värden för korrosion som i Stockholm men med betydligt lägre deposition av partiklar.

Sammantaget indikerar resultaten från ICP Materials att situationen i Sverige vad gäller korrosion på byggnader och material har förbättrats avsevärt de senaste 25 åren. Enligt data för mätstationen i Stockholm, som representerar en urban bakgrundsmiljö, ligger korrosionen mycket lågt för metaller och för kalksten har man endast ett litet överskridande av acceptabla nivåer. Det är viktigt att påpeka att mätningarna inom ramen för Luftvårdskonventionen inte representerar trafikmiljöer, där halterna av särskilt partiklar kan vara betydligt högre. För svenska förhållanden bör man i nuläget därför främst fokusera på lokala trafikmiljöer som broar, tunnlar och trånga gaturum där de största skadorna sannolikt uppkommer. Tyvärr saknas i dagsläget användbara ER-samband för dessa miljöer.

### 4.3. Övriga luftföroreningar

Inga andra luftföroreningar från transportsektorn har rapporterats ha någon signifikant dokumenterad effekt på natur- och kulturmiljön i Sverige. Föroreningar som tungmetaller och persistenta organiska föreningar kommer främst från industri- och energisektorerna eller är eftersläpande effekter av historiska utsläpp.

#### 4.4 Föroreningar som bör beaktas i ASEK

Bedömningen av vilka föroreningar som bör beaktas i den kommande översynen av ASEKs kalkylvärden kan göras i flera steg.

- 1) Vilka föroreningar orsakar i nuläget skador på natur- och kulturmiljön i Sverige?
- 2) Bidrar utsläppen från svenska källor, i synnerhet de från transportsektorn, signifikant till skadorna?

Den första frågan kan besvaras som:

- Partiklar orsakar betydande skador på material och konstruktioner och material i vägmiljöer och gaturum.
- Nedfall av  $\text{SO}_2$  +  $\text{NO}_x$  + sekundära föreningar orsakar försurning av mark och vatten i södra Sverige.
- Nedfall av  $\text{NO}_x$  +  $\text{NH}_3$  + sekundära föreningar orsakar övergödning av havsmiljön runt Sverige.
- Ozon orsakar betydande skador på skog och grödor i södra Sverige.
- $\text{SO}_2$  i kombination med partiklar orsakar sannolikt en svagt förhöjd korrosionshastighet på kalkstensmaterial i tätorter och sannolikt också utanför tätorter i södra Sverige.

Den andra frågan är svårare att besvara. Förutom för partiklar,  $\text{NO}_x$  och VOC i väg- och gatumiljöer dominerar de gränsöverskridande föroreningarna i södra Sverige över de svenska bidragen. Med undantag för partiklar skulle inga signifikanta effekter av luftföroreningar på den svenska natur- och kulturmiljön kunna noteras om Sverige enbart påverkades av utsläpp från den svenska transportsektorn.

Det normala är att flera källor, både svenska och utländska, bidrar till en dokumenterad effekt på en given plats och att varje enhet av dessa bidrag har samma effekt oavsett ursprung. En skada eller en skadekostnad borde då i princip kunna fördelas i proportion till bidragets storlek. Ett argument för att även inkludera även gränsöverskridande föroreningar är att alla länder, inklusive Sverige, påverkar andra länder, om än i olika grad. För t.ex. övergödning och försurning som har ett tröskelvärde för depositionen kan en ansats vara att fördela skadan på den del som överskrider den kritiska belastningen.

Ett annat problem är att effekterna av de redovisade sekundära luftföroreningarna orsakas av en kombination av ämnen. Det är då svårt att hänföra en effekt till ett specifikt ämne som kan tjäna som indikator för en hel grupp. För ozon är situationen ännu mer problematisk eftersom det inte entydigt går att fastställa generella samband mellan utsläpp av  $\text{NO}_x$ /VOC och ozonhalt i luft. Här krävs mer ingående analyser. För korrosion och nedsmutsning är det oklart vilken typ partiklar som ska inkluderas.

Slutsatsen är att det finns en rad problem med att tillämpa ASEK-metodiken för att uppskatta kostnader för skador på natur- och kulturmiljön. ASEK-metodiken på lokal nivå baseras på beräkning av antalet exponeringsenheter per kilo utsläpp. Denna metodik skulle i

princip kunna appliceras på exponerade ytor av olika material i tätorter. Detta gjordes inom Stockholms-undersökningen i början av 1990-talet. För regional skala finns idag ingen metodik för att uppskatta skador eftersom ER-funktioner i stort saknas och det inte finns något etablerat sätt att hantera effekter med kritiska halter/belastningar med tröskelvärden. Här finns i dagsläget inget bra alternativ till att använda åtgärdskostnader utan ett omfattande utvecklingsarbete. Vi återkommer till detta utvecklingsbehov i avsnitt 4.7.

#### 4.5 Effekter på lokal och regional skala

I ASEK skiljer man på effekter av luftföroeningar på lokal och regional skala. Med lokala effekter avses direkta effekter som uppstår i närområdet till utsläppen och omfattar tätorter och närmiljön kring vägar och andra transportleder. De regionala effekterna uppstår inom ett större område och omfattar både direkta och indirekta effekter, dvs. effekten av såväl de primärt utsläppta ämnena som deras omvandlingsprodukter. Denna uppdelning i olika skalor är inte helt tydlig, men för naturmiljön kan den motiveras av att man använder olika metodik och att olika ämnen dominerar i lokal respektive regional skala. Om man lyckas harmonisera beräknings sättet för hälsoeffekter och effekter i natur- och kulturmiljön så är det tveksamt om uppdelningen behövs.

Korrosion på material har hittills inte värderats i ASEK, varken i lokal eller regional skala. Inte heller skador på naturmiljön i tätorter. Trots starkt minskade utsläpp är det sannolikt att luftföroeningar fortfarande ger vissa lokala skador på växtlighet i parker, alléer och privata trädgårdar i tätorter. Men orsaken till de observerade skadorna är svåra att fastställa, liksom skadornas omfattning. Det förefaller därför rimligt att begränsa skadevärderingen i tätorter till effekter i form av korrosion och nedsmutsning av material, byggnader, konstruktioner och kulturföremål.

#### 4.6 Tillgång till data och analysverktyg

Inom ramen för Sveriges internationella rapportering tillhandahåller Naturvårdsverket årliga utsläppsdata fördelade på sektorer avseende NO<sub>x</sub>, NMVOC, SO<sub>x</sub>, NH<sub>3</sub>, CO, partiklar, organiska miljögifter, cykliska aromatiska kolväten (PAH) och vissa tungmetaller. Inom miljöövervakningen tar man även fram hur utsläppen fördelas över landet i en skala på 1x1 km<sup>2</sup>, vilket är viktig information för SMHIs MATCH-modell.

I den nationella miljöövervakningen mäts halter av föroeningar i luft och nederbörd vid olika stationsnät på den svenska landsbygden. I tätorter har kommunerna huvudansvar för att övervaka efterlevnaden av miljö kvalitetsnormerna för utomhusluft. De ämnen som regleras är kväveoxider, svaveldioxid, partiklar (PM<sub>10</sub> och PM<sub>2,5</sub>), bensen, kolmonoxid, ozon, arsenik, kadmium, nickel och bens(a)pyren.

Ett viktigt delprogram inom miljöövervakningen är beräkningar av halter och deposition av luftföroeningar över Sverige med SMHIs modell MATCH-Sverige i skala 20 x 20 km<sup>2</sup>. Halter beräknas för ozon samt totalhalt, svenskt bidrag och långtransportbidrag för svavel- och kväveföreningar.

SMHI har i samverkan med Naturvårdsverket, Trafikverket och Energimyndigheten utvecklat ett modellsystem, SIMAIR, som är anpassat för bedömning av luftkvalitet i gaturum och komplicerade vägkorsningar (SIMAIRväg och SIMAIRkorsning), liksom luftkvalitet i bostadsområden med småskalig vedeldning (SIMAIRved). Verkytgen innehåller förberäknade bakgrundshalter för att jämförelser ska kunna göras mellan det

lokala bidragets betydelse för totalhalten i förhållande till långväga transporterade luftföroreningar. Komponenter som kan analyseras är bl.a. partiklar ( $PM_{10}$ ), kvävedioxid, koloxid och bensen. I SIMAIR finns för varje väglänk uppgifter lagrade om trafikmängd, fordonsammansättning, vägbredd, hastighet med mera från Trafikverkets nationella vägdatas. SMHI har också utvecklat SHIPAIR ett modellsystem som kan beräkna sjöfartens bidrag till halter av  $NO_x$ ,  $SO_2$  och partiklar i tätorter och landsbygd.

Vad gäller exponering av naturmiljöer och tekniska material finns omfattande officiell statistik på länsnivå för skog, skogsbruk och grödor. Mer detaljerad information om skog och skogsmark har tagits fram inom ramen för det MISTRA-finansierade programmet ASTA (Abatement Strategies for Transboundary Air Pollution) samt för Sveriges rapportering av kritiska belastningar till Luftvårdskonventionen som görs i ett nät av 50 x 50 km-rutor. Inventeringar av exponerade ytor av byggnader och konstruktioner saknas däremot praktiskt taget helt, med undantag för Stockholm.

I Luftvårdskonventionens manual (CLRTAP Mapping Manual 2004) finns information om metodik för kartering av kritiska halter och belastningar för gränsöverskridande föroreningar. Manualen omfattar främst svavel- och kväveföreningar, marknära ozon och metallers effekter på vegetation, skogsekosystem, sötvatten och material. En uppdaterad manual finns tillgänglig på konventionens webbsida och förväntas bli slutligt beslutad under senare delen av 2015.

För effekter av  $SO_2$ ,  $NO_x$ , försurning och övergödning saknas i stort sett bra ER-samband eftersom man i det internationella luftvårdsarbetet har fokuserat på utveckling av kritiska belastningar och inte så mycket på effekter vid olika överskridanden av kritisk belastning. För marknära ozon har man inom Luftvårdskonventionen lagt ner ett stort arbete på att utveckla ER-samband för ett antal grödor och skogsträd, men i mindre grad för naturlig vegetation. För material finns ER-funktioner för effekter på stål, zink, aluminium, koppar, brons, kalksten och färgade ytor. Dessa samband avser främst regionala bakgrundsmiljöer och det saknas bra ER-samband för specifika miljöer som vägar.

#### 4.7 Utvecklingsbehov

Eftersom kalkylvärdena för regionala effekter i ASEK hittills har baserats på åtgärdskostnader snarare än verkliga skadekostnader krävs ett utvecklingsarbete för att kunna se om det är praktiskt möjligt att ändra beräkningsprinciperna. För att kunna göra denna bedömning behöver flera problem lösas:

- Ta fram transportsektorns bidrag till påverkan och skador på natur- och kulturmiljön. Delar av denna information finns redan, men man måste bestämma:
  - a) Hur ett litet bidrag från en sektor ska hanteras i relation till ett stort bidrag från andra källor, både inom och utom landet.
  - b) Hur tröskelvärden under vilka inga effekter kan påvisas ska hanteras för luftföroreningar som påverkar naturmiljön och kulturmiljön. Den beräknade effekten av utsläppet från en viss sektor blir då olika om hela påverkan (och därmed kostnaden) läggs på marginalen eller om den fördelas proportionellt på den exponering(belastning) som ligger över respektive under tröskelvärdet.

- c) Hur man ska hantera att det saknas exponering-respons-samband för effekter av flera luftföroreningar, utan endast kritiska halter/kritiska belastningar.
- d) Hur man ska hänföra effekter av aggregat av föroreningar till specifika utsläpp.
- Analysera hur de svenska utsläppen av NO<sub>x</sub> och VOC påverkar ozonhalterna i Sverige. Mer detaljerade analyser av olika scenarier behöver göras.
  - Exponeringsenheter. Påverkan på naturmiljön har i vissa studier baserats på typ och areal av skogar, sjöar, hav och grödor. Vad gäller exponering av ytor av olika tekniska material påverkade av korrosion och nedsmutsning så är kunskapsläget betydligt sämre. Stockholm kan användas som en typtätort, men fler tätorter av olika storlek och karaktär behöver undersökas.
  - Exponering-respons-samband mellan luftföroreningar och skador på tekniska material i trafikmiljöer. De samband som tagits fram inom Luftvårdskonventionen och som används för att beräkna korrosion av byggnader och material går inte att använda för gatu- och vägmiljöer. Nya mer specifika samband måste tas fram.
  - Svårdefinierade effekter. Vissa skador på ekosystemen är svåra att kvantifiera och därmed värdera. Hittills har främst skador som orsakar direkta ekonomiska förluster för stat och kommun samt och markägare. Det finns ett fortsatt behov av att utveckla metoder för att uppskatta effekter på t.ex. biologisk mångfald och ekosystemtjänster.
  - Om man skulle välja att även fortsättningsvis beräkna kalkylvärden på åtgärdskostnader så måste det klargöras vilka kostnader som ska inkluderas. Det är oklart idag. Det bästa underlaget kan sannolikt fås med GAINS-modellen. De kostnader som beräknats fram för varje land inom ramen för EU:s luftvårdsstrategi inkluderar dock även kostnader för påverkan av svenska utsläpp i andra länder, samtidigt som många andra länder betalar för att minska påverkan på vårt land.
  - Analysera möjligheterna att använda en kombination av verkliga skadekostnader och åtgärdskostnader för skador på natur- och kulturmiljön.

## 4.8 Sammanfattning

Detta kapitel ger en översiktlig kunskapsgenomgång av de luftföroreningar som potentiellt skulle kunna omfattas av ASEKs kalkylvärden för effekter på natur- och kulturmiljön.

Jämfört med situationen år 1990 har utsläppen reducerats avsevärt fram till idag, varför också effekterna har minskat. Transportsektorns andel av de nationella utsläppen varierar mycket; kväveoxider, koloxid och partiklar är ämnen där transportsektorns andel är relativt hög, 25-50 %, medan andelarna för svaveldioxid, ammoniak, PAH:er och dioxiner är lägre än 5 %.

Effekter på naturmiljön orsakas både av halter i luft och deposition på mark och vatten. Den senare typen av effekter är svårast att värdera eftersom effekterna kan ackumuleras under lång tid och nuläget avspeglar delvis historiska utsläpp, som t.ex. för försurning och övergödning. Effekter av primära luftföroreningar (ej omvandlade i atmosfären) har idag genomgående små effekter, med undantag för partiklar. Större påverkan finns belagda för



sekundära luftföroreningar som orsakar övergödning och ozonbildning, men för dessa dominerar gränsöverskridande påverkan. Transportsektorns bidrag till försurningen är liten och försumbar. Effekter av luftföroreningar i form av förhöjd korrosion och nedsmutsning av material och byggnader har också minskat avsevärt och bedöms numera främst vara ett problem i gatumiljöer och vägnära miljöer.

Det finns betydande svårigheter med att göra skadeuppskattningar för natur- och kulturmiljön enligt ASEKs metodik. Inte för någon av de analyserade luftföroreningarna finns tillräcklig kunskap för detta. Ett stort problem är att praktiskt taget alla luftföroreningar saknar relevanta exponering-respons-funktioner för de tillämpningar som är aktuella. Ett annat problem är att effekterna för många luftföroreningar uppvisar tröskelvärden under vilka inga effekter kan upptäckas, något som komplicerar hur effekterna ska fördelas mellan olika källor. Ett tredje problem är hur man ska hänföra effekter orsakade av grupper av föroreningar till utsläpp av ett specifikt ämne. Detta innebär att för regionala effekter finns i dagsläget inget bra alternativ till att använda åtgärdskostnader utan ett omfattande utvecklingsarbete. Ett antal utvecklingsområden föreslogs i kapitlet.

I tabellen nedan sammanfattas kunskapsunderlaget för analyserade luftföroreningar. Ammoniak har uteslutits ur tabellen eftersom transportsektorns utsläpp är väldigt små. Partiklar, SO<sub>2</sub> och NO<sub>x</sub> betecknar primära föroreningar som inte har omvandlats och som ger effekter via halter i luft. Övergödande ämnen, försurande ämnen och marknära ozon är sekundära luftföroreningar, dvs. de är omvandlingsprodukter av de primärt utsläppta föroreningarna och påverkar via halter i luft eller deposition till mark och vatten. Korroderande ämnen är en kombination av ämnen som sammantaget leder till ökad korrosion på material. Bedömningen av effekter av utsläpp från svenska källor respektive från transportsektorn baseras på utsläppens bidrag till halter respektive deposition i Sverige, kombinerat med kvalitativa bedömningar.

Tabell 4.2. Översikt över kunskapsläget beträffande luftföroreningskomponenter och deras effekter på naturmiljö respektive kulturmiljö.

	Naturmiljön						Kulturmiljön	
	PM <sub>2.5</sub> och PM <sub>10</sub>	SO <sub>2</sub> som primär förorening	NO <sub>x</sub> som primär förorening	Försurande ämnen	Över-gödande ämnen	Mark-nära ozon	PM <sub>2.5</sub> och PM <sub>10</sub>	Korroderande ämnen
Ingår idag i ASEK	Nej	Ja	Ja	Ja (som SO <sub>2</sub> )	Ja (som NO <sub>x</sub> )	Nej	Ja (som PM <sub>2.5</sub> )	Nej
Storleken på negativa effekter i Sverige av inhemska och utländska källor	Inga	Små	Små	Medel	Medel	Stora	Oklar	Oklar
Storleken på negativa effekter i Sverige av inhemska källor	Inga	Små	Små	Små	Små	Små	Oklar	Oklar
Storleken på svenska trafiksektorns bidrag till negativa effekter i Sverige	Inga	Små	Små	Små	Små	Små	Medel-Stora	Medel-Stora
Tillgång på skattade samband mellan utsläpp och exponering	Nej	God	God	God	God	Nej	Dålig	Dålig
Tillgång på skattade samband mellan exponering och respons	Nej	Nej	Nej	Nej	Nej	God	Dålig	Dålig
Dubbelräkningsrisker	Nej	Nej	Nej	Nej	Nej	Nej	Nej	Nej
Kombinationseffekter	Nej	Nej	Nej?	Ja (flera ämnen ingår)	Ja (flera ämnen ingår)	Nej	Ja	Ja (flera ämnen ingår)

## 5. Diskussion och slutsatser

Genomgången i denna rapport indikerar att de nuvarande ASEK-kalkylvärdena för luftföroreningar kan ifrågasättas av flera olika skäl:

- Kalkylvärdena är gamla och har på senare år enbart uppdaterats genom indexuppräknningar.
- Dokumentationen beträffande värdenas tillkomsthistoria är ofullständig.
- Kalkylvärdena är enbart delvis baserade på luftföroreningarnas skadekostnader.
- De skadekostnader som används avser hälsoeffekter till följd av luftföroreningarna, men det är oklart i vilken grad dessa skadekostnader täcker in de faktiska hälsoeffekterna.
- Vissa föroreningar som i dagens situation kan förväntas ha betydelsefulla hälso- och miljöeffekter saknar kalkylvärden, jfr översikterna i tabell 3.1 och 4.2.

De här bristerna är allvarliga, eftersom de leder till att samhällsekonomiska analyser som använder sig av kalkylvärdena kan bli missvisande. Behovet av att revidera och komplettera kalkylvärdena för luftföroreningar måste därför bedömas som stort.

### 5.1 Utgångspunkter för revidering och komplettering av kalkylvärden

Vilka utgångspunkter bör gälla för ett sådant reviderings- och kompletteringsarbete? Enligt vår uppfattning är en viktig utgångspunkt att reviderade och kompletterade kalkylvärden i mesta möjliga mån bör vara baserade på skadekostnadsansatsen, dvs. baserade på hur luftföroreningarna faktiskt påverkar människors välbefinnande via hälsoeffekter och miljöeffekter. Den huvudsakliga anledningen till detta är att med skadekostnadsansatsen ger kalkylvärdena adekvat information för en kostnads-nyttoanalys (*cost-benefit analysis*, CBA), dvs. den typ av samhällsekonomisk analys som används för att bedöma trafikprojekts samhällsekonomiska lönsamhet (Trafikverket, 2012).

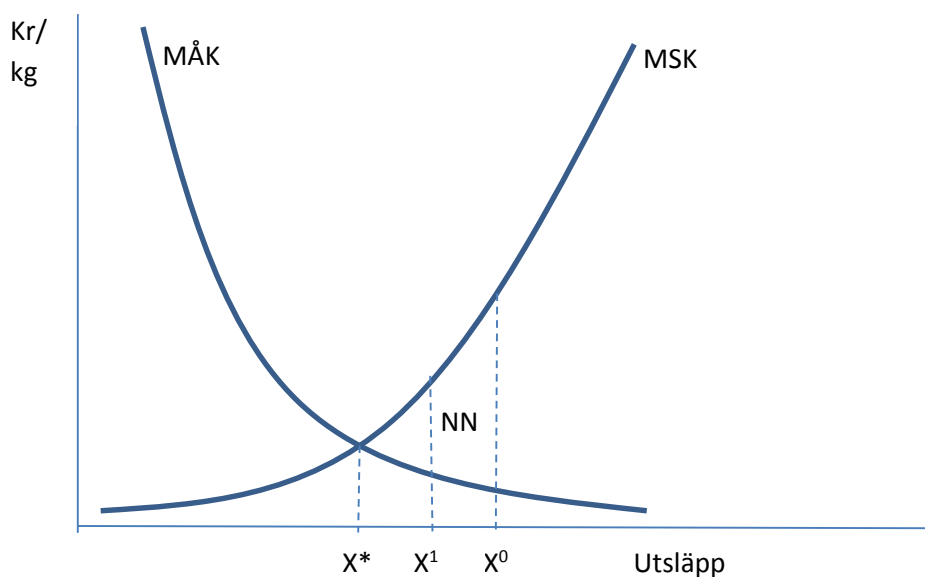
Allmänt är ett projekt samhällsekonomiskt lönsamt så länge nyttan av projektet överstiger åtgärds-kostnaden. Figur 5.1 visar det här på ett schablonmässigt sätt. Figurens x-axel mäter utsläppen av en förorening. De ekonomiska konsekvenserna av föroreningen mäts genom den ekonomiska skada som är förknippad med utsläppen i form av olika samhällseffekter. Detta illustreras i figur 5.1 av den marginella skadekostnadskurvan (MSK). Den marginella skadekostnaden är ökningen av totala skadekostnader vid en liten ökning av utsläppen. Det här innebär att *nyttan* av att minska utsläppen av föroreningar är lika med de skadekostnader som undviks om utsläppen minskar, exempelvis att färre människor drabbas av sjukdom. Det är vanligt att anta att den marginella skadekostnaden blir större och större ju högre utsläppen blir, vilket förklarar att MSK-kurvans lutning blir större när vi rör oss från vänster till höger längs x-axeln.

För att minska utsläppen behövs projekt eller åtgärder av olika slag, och genomförandet av åtgärder kräver resurser. Detta illustreras av den andra kurvan i figur 5.1, som visar de marginella åtgärds-kostnaderna (MÅK). Den marginella åtgärds-kostnaden är ökningen av

totala åtgärdskostnader när utsläppen minskar med en enhet. Sådana åtgärder antas ofta bli dyrare och dyrare ju mer utsläppen minskas, vilket förklarar att MÅK-kurvans lutning blir större när vi rör oss från höger till vänster längs x-axeln.

Antag nu att nuläget beträffande utsläppen beskrivs av punkten  $X^0$ . En åtgärd som skulle leda till att utsläppen minskar till  $X^1$  skulle vara samhällsekonomisk lönsam att vidta, eftersom nyttan i form av minskade skadekostnader är större än ökningen i åtgärdskostnader. Storleken på nettonyttan, dvs. nyttan minus kostnader, illustreras av ytan NN mellan MSK-kurvan och MÅK-kurvan. Ur samhällsekonomisk synvinkel skulle det vara allra bäst att vidta åtgärder som minskar förekomsten till  $X^*$ , eftersom nettonyttan är maximalt stor i denna punkt.

Figur 5.1 illustrerar också varför åtgärdskostnader ur ett CBA-perspektiv i allmänhet inte är lämpliga att använda som ett värde på den ekonomiska skadan av att öka utsläpp eller på nyttan av att minska utsläpp. Dels finns utifrån ett CBA-perspektiv en principiell skillnad mellan skadekostnader och åtgärdskostnader, och dels kan det empiriskt finnas stora skillnader mellan dessa två typer av kostnader, vilket gör att åtgärdskostnader generellt inte är lämpligt att använda som en approximation av skadekostnader. De två typerna av kostnader kan enbart i specialfall förväntas vara lika stora.



Figur 5.1. Marginella skadekostnader (MSK) till följd av utsläpp av en förorening, och marginala åtgärdskostnader (MÅK) för att minska utsläppen.

Att föredra skadekostnadsansatsen ger i sin tur en annan utgångspunkt för reviderings- och kompletteringsarbetet, nämligen tillämpning av effektkedjemodeller som beskriver hur utsläpp faktiskt resulterar i skadekostnader. I sådana modeller ingår beskrivningar av en rad kausala samband i följande kedja: **Utsläpp** av förorenande ämne → **Exponering** på människor och miljön → **Respons** i form av hälso- och miljöeffekter → Ekonomisk **värdering** av hälso- och miljöeffekter genom de skadekostnader som dessa åstadkommer. Kurvorna i figur 5.1 förutsätter att denna kedja är känd, så att skadekostnaderna faktiskt kan uttryckas i kr/kg utsläpp.

Givet de här utgångspunkterna kan konstateras att för en revidering och komplettering av kalkylvärdena utifrån skadekostnadsansatsen behövs kunskap dels om skadekostnader och dels om effektkedjor. Att ta fram och/eller uppdatera sådan kunskap kräver samarbete mellan forskare/expertter från flera olika discipliner, inklusive hälsoekonomi, miljöekonomi, medicin och olika naturvetenskaper.

Skadekostnadsansatsen ställer således stora krav på tillgänglig kunskap för att fungera. Det är därför naturligt att ställa sig följande fråga: Om tillgänglig kunskap är så pass liten att ett kalkylvärde för en viss förorening inte kan beräknas med hjälp av skadekostnadsansatsen, är det då bättre att beräkna kalkylvärdet för denna förorening med hjälp av någon alternativ ansats än att inte ha något kalkylvärde alls, dvs. i praktiken kalkylvärdet noll? Om svaret är ”ja”, så är åtgärdskostnader en sådan möjlig alternativ värderingsansats. Men som framgick ovan är åtgärdskostnader generellt ingen god approximation av skadekostnader. Givet att skadekostnadsansatsen är ett förstahandsval bör åtgärdskostnaderna snarare användas som en utgångspunkt för en approximation av skadekostnaderna. En sådan approximation skulle exempelvis kunna vara åtgärdskostnaderna plus ett påslag, där en rimlig storlek på påslaget identifieras med hjälp av resonemang beträffande MSK- och MÅK-kurvornas troliga utseende kring den utsläppsnivå som är aktuell.

## 5.2 Vilka luftföroreningar bör prioriteras i fortsatt arbete?

Genomgången i kapitel 3 indikerar att för **hälsoeffekter** är, utifrån effekterna i sig och tillgången på kunskap om effektkedjor, de luftföroreningssammansättningar som i första hand bör komma ifråga för revidering och komplettering av kalkylvärdena följande:

- Partikulärt material med storlek mindre än 2,5 mikrometer ( $PM_{2.5}$ ) (“avgaspartiklar”)
- Partikulärt material med storlek mellan 2,5 och 10 mikrometer ( $PM_{10-2.5}$ ) (“slitagepartiklar”)
- Bens(a)pyren (BaP)

För samtliga dessa föroreningar kan tillgången på skattade samband mellan exponering och respons bedömas som god. För  $PM_{2.5}$  och  $PM_{10-2.5}$  (eller  $PM_{10}$ ) bedöms dessutom tillgången på skattade samband mellan utsläpp och exponering som god, medan motsvarande tillgång för BaP är oklar. Vidare framgår av kapitel 3 att följande hälsoeffekter bör beaktas beträffande responsen av dessa föroreningar:

- *Dödlighet*
- *Sjukhusinläggningar för ett antal hjärt-kärlsjukdomar och luftvägssjukdomar*
- *Akutbesök för astma och hjärt-kärlsjukdom*
- *Ökning av astmasymptom och andra luftvägssymptom*
- *Inskränkningar i människors aktiviteter, t.ex. frånvaro från arbete*

För **miljöeffekter** indikerar genomgången i kapitel 4 att de luftföroreningskomponenter som i första hand bör komma ifråga för revidering och komplettering av kalkylvärdena är följande:

- SO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub> och sekundära föreningar på grund av *försurningseffekter på mark och vatten i södra Sverige*
- NO<sub>x</sub>, NH<sub>3</sub> och sekundära föreningar på grund av *övergödningseffekter på havsmiljön runt Sverige*
- Marknära ozon på grund av *skador på skog och grödor i södra Sverige*
- Avgas- och slitagepartiklar (PM<sub>2.5</sub> och PM<sub>10-2.5</sub>) på grund av *effekter på kulturmiljön (t.ex. skador på material och konstruktioner)*
- Korroderande ämnen (bl.a. SO<sub>2</sub>) på grund av *effekter på kulturmiljön (särskilt lokala trafikmiljöer som broar, tunnlar och trånga gaturum).*

För miljöeffekter är kunskapen om hela effektkedjan generellt sämre än för hälsoeffekter. Med undantag för marknära ozon finns i allmänhet endast begränsad kunskap om sambanden mellan exponering och respons. Situationen är bättre beträffande tillgången på skattade samband mellan utsläpp och exponering.

### 5.3 Hur bör fortsatt arbete läggas upp?

Att utveckla, revidera och komplettera effektkedjemodeller är av central betydelse för att skadestansansatsen ska kunna tillämpas. För vissa hälsoeffekter är kunskapen om effektkedjesamband relativt god, men mycket utvecklingsarbete återstår för att exempelvis koppla ihop olika tillgängliga modellverktyg och bedöma vilka förenklingar som är rimliga som underlag för kalkylvärden som kan vara tillämpbara i olika delar av Sverige. Som framgår av avsnitt 3.3 kan rimligheten i att skilja mellan ”lokala” och ”regionala” effekter ifrågasättas när det gäller värdering av hälsoeffekter. En lämpligare ansats kan vara att skapa ett typortssystem för olika delar av Sverige.

För miljöeffekter är det nödvändigt att ta betydligt mer grundläggande steg framåt i arbetet med effektkedjemodeller. I avsnitt 4.7 identifierades utvecklingsbehov bestående av en rad olika typer av utmaningar. En central fråga är man ska hantera det faktum att det för många luftföroreningar saknas exponering-respons-samband – enbart kritiska halter eller kritiska belastningar har definierats. En annan central fråga är hur effekter av aggregat av föroreningar ska kunna hänföras till utsläpp av specifika ämnen.

Hur arbetet med effektkedjemodeller i mer detalj bör gå vidare är en komplex fråga och kan inte bedömas utifrån resultaten från den här förstudien. Vårt förslag är att arbetet inleds med ett antal workshoppar som sammanför olika aktörer med kunskap om och tillgång till modellverktyg som behöver kopplas samman för att knyta ihop skadestansnader med utsläpp, lämpligen med fokus på de luftföroreningskomponenter som listades i avsnitt 5.2. Sådana aktörer är t.ex. SMHI, Naturvårdsverket, Trafikverket och IVL.

Skadestansansatsen förutsätter vidare tillgång på ekonomiska värderingar av hälso- och miljöeffekter. I avsnitt 5.2 listades i kursiv stil vilka huvudsakliga effekter som är kopplade

till de luftföroreningskomponenter som i första hand bör komma ifråga för revidering och komplettering av kalkylvärden. Inom ramen för denna förstudie har det dock inte ingått att gå igenom kunskapsläget beträffande värderingar av dessa effekter. Det finns därför ett behov av en sådan genomgång i syfte att (a) ta fram aktuella skattningar av skadekostnader, (b) identifiera kunskapsluckor beträffande skadekostnader och (c) identifiera vad som fordras för att fylla sådana luckor i form av exempelvis nya hälsoekonomiska eller miljöekonomiska värderingsstudier i enlighet med de metoder som är förankrade i skadekostnadsansatsen (se översikt i t.ex. Freeman et al., 2014). I ett sådant arbete bör också ingå att bedöma möjligheten att, tills kunskapsluckor rörande skadekostnader har fyllts, använda andra värderingsansatser än skadekostnadsansatsen, t.ex. med hjälp av åtgärds-kostnader justerade på rimligt sätt för att kunna approximera skadekostnader.

# Referenser

Ahtiainen, H., Artell, J., Czajkowski, M., Hasler, B., Hasselström, L., Huhtala, A., Meyerhoff, J., Smart, J. C. R., Söderqvist, T., Alemu, M. H., Angeli, D., Dahlbo, K., Fleming-Lehtinen, V., Hyytiäinen, K., Karlõševa, A., Khaleeva, Y., Maar, M., Martinsen, L., Nõmman, T., Pakalnite, K., Oskolokaite, I., Semeniene, D., 2014. Benefits of meeting nutrient reduction targets for the Baltic Sea – a contingent valuation study in the nine coastal states. *Journal of Environmental Economics and Policy* 3, 278-305.

Ashmore, M. R., Wilson, R. B. (Eds.), 1994. Critical levels of air pollutants for Europe. Background papers prepared for the UNECE workshop on critical levels, Egham, UK, 23-26 March 1992. London, Department of the Environment.

Andersson, B., 1994. Korrosionskostnader orsakad av SO<sub>2</sub>-emissioner – En beräkning för Sverige 1991. Bilaga till SWEEA, Svenska Nationalräkenskaper. Konjunkturinstitutet.

Beelen R., Raaschou-Nielsen O., Stafoggia M., et al., 2014. Effects of long-term exposure to air pollution on natural-cause mortality: an analysis of 22 European cohorts within the multicentre ESCAPE project. *Lancet* 383:785-95.

Bertills U., von Brömssen, U., Sarr, M., 1989. Försurningsläget i enskilda vattentäkter i Sverige. Naturvårdsverket. Rapport 3567.

CLRTAP, 2004. Manual on Methodologies and Criteria for Modelling and Mapping Critical Loads & Levels and Air Pollution Effects, Risks and Trends. [www.icpmapping.org](http://www.icpmapping.org).

CLRTAP, WGE. Impacts of air pollution on ecosystems, human health and materials under different Gothenburg Protocol scenarios. Report from the Working Group on Effects.

Ekstrand, S., 1991. Effekter av luftföroreningar från vägtrafik på närliggande skog. Flygbildstolkning av kronutglesning på gran. IVL Rapport B1016.

EU COM, 2013. A Clean Air Programme for Europe, 18.12.2013 COM (2013) 918 final.

Falkengren, U., 1986, Soil acidification and vegetation changes in deciduous forest in southern Sweden. *Oecologia* 70, 339-347.

Freeman III, A. M., Herriges, J.A., Kling, C. L., 2014. The Measurement of Environmental and Resource Values: Theory and Methods. Third Edition. RFF Press, New York.

Fölster, J., Valinia, S., Sandin, L., Futter, M., 2014. För var dag blir det bättre men bra lär det aldrig bli. SLU, Rapport 2014:20.

Gustafsson, M., Forsberg, B., Orru, H., Åström, S., Tekie, H., Sjöberg, K., 2014. Quantification of population exposure to NO<sub>2</sub>, PM<sub>2.5</sub> and PM<sub>10</sub> and estimated health impacts in Sweden 2010. IVL Report B 2197. IVL Svenska Miljöinstitutet AB, Göteborg.

Hultengren, S., Larsson, M-O., 1992. Lavarna och luften på Dal och i Trestad samt i Ulricehamn. Lavfloras utveckling från 1986 till 1992. Naturcentrum AB 1992. 30.



Karlsson, P-E., Danielsson, H., Pleijel, H., Engardt, M., Andersson, C., Andersson, M., 2014. En ekonomisk utvärdering av inverkan av marknära ozon på växtligheten i Sverige. IVL, Svenska Miljöinstitutet, Rapport Nr C 59.

Karolinska Institutet, 2013. Miljöhälsorapport 2013. Karolinska Institutet, Stockholm.  
[http://ki.se/sites/default/files/mhr2013\\_1.pdf](http://ki.se/sites/default/files/mhr2013_1.pdf) (läst 2015-11-19).

Kucera, V., Henriksen, J., Knotnova, D., Sjöström, C., 1993. Model for calculation of corrosion cost caused by air pollution and its application in three cities. I: J.M Costa & A.DS. Mercer (eds.) Progress in the understanding and prevention of corrosion Vol. 1. 24-32.

Kucera, V., Pearce, D. Brodin, Y-W., 1997. Economic evaluation of air pollution damage to materials. Naturvårdsverket, Rapport 4761.

Leksell I., 2000. Health costs of particle emissions – economic valuation of increased mortality due to exhaust emissions of fine particles. Doktorsavhandling. Department of Physical Resource Theory. Chalmers university of Technology and Göteborg University.

Lombardo, T., Ionescu, S., 2009. Soiling of exposed materials and dose-response functions for modern glass. CLRTAP, ICP Materials Report No 59.

Mellin A., Nerhagen L., 2010. Health effects of transport emissions. A review of the state of the art of methods and data used for external costs calculations. Centre for transport studies, Stockholm, 2010.

Naturvårdsverket, 2015a. Informative Inventory Report Sweden 2015. Annexes.  
<http://www.naturvardsverket.se/upload/sa-mar-miljon/klimat-och-luft/luft/luftfororeningar/iir-sweden-2015-report.pdf> (läst 2015-11-19).

Naturvårdsverket, 2015b. Mål i sikte. Analys och bedömning av de 16 miljökvalitetsmålen i fördjupad utvärdering 2015. Naturvårdsverket, Rapport 6662.

Nerhagen, L., Forsberg, B., Johansson, C., Lövenheim, B., 2005. Luftföroreningarnas externa kostnader. Förslag på beräkningsmetod för trafiken utifrån granskning av ExternE-beräkningar för Stockholm och Sverige. VTI rapport 517. Väg- och trafikforskningsinstitutet.

Omstedt, G., et al.. 2010. Kartläggning av partiklar i Sverige - halter, källbidrag och kunskapsluckor. SMHI, Meteorologi nr 144.

Persson, C., Langner, J., Robertsson, L., 1994. MATCH: a mesoscale atmospheric dispersion model and its application to air pollution assessments in Sweden. I: Air Pollution and its Application Vol. X (Ed. E. Gryning). Plenum Press, New York och London.

SIKA, 1996. Översyn av samhällsekonomiska kalkylprinciper och kalkylvärden på transportområdet. SIKARapport 1996:6.

SIKA, 1999. Översyn av samhällsekonomiska kalkylprinciper och kalkylvärden på transportområdet. SIKARapport 1999:6. Tillgänglig på  
[http://trafa.se/PageDocuments/sr\\_1999\\_6.pdf](http://trafa.se/PageDocuments/sr_1999_6.pdf) (läst 2015-11-19).

SIKA, 2002. Översyn av samhällsekonomiska kalkylprinciper och kalkylvärden på transportområdet. SIKA-rapport 2002:4. Tillgänglig på [http://trafa.se/PageDocuments/sr\\_2002\\_4r3.pdf](http://trafa.se/PageDocuments/sr_2002_4r3.pdf) (läst 2015-11-19).

SIKA, 2005a. Förslag till reviderade värderingar av trafikens utsläpp till luft. SIKA PM 2005:10. Tillgänglig på [http://trafa.se/globalassets/sika/sika-pm/pm\\_2005\\_10.pdf](http://trafa.se/globalassets/sika/sika-pm/pm_2005_10.pdf) (läst 2015-11-19).

SIKA, 2005b. Arbetet med att utveckla värderingar för trafikens avgasutsläpp till luft. SIKA PM 2005:9. [http://trafa.se/globalassets/sika/sika-pm/pm\\_2005\\_9.pdf](http://trafa.se/globalassets/sika/sika-pm/pm_2005_9.pdf) (läst 2015-11-24).

SIKA, 2007. Vägtrafikens externa effekter 2006. PM 2007:1. Tillgänglig på [http://trafa.se/PageDocuments/pm\\_2007\\_1.pdf](http://trafa.se/PageDocuments/pm_2007_1.pdf) (läst 2015-11-19).

SOU 1996:53. Kalkning av sjöar och vattendrag. Betänkande av Kalkningsutredningen. Stockholm 1996.

Skånberg, K., 1994. En beräkning av skogsförsurningens skadekostnader. Bilaga till SWEEA, Svenska Nationalräkenskaper. Konjunkturinstitutet.

Tidblad, J., et al., 2010. Economic assessment of corrosion and soiling of materials including cultural heritage. CLRTAP, ICP Materials Report No 65.

Tidblad, J., et al., 2014. Trends in pollution, corrosion and soiling 1987-2012. CLRTAP, ICP Materials Report No 76.

Tolstoy, N., Andersson, G., Kucera, A., Sjöström, C., 1989. Utvändiga byggnadsmaterial – mängder och nedbrytning. Statens Inst. för Byggnadsforskning. Meddelande M:25.

Trafikverket, 2012. Introduktion till samhällsekonomisk analys. Samhällsekonomi och modeller PM 2012:01. Trafikverket, Borlänge.

Trafikverket, 2015. Samhällsekonomiska principer och kalkylvärden för transportsektorn: ASEK 5.2. Kapitel 11, Kostnad för luftföroreningar. Version 2015-04-01, Trafikverket, Borlänge.

WHO, 2013. Regional Office for Europe. Review of evidence on health aspects of air pollution – REVIHAAP Project. Technical Report. Tillgänglig på: [http://www.euro.who.int/\\_data/assets/pdf\\_file/0004/193108/REVIHAAP-Final-technical-report-final-version.pdf](http://www.euro.who.int/_data/assets/pdf_file/0004/193108/REVIHAAP-Final-technical-report-final-version.pdf) (läst 2015-11-19).



Detta är baksidan på rapporten. Den måste vara på jämn sida, lägg in en blank sida före om det behövs.



Trafikverket, XXX XX Ort. Besöksadress: Gata XX.  
Telefon: 0771-921 921, Texttelefon: 010-123 99 97

[www.trafikverket.se](http://www.trafikverket.se)