

RAPPORT

Underlag för reviderade ASEK-värden för luftföroreningar

Slutrapport från projektet REVSEK

Tore Söderqvist¹, Cecilia Bennet², Hedi Katre Kriit³, Johan Tidblad⁴, Jessica Andersson⁴,
Sven-Arne Jansson³, Mikael Svensson⁵, Jenny Wallström¹, Camilla Andersson², Hans Orru³,
Johan N. Sommar³, Bertil Forsberg³

¹ Anthesis Enveco AB

² SMHI

³ Institutionen för folkhälsa och klinisk medicin, Umeå universitet

⁴ RISE KIMAB

⁵ Sahlgrenska Akademin, Göteborgs universitet

2019-11-20



Trafikverket

Postadress: Adress, Post nr Ort

E-post: trafikverket@trafikverket.se

Telefon: 0771-921 921

Dokumenttitel: Underlag för reviderade ASEK-värden för luftföroreningar: Slutrapport från projektet REVSEK

Författare: Tore Söderqvist, Cecilia Bennet, Hedi Katre Kriit, Johan Tidblad, Jessica Andersson, Sven-Arne Jansson, Mikael Svensson, Jenny Wallström, Camilla Andersson, Hans Orru, Johan N. Sommar, Bertil Forsberg

Dokumentdatum: 2019-11-20

Innehåll

FÖRORD	7
FÖRFATTARNAS FÖRORD	9
FÖRKORTNINGAR	11
0. SAMMANFATTNING.....	15
1. INLEDNING	20
1.1. Bakgrund.....	20
1.2. Metod	23
1.2.1. Skadekostnadsansatsen och behovet av effektkedjor	24
1.2.2. Några metodaspekter	28
1.2.3. Rapportens uppläggning	29
2. EMISSIONER OCH BEFOLKNINGSEXPONERING	30
2.1. Allmänt om emissioner från vägtrafiken	30
2.2. Underlag om samband mellan emissioner och exponering	30
2.2.1. Inledning	30
2.2.2. Nationella emissions- och exponeringsdata	31
2.2.3. Lokala emissions- och exponeringsdata.....	32
2.2.4. Fiktiva beräkningsexempel.....	33
2.3. Tillämpade antaganden.....	34
2.3.1. Inledning	34
2.3.2. Hälsoeffekter.....	34
2.3.3. Nedsmutsning	35
2.4. Diskussion	35
3. HÄLSOEFFEKTER.....	36
3.1. Inledning	36
3.2. Val av hälsoeffekter och ER-samband	37
3.2.1. Inledning	37
3.2.2. Inkluderade hälsoeffekter/-utfall.....	37
3.2.3. Beräkning av tillskrivna fall per befolkningsexponering	43
3.3. Skadekostnader för hälsoeffekter	44
3.3.1. Inledning	44
3.3.2. Skadekostnader som inkluderas	45
3.3.3. Hälsovärdering genom betalningsvilja eller QALY	46
3.4. Generalisering av kostnader per emission.....	48
3.4.1. Inledning	48

3.4.2.	Mortalitet	48
3.4.3.	Morbiditet	49
3.4.3.1.	Stroke	50
3.4.3.2.	Hjärtinfarkt	51
3.4.3.3.	Diabetes	51
3.4.3.4.	Kroniskt obstruktiv lungsjukdom (KOL)	52
3.4.3.5.	Barnastma	52
3.4.3.6.	Förtida födsel	53
3.4.3.7.	Sjukdagar - Restricted activity days (RAD)	53
3.4.3.8.	Populationens QALY-vikter	54
3.4.4.	Beräknade kostnader per fall	54
3.4.5.	Summering till kostnader per emission	56
3.4.6.	Känslighetsanalys	58
3.5.	Diskussion	59
3.6.	Rekommendation beträffande ASEK-kalkylvärden	61
4.	KULTURMILJÖEFFEKTER	63
4.1.	Avgränsning av effekter och skadekostnader	63
4.2.	Direkta kostnader för nedsmutsning	65
4.2.1.	Effektkedja	65
4.2.2.	Modell för beräkning av kostnader	65
4.2.3.	Kritisk dos för nedsmutsning	66
4.2.4.	Mängd fasadarea per invånare	68
4.2.5.	Åtgärds kostnad per fasadarea	69
4.2.6.	Diskontering	71
4.2.7.	Kostnadsberäkning och känslighetsanalys	73
4.3.	Indirekta kostnader för nedsmutsning	75
4.4.	Summering och exempel på olika kostnadsberäkningar	76
4.5.	Rekommendation beträffande ASEK-kalkylvärde	77
5.	NATURMILJÖEFFEKTER	78
5.1.	Inledning	78
5.2.	Marknära ozon	80
5.2.1.	Inledning	80
5.2.2.	Beräkningar av ozonexponering till följd av emissionsförändringar från trafik	83
5.2.3.	Skadekostnader för ozonexponering av växtlighet	85
5.2.4.	Summering av modellresultat och skadekostnader	86
5.2.5.	Rekommendation beträffande ASEK-kalkylvärden	92
5.3.	Marin övergödning	94
5.3.1.	Inledning, introduktion till vårt tillvägagångssätt	94
5.3.2.	Övergödning av Östersjön och bidrag till N-tillförsel till Östersjön genom luftutsläpp av NOx och NH3	95

5.3.3.	Värdering av NO _x och NH ₃ genom resultat från värderingsstudier av minskad marin övergödning.....	98
5.3.4.	Känslighetsanalys och diskussion.....	101
5.3.5.	Rekommendation beträffande ASEK-kalkylvärden	103
6.	SLUTSATSER OCH FÖRSLAG	104
6.1.	Sammanställning av rekommendationer beträffande ASEK-kalkylvärden.....	104
6.2.	Förslag till fördjupade analyser	106
7.	BILAGOR.....	109
	REFERENSER.....	110

Förord

Föreliggande rapport utgör slutredovisningen av forskningsprojektet "Underlag för reviderade ASEK-värden för luftföroreningar (REVSEK)" som genom finansiering av Trafikverket har genomförts under perioden 2018-06-01 till 2019-04-30 av Umeå universitet, Göteborgs universitet, Anthesis Enveco AB, SMHI och Swerea KIMAB.

Trafikverkets projektsponsor har varit Peo Nordlöf, PLee och kontaktperson Gunnel Bångman, PLee.

Borlänge 3 juli 2019

Gunnel Bångman

Författarnas förord

Författarna vill tacka alla som gett synpunkter på vårt arbete och tidigare rapportversioner. Vi vill särskilt tacka projektets referensgrupp och deltagarna på det granskningsseminarium som hölls den 27 maj 2019 på Trafikverket i Solna. Vidare vill vi ge ett särskilt tack till Tom Bellander och Stefan Åström, som inför detta granskningsseminarium granskade en tidigare version av rapporten och som gav oss värdefulla och konstruktiva kommentarer. Ansvar för eventuella kvarstående brister och ofullkomligheter är naturligtvis enbart vårt eget.

Stockholm, Norrköping, Umeå och Göteborg i juli 2019

Tore Söderqvist¹, Cecilia Bennet², Hedi Katre Kriit³, Johan Tidblad⁴, Jessica Andersson⁴, Sven-Arne Jansson³, Mikael Svensson⁵, Jenny Wallström¹, Camilla Andersson², Hans Orru³, Johan N. Sommar³, Bertil Forsberg³

¹ Anthesis Enveco AB

² SMHI

³ Institutionen för folkhälsa och klinisk medicin, Umeå universitet

⁴ RISE KIMAB

⁵ Sahlgrenska Akademin, Göteborgs universitet

Rättelse

I samband med granskningsseminariet för projektrapporten den 27 maj 2019 föreslogs från författarna att antagandet om en förlust av 1 år vid dödsfall orsakade av korttidsexponering skulle viktas ned utifrån QALY-värdet för livskvalitet som rapporterats för 80-89-åringar i Sverige. När detta steg senare infördes i beräkningsverktyget (excelbilagan) kom av misstag även förlusten vid dödsfall relaterade till långtidsexponering att justeras ned, med följden att också värderingen justerades ned. Detta misstag som fanns med i rapportversionen daterad 2 juli 2019 har rättats i denna reviderade rapportversion.

Stockholm, Norrköping, Umeå och Göteborg den 20 november 2019

Författarna

Förkortningar

ACS	American Cancer Society
AOT ₄₀	Accumulated exposure over a threshold of 40 ppb(v). I avsnitt 5.2 avser tilläggsbokstaven F skog och C jordbruksgrödor.
ASEK	Analysmetod och samhällsekonomiska kalkylvärden för transportsektorn
BC	Black carbon (sot)
BMI	Body mass index
CBA	Cost-benefit analysis (kostnads-nyttoanalys)
CE	Choice experiment
CLRTAP	Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution, FNs Luftvårdskonvention
CO	Koloxid
COPD	Chronic obstructive pulmonary disease (jfr KOL)
CPS	Cancer Prevention Study
CV	Contingent valuation
DALY	Disability adjusted life years (funktionsnedsatta levnadsår)
DK	Direkta behandlingskostnader, se avsnitt 3.3.2
ÉCLAIRE	Effects of Climate Change on Air Pollution and Response Strategies for European Ecosystems
EMEP	European Monitoring and Evaluation Program
ER	Exponering-respons
ERF	Exponering-responsfunktion(er)
ERS	European Respiratory Society
EQ-5D	European Quality of Life – 5 Dimensions (EQ-5D™ är ett varumärke som tillhör EuroQol Group)

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
GES	Good environmental status (god miljöstatus)
HEATCO	Developing Harmonised European Approaches for Transport Costing and Project Assessment
HELCOM	Baltic Marine Environment Protection Commission - Helsinki Commission
HBEFA	The Handbook Emission Factors for Road Transport, www.hbefa.net
HRAPIE	Health Risks of Air Pollution in Europe
IIASA	International Institute for Applied Systems Analysis
ICD	International Statistical Classification of Diseases and Related Health Problems
ICH	Intracerebral haemorrhage
ICP	International Co-operative Programme
IS	Ischemic stroke
k.i.	Konfidensintervall
KOL	Kroniskt obstruktiv lungsjukdom, jfr COPD
KPI	Konsumentprisindex
MATCH	Multi-scale Atmospheric Transport and CHemistry model, http://www.smhi.se/forskning/forskningsomraden/luftmiljo/spridningsmodellen-match-1.601
MSK	Marginell skadekostnad
MÅK	Marginell åtgärds kostnad
N	Kväve
NA	Not applicable (ej tillämplig)
NFR	Nomenclature for reporting
NH ₃	Ammoniak

NH ₃ -N	Ammoniakkväve; kväveinnehållet i ammoniak
NICE	National Institute for Health and Care Excellence
NMVOG	Non-methane volatile organic compounds (flyktiga organiska ämnen utom metan)
NO ₂	Kvävedioxid
NO _x	Kväveoxider
NO _x -N	NO _x -kväve; kväveinnehållet i kväveoxider och dess omvandlingsprodukter
O ₃	Ozon
PCI	Percutan coronar intervention
pers	Personer
PK	Produktionskostnader, se avsnitt 3.3.2
PM _{2.5}	Partikulärt material ("partiklar") med storlek mindre än 2,5 mikrometer
PM ₁₀	Partikulärt material ("partiklar") med storlek mindre än 10 mikrometer.
PM ₁₀ -PM _{2.5}	Partikulärt material ("partiklar") med storlek mellan 2,5 och 10 mikrometer (PM _{2.5} -10)
PODY	Phytotoxic ozone dose
ppb(v)	Parts per billion by volume (miljarddels volymdelar)
PRISMA	Preferred Reporting Items for Systematic Reviews and Meta-Analyses, http://www.prisma-statement.org
QALY	Quality adjusted life years (kvalitetsjusterade levnadsår)
RAD	Restricted activity days (sjukdagar)
REVIHAAP	Review of Evidence on Health Aspects of Air Pollution
SCAC	Swedish Clean Air and Climate Research Program, www.scac.se
SCB	Statistiska centralbyrån
SF-36	36-item Short Form Health Survey

SMED	Svenska miljöemissionsdata, www.smed.se
SO ₂	Svaveldioxid
T2DM	Diabetes mellitus typ 2
TTO	Time-trade off
TV	Totalt ekonomiskt värde, se avsnitt 3.3.2
USEPA	US Environmental Protection Agency
VAS	Visual analogue scale
VOC	Volatile organic compounds (flyktiga organiska ämnen)
VOLY	Value of life year lost
VSL	Value of a statistical life (värdet av ett statistiskt liv)
WHO	World Health Organization
WTA	Willingness to accept compensation (kompensationskrav)
WTP	Willingness to pay (betalningsvilja)

0. Sammanfattning

I Trafikverkets *Analysmetod och samhällsekonomiska kalkylvärden för transportsektorn* (ASEK) ingår ett antal kalkylvärden som används i transportsektorns samhällsekonomiska analyser för att i sådana analyser kunna värdera exempelvis utsläpp av föroreningar och trafiksäkerhetsrisker ekonomiskt. Kapitel 11 i version 6.1 av ASEK redovisar de kalkylvärden som för närvarande används för luftföroreningar förutom växthusgaser (Trafikverket, 2018). Tidigare studier har indikerat att det finns brister med de nuvarande kalkylvärdena och att det därför finns ett stort behov av att revidera och komplettera dessa värden. Den här rapporten redovisar resultat från projektet *Underlag för reviderade ASEK-värden för luftföroreningar* (REVSEK), som med finansiering av Trafikverket genomfördes under 2018-19 i syfte att åstadkomma ett underlag för reviderade ASEK-värden för luftföroreningar (exklusive växthusgaser) från vägtrafiken utifrån de senaste vetenskapliga resultaten.

För att med en relativt liten budget och på relativt kort tid (elva månader) ta fram ett så bra underlag som möjligt fokuserade projektet på följande forskningsfrågor:

- a. Vilka hälsoutfall finns det tillräcklig vetenskaplig evidens för, vilka exponering-responsfunktioner bör användas och för vilken eller vilka luftföroreningskomponenter?
- b. Vilka är skadekostnaderna för de relevanta hälsoutfallen enligt (a)?
- c. Vad är befolkningsexponeringen av luftföroreningar enligt (a) och vad är en lämplig generalisering av denna exponering (t.ex. i form av olika stora tätorter)?
- d. Vad är skadekostnaden per kg NO_x respektive NH₃ till följd av marina övergödningseffekter?
- e. Går det att modellera hur utsläpp av NO_x och VOC ger upphov till marknära ozon, så att kostnaderna för ozonets inverkan på växtlighet kan kopplas ihop med utsläppen?
- f. Vad är skadekostnaden per kg PM₁₀ till följd av nedsmutsning av byggnader?

Projektet genomfördes av en multidisciplinär grupp från följande organisationer: Umeå universitet (huvudman för projektet, med Bertil Forsberg som kontraktsinnehavare), Anthesis Enveco AB, Göteborgs universitet, RISE KIMAB och SMHI.

En metodmässig utgångspunkt för projektet har varit att utgå från skadekostnadsansatsen, dvs. att reviderade kalkylvärden bör vara baserade på hur luftföroreningar faktiskt påverkar människor genom olika hälso- och miljöeffekter. Att följa skadekostnadsansatsen ställer stora krav på kunskap om de kausala sambanden mellan utsläpp och skadekostnader. Sådana samband brukar allmänt beskrivas av följande effektkedja: Utsläpp (emissioner) 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 effekterna resulterar i. För att komma fram till den ekonomiska värderingen, och därmed till belopp som kan ligga till grund för reviderade kalkylvärden, krävs därför en avsevärd mängd information, avgränsningar och överväganden. För att göra beräkningarna så transparenta som möjligt finns beräkningsdetaljerna redovisade i fyra separata Excel-filer. Beräkningarna har separerats i olika steg för att underlätta framtida omräkningar och revideringar när nya resultat framkommer eller för att uppdatera resultat utifrån t.ex. prisförändringar. Till transparensen bidrar vidare en översiktlig redovisning i tabellform ("tratt-tabeller") av vilka hälso- och miljöeffekter och därmed förknippade kostnader som har kunnat kvantifierats med hänsyn till underlag och evidens.

Rapporten består av sju kapitel. Efter ett inledningskapitel handlar kapitel 2 om rapporterade utsläpp från vägtrafiken och hur befolkningen uppskattas bli exponerad för dessa utsläpp, dvs. forskningsfråga (c) ovan. Kapitel 3 handlar om hälsoeffekter (forskningsfråga (a) och (b)), kapitel 4 om kulturmiljöeffekter med fokus på nedsmutsning (forskningsfråga (f)) och kapitel 5 om naturmiljöeffekter med fokus på marknära ozon och marin övergödning (forskningsfrågorna (d) och (e)). I kapitlen 3-5 finns rekommendationer beträffande ASEK-kalkylvärden utifrån resultaten i kapitlen. Dessa rekommendationer finns sammanställda i kapitel 6, som även innehåller ett antal förslag till fördjupade analyser som bör genomföras för att ytterligare förbättra underlaget för ASEK-kalkylvärden för luftföroreningar. I kapitel 7 listas de fyra separata Excel-filer som utgör bilagor till rapporten.

När det gäller **emissioner och befolkningsexponering** hade beräkningarna underlättats mycket om det hade funnits ekonomiska resurser att uppdatera lokala trafikdata och utföra geografiskt högupplösta spridningsmodellerings för hela landet, men detta låg helt utanför ramen för projektet. För sambanden mellan utsläpp och exponering har vi istället fått använda en förenklad ansats utifrån nationella respektive lokala data om emissioner och exponering. Nationella emissionsdata och exponeringsberäkningar indikerar att 1 ton per år slitageemissioner uttryckt som PM₁₀ från vägtrafiken motsvarar en årsmedelxponering på $885 \mu\text{g}/\text{m}^3 \times \text{personer}$ ($\mu\text{g m}^{-3} \text{ pers}$). För avgaspartiklar, som utgör en liten del av emissionerna av PM_{2.5}, erhålls med nationella data en årsmedelxponering på $1\,170 \mu\text{g m}^{-3} \text{ pers ton}^{-1}$. Utifrån beräkningsresultat med spridningsmodellering och befolkningsdata med hög upplösning för vissa enskilda platser, städer eller områden är det dock tydligt att samma emission kan leda till betydande skillnader i den lokala exponeringen främst beroende på befolkningsstorleken i närområdet.

För **hälsoeffekter** har utgångspunkten varit att de primära emissionernas effekter i närområdet är avgörande för utfallet av hälsoeffekter, samt att fokus ska läggas på partiklar som PM_{2.5}, men även grovfraktionen inom PM₁₀ (2,5-10 μm) behöver beaktas eftersom slitagepartiklarna (vägdamm) till stor del faller inom denna. Följande hälsoeffekter inkluderades i analysen: Mortalitet, incidens av hjärtinfarkt, incidens av stroke, incidens av KOL, incidens av astma hos barn som för en stor andel består i vuxen ålder, för tidig födsel och sjukdagar. Kostnaderna till följd av dessa hälsoeffekter skattades utifrån tillgängliga kostnadsstudier. Tydliga kunskapsluckor vad avser t.ex. vissa delkostnader för vissa hälsoeffekter återstår att fylla för de flesta hälsoutfall. *Rekommendationen* beträffande ASEK-kalkylvärden för luftföroreningar till följd av hälsoeffekter från den svenska vägtrafiken sammanfattas i tabell 0.1. Eftersom inte all exponering beaktas och fler hälsoutfall torde påverkas är rekommendationen att anta att värdena minst uppgår till dessa belopp. Det är önskvärt att de värden per kg utsläpp som anges baserade på det nationella förhållandet mellan emission och exponering ($885 \mu\text{g m}^{-3} \text{ pers ton}^{-1}$) vid tillämpningar

justeras uppåt eller nedåt till ett lämpligt förhållande. Detta kan för specifika projekt beräknas vid en spridningsmodellering med befolkningsdata eller uppskattas med enklare metoder. Av samma skäl anges också en kostnad uttryckt som kr per $\mu\text{g}/\text{m}^3 \times \text{personer}$ ($\text{kr } \mu\text{g}^{-1} \text{ m}^3 \text{ pers}^{-1}$). Från en mindre stad till ett avgränsat storstadsområde kan det vara minst 10 gångers skillnad i den befolkningsexponering man får vid en given emission.

Beräkningar enligt värdena i tabell 0.1 kan göras med uppdelning på utsläpp som 1 + 4, 2 + 5 eller 2 + 3 + 4. Värdena i tabellen används alltså som faktorer som multipliceras med relevant enhet för viss typ av partiklar, exempelvis $6\,900 \times \text{kg}$ avgaspartiklar + $1\,400 \times \text{kg}$ slitagepartiklar som PM₁₀.

Tabell 0.1. Genomsnittligt monetärt värde av minskade utsläpp respektive exponering för hälsoeffekter från den svenska vägtrafiken, samt konfidensintervall från Monte Carlo-analys för att illustrera osäkerheten i skattningen.

	Skadekostnader i kr per kg utsläpp givet den generella nationella befolknings-exponeringen*	Skadekostnader i kr $\mu\text{g}^{-1} \text{ m}^3 \text{ pers}^{-1}$ (årsmedelvärde)	Monte Carlo 95 % k.i. för skadekostnader i kr per kg utsläpp givet den generella nationella befolknings-exponeringen*
1. PM _{2.5} (totalt)	6 900	7 800	2 900 – 15 000
2. Avgaspartiklar	6 900	7 800	2 900 – 15 000
3. Slitagepartiklar som PM _{2.5}	6 900	7 800	2 900 – 15 000
4. Slitagepartiklar i grovfraktionen	40	45	11 - 160
5. Slitagepartiklar som PM₁₀ (totalt)	1 400	1 600	630 – 3 200

* Den generella nationella befolkningsexponeringen, $885 \mu\text{g m}^{-3} \text{ pers ton}^{-1}$, baseras här på förhållandet för slitageemissioner uttryckt som PM₁₀.

För **kulturmiljöeffekter i form av nedsmutsning** avses den visuella effekt där exponerade fasadytor blir mörkare på grund av luftföroreningar, främst då PM₁₀. Den negativa effekten av nedsmutsning uppstår när observatören identifierar effekten som oacceptabel. Ytorna för olika material ger olika intryck av smutsighet och har därför olika kritiska värden där smutsigheten är oacceptabel. Den kritiska dosen för nedsmutsning beror på både exponering-responsfunktionen och den kritiska nedsmutsningsnivån. Den kritiska

dosen ska tolkas som den dos vid vilken en rationell fastighetsägare väljer att renovera. Den ska inte misstolkas som en nivå vid vilken nedsmutsningen först börjar märkas. Utifrån genomgångar av olika exponering-responsfunktioner, kritiska nedsmutsningsnivåer, mängden fasadarea per invånare, åtgärds kostnader per fasadarea och indirekta kostnader av nedsmutsning i form av välbefinnandeförluster till följd av förfall kunde den totala personhalkostnaden till följd av nedsmutsning skattas till 360 kr $\mu\text{g}^{-1} \text{m}^3 \text{pers}^{-1}$.

Rekommendationen beträffande ASEK-kalkylvärden för luftföroreningar till följd av kulturmiljöeffekter (nedsmutsning) från den svenska vägtrafiken år 2017 blev därför 319 kr per kg PM₁₀ givet den generella nationella befolkningsexponeringen 885 $\mu\text{g m}^{-3} \text{pers ton}^{-1}$. På samma sätt som för hälsoeffekter är det önskvärt att detta värde justeras uppåt eller nedåt för specifika projekt med tillgång till spridningsmodellering och befolkningsdata. Den totala kostnaden för nedsmutsning från den svenska vägtrafiken kan sammanfattas i värdet 360 kr $\mu\text{g}^{-1} \text{m}^3 \text{pers}^{-1}$. Om resultat från spridningsberäkningar kan sammanfattas i en befolkningsviktad halt per utsläpp i enheten $\mu\text{g m}^{-3} \text{pers kg}^{-1}$ kan vi multiplicera med värdet 360 kr $\mu\text{g}^{-1} \text{m}^3 \text{pers}^{-1}$ för att få en kostnad för nedsmutsning i kr per kg PM₁₀.

För **naturmiljöeffekter i form av marknära ozons inverkan på vegetation** har SMHI:s MATCH-modell använts för att simulera hur förändringar av NO_x-utsläpp leder till ändrad ozonexponering på vegetation (skog och jordbruksgrödor) i Sverige. Förändringen i exponering summeras för olika markanvändningar, vilket ger förändringen i exponering per hektar per kg NO_x för olika typer av vegetation. Slutligen användes skadekostnadsdata från tidigare studier för att skatta kostnaden per exponering per hektar för olika typer av vegetation för att få fram en kostnad i kr per kg NO_x. *Rekommendationen* beträffande ASEK-kalkylvärden för luftföroreningar till följd av naturmiljöeffekter av marknära ozon från den svenska vägtrafiken blev att ett nationellt kalkylvärde för utsläpp av NO_x från den svenska vägtrafiken inte bör understiga 1 kr per kg NO_x, eftersom studien avgränsade sig till en delmängd av effekterna av marknära ozon på vegetation. Eftersom simuleringsresultaten tyder på att det finns en icke oväsentlig variation mellan olika landsdelar är det motiverat att använda olika kalkylvärden för utsläppsförändringar i tre olika landsdelar: För NO_x-utsläpp i Norrland bör kalkylvärdet inte understiga ca 0,50 kr per kg, för Svealand bör det inte understiga ca 1 kr per kg och för Götaland bör det inte understiga ca 1,50 kr per kg.

För **naturmiljöeffekter i form av marin övergödning** bidrar den svenska vägtrafiken till dessa effekter genom luftutsläpp av NO_x och NH₃ som leder till tillförsel av kväve till havet. I beräkningarna förenklas situationen genom att hela Sverige betraktas som ett enda utsläppsområde och hela Östersjön från Kattegatt i väster till Bottenhavet i norr som en enda recipient. De övergödningseffekter som luftutsläppen bidrar till tillsammans med övrig tillförsel av kväve och fosfor har varit föremål för ekonomiska värderingsstudier. Dessa har skattat det ekonomiska värdet av minskade övergödningseffekter, exempelvis att få ett klarare vatten och färre algbloomningar. Genom att koppla ihop resultaten från sådana värderingsstudier till vilken minskad mängd kväve och fosfor som behövs för att åstadkomma de värderade övergödningseffekterna beräknades värden i kr per kg N-ekvivalenter. Dessa värden översätts sedan till per kg NO_x respektive per kg NH₃ utifrån resultat om hur mycket varje utsläppt kg NO_x respektive NH₃ från den svenska transportsektorn bidrar till tillförseln av kg N till Östersjön. *Rekommendationen* beträffande ASEK-kalkylvärden för luftföroreningar till följd av naturmiljöeffekter av marin övergödning från den svenska vägtrafiken blev att kalkylvärden för utsläpp av NO_x respektive NH₃ från den svenska vägtrafiken bör inte understiga 2 kr per kg NO_x respektive 8 kr per kg NH₃, eftersom det finns anledning att tro att värdena är försiktiga skattningar.

För samtliga beräknade värden ovan gäller att de har uttryckts i 2017 års prinsnivå. Det ska vidare observeras att värdena uppstår för en minskning (ökning) av utsläpp under ett år. Om utsläppsminskningen (utsläppsökningen) jämfört med ett utgångsläge är permanent på så sätt att den kvarstår även under påföljande år, ska värderingen av det minskade (ökade) utsläppet upprepas för vart och ett av de påföljande åren. Observera också att uppräknings med avseende på reala förändringar i t.ex. priser och betalningsvilja över åren kan då vara nödvändiga. En nuvärdesberäkning blir aktuell om värderingarna för alla år ska summeras.

Beträffande **behov av fördjupade analyser** redovisas ett antal förslag som är angelägna att förverkliga för att ytterligare förbättra underlaget för ASEK-kalkylvärden för luftföroreningar från vägtrafiken. Bland förslagen finns följande: (a) göra särskilda spridningsberäkningar med verkliga miljö- och befolkningsdata, där betydelsen av geografisk upplösning, befolkningstäthet och modellområdets avgränsning kan studeras, samt exemplifiera sambandet mellan utsläpp och exponering i form av fallstudier i vilka spridningsmodellering med befolkningsdata eller skattningar med enklare metoder kan ligga till grund; (b) förbättra underlagen om luftföroreningar och sjukdagar/sjukskrivning; (c) ägna mer tid åt genomgång av möjliga underlag för hälsoutfall som vuxendebuterande astma och effekter på psykiatrisk sjukdom liksom kognitiv svikt och demens; (d) uppdatera uppgifter om materialmängder per person för att förbättra kostnadsskattningarna för nedsmutsning; (e) studera skadekostnader till följd av korrosion; (f) studera skadekostnader till följd av luftföroreningars effekter på biologisk mångfald och gödnings effekter till lands; (g) följa upp vilka slutsatser som dras beträffande vegetationseffekter av marknära ozon mätt utifrån måttet PODY istället för AOT40, och skatta skadekostnader till följd av dessa effekter; (h) komplettera skadekostnadsberäkningarna med de effekter som exponering av marknära ozon och kvävegödsling kan innebära för skogars kapacitet att binda kol och därmed bidra till att avhjälpa eller försämra negativ klimatpåverkan; (i) för marina övergödningseffekter modellera i detalj var i Sverige utsläpp av NO_x och NH₃ sker, i vilket havsområde som nedfall av kväve sker, och hur detta nedfall sedan sprider sig till andra havsområden; (j) göra en statistisk metaanalys av befintliga värderingsstudier av minskade övergödningseffekter i syfte att få en säkrare koppling mellan studiernas resultat och den reduktion som behövs av tillförseln av näringsämnen.

Dessutom behövs ytterligare typer av analyser för att värdera utsläpp av luftföroreningar från andra typer av källor än vägtrafiken, t.ex. industrier, och det vore önskvärt med även sådana analyser, eftersom t.ex. industriutsläpp kan ha andra typer av huvudsakliga effekter än utsläpp från vägtrafiken, exempelvis när det gäller sekundärt bildade partiklar där andra exponering-responssamband blir aktuella.

1. Inledning

1.1. Bakgrund

I Trafikverkets *Analysmetod och samhällsekonomiska kalkylvärden för transportsektorn* (ASEK) ingår ett antal kalkylvärden som används i transportsektorns samhällsekonomiska analyser för att i sådana analyser kunna värdera exempelvis utsläpp av föroreningar och trafiksäkerhetsrisker ekonomiskt. Kapitel 11 i version 6.1 av ASEK redovisar de kalkylvärden som för närvarande används för luftföroreningar förutom växthusgaser (Trafikverket, 2018; se även tabell 1.1 och 1.2). En genomgång av Barregård et al. (2015) indikerade att dessa kalkylvärden kan ifrågasättas av flera olika skäl:

- Kalkylvärdena är gamla och har på senare år enbart uppdaterats genom indexuppräknings.
- Dokumentationen beträffande värdenas tillkomsthistoria är ofullständig.
- Kalkylvärdena är enbart delvis baserade på luftföroreningarnas skadestnader, se även tabell 1.3.
- De kalkylvärden som är baserade på skadestnader avser hälsoeffekter till följd av luftföroreningarna, men det är oklart i vilken grad dessa skadestnader täcker in de faktiska hälsoeffekterna.
- Vissa föroreningar som i dagens situation kan förväntas ha betydelsefulla hälso- och miljöeffekter fångas inte in av kalkylvärdena.

De här bristerna är allvarliga, eftersom de leder till att samhällsekonomiska analyser som använder sig av kalkylvärdena kan bli missvisande. Barregård et al. (2015) bedömde därför att behovet av att revidera och komplettera kalkylvärdena för luftföroreningar är stort. I en uppföljande studie undersökte Söderqvist et al. (2017) kunskapsläget beträffande hälso- och miljöeffekter till följd av olika luftföroreningskomponenter och dessa effekters skadestnader samt föreslog områden där en ytterligare forskningsinsats skulle ha möjlighet att nå fram till förslag till reviderade kalkylvärden. Med bland annat dessa resultat som bakgrund genomfördes 2018-19 projektet *Underlag för reviderade ASEK-värden för luftföroreningar* (REVSEK) med finansiering av Trafikverket. Den här rapporten redovisar resultatet av detta projekt.

Tabell 1.1. ASEK 6.1-värden för luftföroreningars **lokala** effekter i kr per exponeringsenhet och, för Kristianstad, kr per kg utsläpp (2014 års prisnivå). Källa: Tabell 11.2-11.3 i Trafikverket (2018).

Ämne	Värde i kr per exponeringsenhet	Värde i kr per kg utsläpp för exemplet Kristianstad
Kväveoxider (NO _x)	2,0	11
Kolväten (VOC)	3,4	19
Svaveldioxid (SO ₂)	17,2	94
Partiklar (PM _{2.5})	585,9	3 210

Tabell 1.2. ASEK 6.1-värden för luftföroreningars **regionala** effekter i kr per kg utsläpp (2014 års prisnivå). Källa: Tabell 11.1 i Trafikverket (2018).

Ämne	Värde i kr per kg utsläpp
Kväveoxider (NO _x)	86
Kolväten (VOC)	43
Svaveldioxid (SO ₂)	29
Partiklar	0

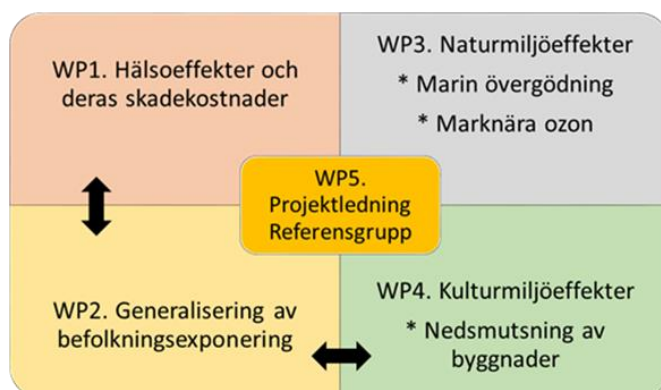
Tabell 1.3. Sammanfattande bild över vilka luftföroreningseffekter som värderas i ASEK 6.1 och hur dessa värden har beräknats. I miljöeffekter inkluderas kulturmiljön (effekter på byggnader och konstruktioner). Källa: Barregård et al. (2015).

Ämne	Lokala effekter		Regionala effekter	
	Hälsa	Miljö	Hälsa	Miljö
Kväveoxider (NO _x)	Skadestånd	Värderas ej	Åtgärdskostnad för att uppnå miljömål	
Kolväten (VOC)	Skadestånd	Värderas ej	Åtgärdskostnad för att uppnå miljömål	
Svaveldioxid (SO ₂)	Skadestånd	Värderas ej	Åtgärdskostnad för att uppnå miljömål	
Partiklar (PM _{2.5})	Skadestånd	Värderas ej, med undantag av skadestånd(?) för nedsmutsning av byggnader	Värderas ej	

Syftet med REVSEK var att åstadkomma ett underlag för reviderade ASEK-värden för luftföroreningar (exklusive växthusgaser) från vägtrafiken utifrån de senaste vetenskapliga resultaten. För att med en relativt liten budget och på relativt kort tid (elva månader) ta fram ett så bra underlag som möjligt fokuserade projektet på följande forskningsfrågor:

- a. Vilka hälsoutfall finns det tillräcklig vetenskaplig evidens för, vilka exponeringsresponsfunktioner bör användas och för vilken eller vilka luftföroreningskomponenter?
- b. Vilka är skadekostnaderna för de relevanta hälsoutfallen enligt (a)?
- c. Vad är befolkningsexponeringen av luftföroreningar enligt (a) och vad är en lämplig generalisering av denna exponering (t.ex. i form av olika stora tätorter)?
- d. Vad är skadekostnaden per kg NO_x respektive NH₃ till följd av marina övergödningseffekter?
- e. Går det att modellera hur utsläpp av NO_x och VOC ger upphov till marknära ozon, så att kostnaderna för ozonets inverkan på växtlighet kan kopplas ihop med utsläppen?
- f. Vad är skadekostnaden per kg PM₁₀ till följd av nedsmutsning av byggnader?

För att kunna besvara forskningsfrågorna utformades REVSEK i form av fem arbetspaket (WP), se även figur 1.1. WP1 handlade om hälsoeffekter och deras skadekostnader för att kunna besvara forskningsfrågorna (a) och (b) ovan, WP2 om generalisering av befolkningsexponering för att kunna besvara forskningsfråga (c), WP3 om naturmiljöeffekter med fokus på marin övergödning och marknära ozon för att kunna besvara forskningsfråga (d) och (e) och WP4 om kulturmiljöeffekter med fokus på nedsmutsning för att kunna besvara forskningsfråga (f). De dubbelriktade pilarna i figur 1.1 indikerar att det fanns ett beroende mellan WP1 och WP2 för att uppnå avsett resultat beträffande hälsoeffekter, och på liknande sätt behövdes både WP4 och WP2 för att uppnå avsett resultat beträffande nedsmutsning. WP5 stod för projektledning inklusive upprättande av en referensgrupp.



Figur 1.1. De fem arbetspaketen i REVSEK.

Multidisciplinärt arbete behövdes för att genomföra REVSEK, vilket återspeglas av sammansättningen av projektets deltagare:

- Umeå universitet (huvudman för projektet): Bertil Forsberg (projektledare och kontraktsinnehavare med Trafikverket samt WP1- och WP2-ledare), Hedi Katre Kriit (WP1), Sven-Arne Jansson (WP1), Johan N. Sommar (WP1, WP2), Hans Orru (WP2).
- Anthesis Enveco AB: Tore Söderqvist (projektkoordinator samt WP3- och WP5-ledare), Jenny Wallström (WP3, WP5).
- Göteborgs universitet: Mikael Svensson (WP1).
- SMHI: Camilla Andersson (WP3), Cecilia Bennet (WP3).
- RISE KIMAB: Johan Tidblad (WP4-ledare), Jessica Andersson (WP4).

En referensgrupp bestående av Anna Brunlöf (Naturvårdsverket), Gunnel Bångman (Trafikverket), Siiri Latvala (Naturvårdsverket) och Stefan Åström (IVL Svenska Miljöinstitutet) har varit kopplad till projektet.

1.2. Metod

Allmänt har vår ambition varit att utgå från vetenskapliga resultat som vi har bedömt som aktuella och väletablerade samt även relevanta när det gäller effekter av luftutsläpp från vägtrafiken i Sverige. Resultat publicerade i vetenskapliga tidskrifter har prioriterats, särskilt metastudier, men som kommer att framgå av rapporten har vi också använt oss av grå litteratur och även tagit fram nya data som en del av arbetet. Vårt tillvägagångssätt har varit till hjälp för att skapa transparens i hur resultaten har tagits fram. Beräkningarna bakom de resultat som presenteras i rapporten framgår i detalj i de fyra Excel-filer som finns som bilagor till rapporten (se kapitel 7). Beräkningarna har separerats i olika steg för att underlätta framtida omräkningar och revideringar när nya resultat framkommer eller för att uppdatera resultat utifrån t.ex. prisförändringar. Att det inte är alla möjliga effekter som med hänsyn till underlag och evidens kunnat kvantifieras framgår i de översiktliga ”tratt-tabeller” som redovisas i de kommande kapitlen.

Utifrån avgränsningarna för REVSEK har vi gjort vägvalet att göra egna bedömningar av vilka underlag som är mest acceptabla att använda. Ett alternativ hade varit att förlita sig på effektsamband och schablonvärden som finns framtagna inom ramen för stora internationella initiativ som t.ex. EcoSenseLE¹ och WHO:s HRAPIE (WHO, 2013a), men vi menar att det kunde ha lett till resultat som inte är lika aktuella, relevanta för svenska förhållanden och transparenta, särskilt som REVSEK handlar om konsekvenser av luftutsläpp från den svenska vägtrafiken och inte från andra typer av källor. Att i detalj förstå hur effektsamband och schablonvärden har tagits fram i stora projekt och deras

¹ <http://ecoweb.ier.uni-stuttgart.de/EcoSenseLE/current/index.php> (läst 2019-03-22). EcoSenseLE bygger på EcoSenseWeb-modellen, som följer den effektkedjeansats (*impact pathway approach*) om utvecklades inom ExternE-projekten.

citerade studier skulle i sig ha inneburit en betydande insats och lett till ett komplicerat arbete. I vissa viktiga avseenden, exempelvis gällande av WHO rekommenderade exponerings-responsantaganden från REVIHAAP och HRAPIE (WHO 2013a,b) har minst en av rapportförfattarna medverkat i det internationella arbetet. Därigenom har det varit mindre tidskrävande att bedöma om vissa vanliga antaganden kan vara föråldrade eller irrelevanta utifrån en svensk vägtrafikkontext. I några fall är det även så att rapportförfattarna har tillgång till ännu icke publicerade resultat av betydelse för ASEK-värdena. Dessa har kunnat tas i beaktande, men inte användas som indata i beräkningarna.

1.2.1. Skadekostnadsansatsen och behovet av effektkedjor

Vår utgångspunkt är att reviderade kalkylvärden bör vara baserade på **skadekostnadsansatsen**, dvs. baserade på hur luftföroreningarna faktiskt påverkar människors välbefinnande via olika hälso- och miljöeffekter. En huvudsaklig anledning till att följa skadekostnadsansatsen är att få fram kalkylvärden som ger adekvat information för en kostnads-nyttanalys (*cost-benefit analysis*, CBA), dvs. den typ av samhällsekonomisk analys som används för att bedöma trafikprojekts samhällsekonomiska lönsamhet (Trafikverket, 2012). Eftersom fokus ligger på påverkan av människors välbefinnande kallas samma ansats ibland **betalningsviljeansatsen**, eftersom människors betalningsvilja för att erhålla en viss miljö- eller hälsoförbättring (eller slippa en viss miljö- eller hälsoförsämring) är ett ekonomiskt mått på deras välbefinnandeförändring, se t.ex. Freeman et al. (2014), Johansson och Kriström (2016). Ekonomiska metoder som finns tillgängliga för att mäta förändringar i människors välbefinnande ("värderingsmetoder") presenteras kortfattat i box 1.1.

Box 1.1. Ekonomiska värderingsmetoder för att mäta förändringar i människors välbefinnande.

Hur kan man gå till väga för att mäta förändringar i människors välbefinnande? Ett antal ekonomiska mått på sådana förändringar finns definierade i välfärdsteori (Freeman et al., 2014). För individer talar man om förändringar i konsumentöverskottet, som kan ses som skillnaden mellan vad en individ utifrån sina preferenser och sin inkomstrestriktion maximalt är villig att betala för en vara (eller en tjänst), (dvs. individens betalningsvilja, *willingness to pay* (WTP)) och vad individen faktiskt måste betala för varan. För företag studeras förändringar i producentöverskottet, vilket är ungefär samma sak som vinstförändringar.

Förändringar i konsumentöverskott respektive producentöverskott kan beräknas med hjälp av marknadsdata, men marknadsdata ger ofta inte tillräcklig information. Individens välbefinnande och företags vinster påverkas i allmänhet också av andra faktorer än tjänster och varor som köps och säljs på marknader. Det kan exempelvis vara nyttigheter som naturen tillhandahåller, och även många aspekter som är kopplade till hälsa (t.ex. att undvika obehag till följd av sjukdomssymtom och att minska risker för olycksfall, sjukdom och död). För att värdera sådana icke-marknadsaspekter använder sig miljöekonomier av särskilda värderingsmetoder, se t.ex. Freeman et al. (2014). Dessa miljö- och hälsovärderingsmetoder syftar vanligen till att ge information om individers betalningsvilja. I vissa fall kan det istället vara mer relevant att undersöka individers kompensationskrav (*willingness to accept compensation* (WTA)).

Värderingsmetoderna delas vanligen in i två huvudgrupper: (1) marknadsdatametoder (*revealed preference methods*) och (2) scenariometoder (*stated preference methods*) (Naturvårdsverket,

2015). Inom var och en av de två huvudgrupperna finns ett flertal olika värderingsmetoder. Bland marknadsdatametoderna finns t.ex. resekostnadsmetoden, fastighetsvärderingsmetoden och skyddsutgiftsmetoden. Gemensamt för alla dessa metoder är att de utgår ifrån data från människors faktiska agerande på marknader och utnyttjar faktumet att individernas preferenser för bättre miljö och bättre hälsa kan avslöjas av detta agerande. Exempelvis utgår fastighetsvärderingsmetoden från tanken att miljö- och hälsofaktorer kan spela roll för priset på fastigheter, och att ett implicit pris för dessa faktorer därför kan skattas med hjälp av data om fastigheter och transaktioner på fastighetsmarknaden. Scenariometoderna (t.ex. *contingent valuation* (CV) och *choice experiments* (CE)) är däremot inriktade på att skapa en hypotetisk marknadssituation genom att i enkät- eller intervjuform beskriva ett scenario i form av en förändring av tillgången på den aspekt som ska värderas och sedan ställa frågor till de tillfrågade individerna om deras betalningsvilja (eller kompensationskrav) för att få scenariot förverkligat. Scenariometoderna har, till skillnad från marknadsdatametoderna, kapacitet att fånga in så kallade icke-användarvärden, dvs. värderingar hos individer som inte är användare av det som värderas, exempelvis individens betalningsvilja för att bevara ett naturområde som de inte har för avsikt att uppleva.

I princip kan tillämpningar av scenariometoder utformas så att de ger information om hur välbefinnandet i samhället totalt påverkas av miljö- och hälsoförändringar, dvs. komplett information om den marginella skadekostnadskurvan i figur 1.2. I praktiken måste dock vanligen andra skadekostnadsposter läggas till, exempelvis vinstförändringar för företag och olika typer av förändrad förbrukning av knappa resurser. Ett exempel för att konkretisera detta: Ökad förekomst av fintrådiga lager längs stränder till följd av övergödningen av Östersjön får flera olika typer av ekonomiska effekter, t.ex. (a) minskat välbefinnande för de som badar på grund av att algernas slemmighet försämrar badupplevelsen, (b) minskad rekrytering av fiskarter som är beroende av algfria bottenar, vilket i sin tur kan påverka fångsterna för fritids- och yrkesfiskare, och (c) resursåtgång för företag eller kommuner i form av kostnader för rensning av badstränder från ilandflutna alger. Ett annat exempel för att konkretisera detta från ett hälsoperspektiv: Försämrade vägstandard vid en hårt trafikerad led kan exempelvis leda till effekter som (a) ökade hälsorisker för de som nyttjar trafikleden i form av fler skador och dödsfall, (b) minskad produktion i samhället pga. att fler olyckor leder till fler sjukskrivningar, (c) ökad resursåtgång för räddningstjänst och sjukvård för att hantera fler olyckor.

Även om det i princip skulle vara möjligt att utforma en scenariostudie så att den ger information om alla dessa skadekostnader i respektive exempel som gavs ovan, är det troligt att den i praktiken täcker in en delmängd av posterna pga. begränsningar av vilken informationsmängd som i praktiken kan förmedlas till deltagare i en scenariostudie. Vilken delmängd som täcks in kan dock vara oklar; alla respondenter kanske inte har beaktat all given information eller de kanske har olika kunskapsnivåer i utgångsläget. Detta betyder att det kan vara svårt att bedöma om en summering av olika skadekostnadsposter leder till en under- eller överskattning av den totala skadekostnaden.

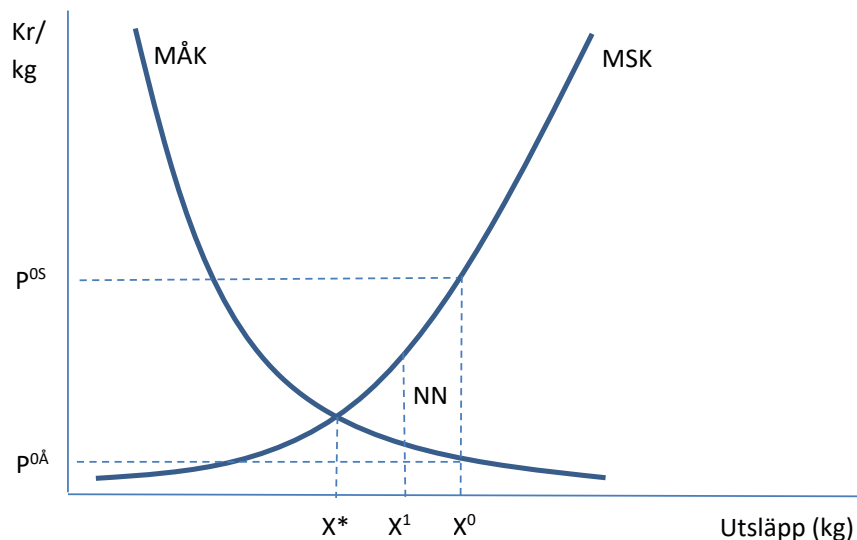
Allmänt är ett projekt samhällsekonomiskt lönsamt så länge nyttan av projektet överstiger åtgärdskostnaden. Figur 1.2 visar detta på ett schablonmässigt sätt. Figurens x-axel mäter utsläppen av en förorening. De ekonomiska konsekvenserna av föroreningen mäts genom den ekonomiska skada som är förknippad med utsläppen i form av olika samhällseffekter. Detta illustreras i figur 1.2 av den marginella skadeståndskurvan (MSK-kurvan). Den marginella skadeståndskostnaden är ökningen av totala skadeståndskostnader vid en liten ökning av utsläppen. Det här innebär att *nyttan* av att minska utsläppen av föroreningar är lika med de skadeståndskostnader som undviks om utsläppen minskar, exempelvis att färre människor drabbas av sjukdom. Figuren är ritad för ett fall där den marginella skadeståndskostnaden blir högre och högre ju högre utsläppen blir, vilket förklarar att MSK-kurvans lutning blir större när vi rör oss från vänster till höger längs x-axeln. I verkligheten kan linjära samband mellan utsläpp och skadeståndskostnader medföra att MSK är konstant åtminstone mellan vissa utsläppsnivåer, och då sammanfaller genomsnittliga kostnader och marginalkostnader. Lutningen kan för vissa effekter, t.ex. vissa hälsoeffekter, även avta vid högre utsläpp.

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 1.2, som visar de marginella åtgärdskostnaderna (MÅK). Den marginella åtgärdskostnaden är ökningen av totala åtgärdskostnader när utsläppen minskar med en enhet. Sådana åtgärder antas ofta bli dyrare och dyrare ju mer utsläppen minskas, dvs. 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 kg skulle vara lönsam att vidta, eftersom nyttan i form av minskade skadeståndskostnader är större än ökningen i åtgärdskostnader. Storleken på netto nyttan, 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 utsläppen till X^* kg, eftersom netto nyttan är maximalt stor i denna punkt.

Figur 1.2 illustrerar också varför åtgärdskostnader ur ett CBA-perspektiv i allmänhet är olämpliga 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 skadeståndskostnader och åtgärdskostnader, och dels kan det empiriskt finnas stora skillnader mellan dessa två typer av kostnader, vilket gör att åtgärdskostnader generellt inte bör användas som en approximation av skadeståndskostnader. De två typerna av kostnader kan enbart i specialfall förväntas vara lika stora. Det här innebär att det inte finns någon anledning att förvänta sig att värden som skattas genom att följa skadeståndsansatsen (som vi gör i det här projektet) ska vara lika med värden som har skattats genom att utgå från åtgärdskostnader (t.ex. de nuvarande kalkylvärdena för regionala effekter, som en gång i världen skattades utifrån åtgärdskostnader för att uppnå miljömål, se tabell 1.3).

Figur 1.2 kan också användas för att visa den lämpliga nivån för ett kalkylvärde för en marginell förändring av utsläppen, dvs. den relativt lilla utsläppsökning eller –minskning som kan förknippas med ett enskilt trafikprojekt. Om de totala utsläppen i nuläget uppgår till X^0 kg visar MSK-kurvan att P^0 kr per kg är ett lämpligt kalkylvärde för en marginell ökning eller minskning av utsläppen. Att i denna situation istället sätta kalkylvärdet med hjälp av MÅK-kurvan till P^A kr per kg skulle vara en kraftig underskattning av förändringen i skadeståndskostnader till följd av den marginella förändringen av utsläppen. Endast vid utsläppsnivån X^* kg uppstår specialfallet där den marginella skadeståndskostnaden är lika stor som den marginella åtgärdskostnaden.

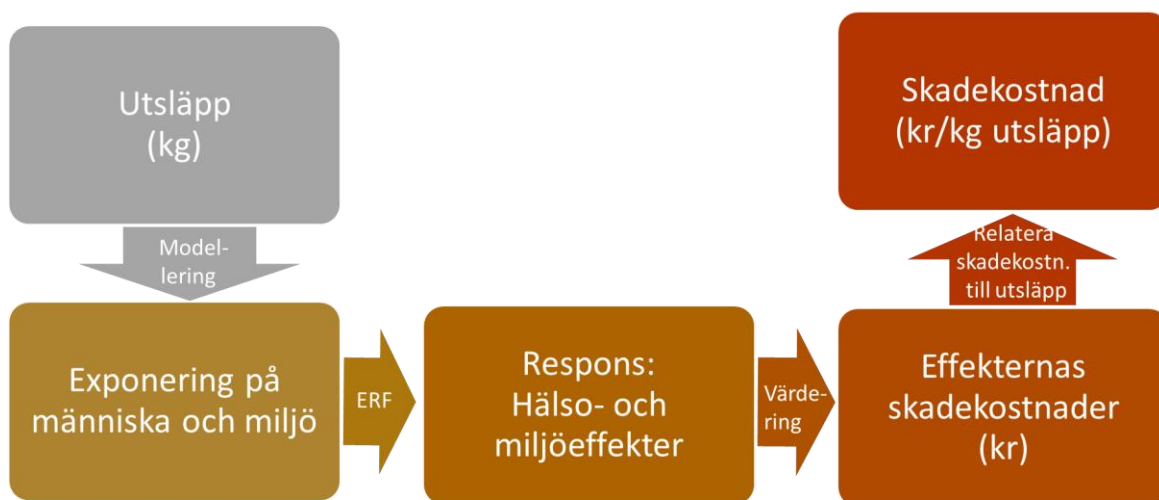


Figur 1.2. Marginella skadekostnader (MSK) till följd av utsläpp av en förorenande, och marginella åtgärds-kostnader (MÅK) för att minska utsläppen.

Att följa skadekostnadsansatsen ställer stora krav på kunskap om de kausala sambanden mellan utsläpp och skadekostnader, dvs. de samband som illustreras av MSK-kurvan i figur 1.2. Sådana samband brukar beskrivas av följande **effektkedja** (*impact pathway*):

Utsläpp (emissioner) 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 effekterna resulterar i. Med kunskap om de kausala sambanden i kedjan genom effektkedjemodeller kan skadekostnaderna kopplas tillbaka till början av kedjan, dvs. det blir möjligt att uttrycka skadekostnaden i kr per kg utsläpp av olika förorenande ämnen. Omvänt leder minskade utsläpp till minskade skadekostnader, så beloppet i kr per kg kan, som framgick ovan, också tolkas som den samhällsekonomiska nyttan per kg minskat utsläpp.

Effektkedjan illustreras av figur 1.3, där den övre vänstra boxen representerar utsläpp från olika källor. Genom modellering av hur utsläppen sprider sig kan det bedömas i vilken grad människor och miljö exponeras för olika luftföroreningskomponenter. Skattningar av exponering-responsfunktioner (ERF) gör det sedan möjligt att utifrån exponeringen dra slutsatser om olika typer av hälso- och miljöeffekter som uppstår bland de människor och den miljö som är utsatt för exponering. Hälsoeffekter i form t.ex. ökad mortalitet och miljöeffekter i form av t.ex. ökade övergödningseffekter värderas sedan ekonomiskt för att skatta effekternas skadekostnader. Genom att koppla ihop skadekostnaderna med det utsläpp som från början ger upphov till skadorna kan slutligen skadekostnaden uttryckas i kronor per kg utsläpp. Ett annat tillvägagångssätt är att uttrycka exponeringen direkt per kg utsläpp, så att denna enhet finns med vid analysen av effekter och de skadekostnader som effekterna innebär. Hur tillvägagångssättet har skett inom olika delstudier av REVSEK kommer att framgå av specificerade effektkedjeillustrationer i följande kapitel.



Figur 1.3. Schematisk illustration av effektkedjan från utsläpp till skadekostnad per kg utsläpp.

1.2.2. Några metodaspekter

Vi har i tillämpliga delar följt de allmänna kalkylprinciper som framgår av kapitel 5 i ASEK 6.1 (Trafikverket, 2018). För vårt arbete har främst följande principer varit aktuella:

- Vid nuvärdesberäkningar av framtida skadekostnader har en konstant samhällsekonomisk diskonteringsränta på 3,5 % använts, i enlighet med avsnitt 5.6.1 i ASEK 6.1.
- På önskemål från Trafikverket är samtliga ekonomiska värden i rapporten uttryckta i 2017 års prisnivå, om inte annat anges. Omräkning av penningvärden och reala priser till 2017 års prisnivå har följt de procedurer som anges i avsnitt 5.2 i ASEK 6.1. Detta innebär exempelvis att betalningsviljebaserade värden har omräknats med hjälp av både konsumentprisindex (KPI) och tillväxt av real BNP per capita, medan priser och kostnader som har bedömts vara reellt konstanta över tiden enbart uppdaterats med KPI.
- För skadekostnader som baserar sig på momsbelagda varor och tjänster har moms inkluderats om det rör sig om kostnader i den privata sektorn (ASEK 6.1, avsnitt 5.7.4). Om inte det exakta momsbeloppet har inkluderats har det i avsnitt 5.7.4 i ASEK 6.1 nämnda generella momspåslaget på 21 % använts. För skattefinansierade kostnader i den offentliga sektorn har moms exkluderats, men däremot har sådana kostnader multiplicerats med skattefaktorn 1,3 för att ta höjd för dödviktsförluster (ASEK 6.1, avsnitt 5.8).
- I enlighet med avsnitt 5.1.2 i ASEK 6.1 avgränsas analysen till skadekostnader till följd av effekter inom svenskt territorium, dvs. effekter som inträffar i andra länder ingår inte i analysen, om inte annat anges. Givetvis ger egentligen svenska trafikutsläpp skador även utanför Sverige, liksom vi i Sverige får icke inkluderade effekter av sekundära föroreningar i bakgrundsluft som delvis orsakats av trafik på stort avstånd.

1.2.3. Rapportens uppläggning

Återstoden av rapporten är upplagd på följande sätt. Kapitel 2 redovisar resultat från WP2 och handlar om utsläpp från vägtrafiken och hur befolkningen exponeras för dessa utsläpp. Kapitel 3-5 handlar om hälsoeffekter, kulturmiljöeffekter respektive naturmiljöeffekter och skadekostnader till följd av dessa effekter, dvs. resultat från WP1, WP4 respektive WP3. De rekommendationer beträffande nya ASEK-värden som finns i kapitel 3-5 sammanställs i kapitel 6, som också ger förslag till fördjupade analyser. I kapitel 7 listas de fyra separata Excel-filer som utgör bilagor till rapporten.

2. Emissioner och befolkningsexponering

2.1. Allmänt om emissioner från vägtrafiken

Transportsektorns utsläpp påverkar miljön negativt såväl lokalt, regionalt som globalt. Lokala effekter är de som uppstår i närheten av utsläppen. De luftföroreningar som ger lokala effekter utgörs främst av föroreningar som direkt emitteras av fordonen, exempelvis avgas- och slitagepartiklar. Viss omvandling av utsläpp kan ske redan lokalt, exempelvis att partiklar aggregeras eller NO oxideras till NO₂, men med sekundär bildning av föroreningar avses oftast de processer som i atmosfären pågår över längre tid och på större avstånd från utsläppen. Trafikens utsläpp av kväveoxider medverkar exempelvis till bildning av nitratpartiklar och ozonproduktion som bidrar till regionala och globala förhållanden. Utsläppen av koldioxid och andra klimatpåverkande föroreningar ses som orsakande en global påverkan.

De lokala effekterna av luftföroreningar består främst av negativa effekter på människors hälsa samt estetiska och materiella effekter genom nedsmutsning och skador på fasader etc. De lokala effekterna uppstår främst i tätorter, eftersom de styrs av hur många personer som exponeras för luftföroreningarna samt hur stora fasadytor och mängden material som utsätts för påverkan. Modellresultat i Söderqvist et al. (2017) indikerade att det kan vara rimligt att anta att de primära emissionernas effekter i närområdet är avgörande för utfallet av hälsoeffekter, och detta har varit utgångspunkten för hanteringen av hälsoeffekter i REVSEK.

Vägtrafikens luftföroreningar kan grovt indelas i de föroreningar som uppstår på grund av förbränning av bränslen i motorn och de partiklar som uppstår mekaniskt genom slitage av bl.a. bromsar, däck och vägbana. Den senare typen av luftförorening har, för grövre partiklar än PM_{2.5}, tidigare inte ingått i beräkningarna av den samhällsekonomiska kostnaden för luftföroreningar från trafiken, men inkluderats i REVSEK:s beräkningar eftersom utsläppen numera ingår i den nationella emissionsrapporteringen. Beträffande nedsmutsning har utgångspunkten varit trafiksektorns bidrag till PM₁₀ på grund av både förbränning och slitage.

2.2. Underlag om samband mellan emissioner och exponering

2.2.1. Inledning

Som framgick av kapitel 1 förutsätter skadekostnadsansatsen att det finns kunskap om effektkedjan. Medan det finns en omfattande vetenskaplig litteratur om hur exponering av luftföroreningar leder till respons i form av hälsoeffekter, finns andra länkar i effektkedjan som är mindre systematiskt beskrivna i vetenskapliga artiklar. Hit hör emissionerna och deras inverkan på exponering. Våra beräkningar hade underlättats mycket om det hade funnits ekonomiska resurser att uppdatera lokala trafikdata och utföra geografiskt högupplösta spridningsmodelleringar för hela landet, men detta låg helt utanför ramen för projektet. För sambanden mellan utsläpp och exponering har vi istället fått använda en förenklad ansats utifrån nationella respektive lokala data om emissioner och exponering (avsnitt 2.2.2 och 2.2.3) och jämförelse med resultat från de fiktiva exempel som användes i Söderqvist et al. (2017) (avsnitt 2.2.4).

2.2.2. Nationella emissions- och exponeringsdata

En utgångspunkt i vårt arbete har varit att skapa en modell med emissions- och exponeringsdata som så långt som möjligt stämmer överens med andra uppgifter om emissioner och exponering. Nationella emissionsdata tas fram av SMED, ett konsortium bestående av IVL Svenska Miljöinstitutet, Statistiska centralbyrån, Sveriges lantbruksuniversitet och SMHI. SMED beräknar och sammanställer allt underlag avseende emissioner till luft till dels Sveriges klimatrapportering till FN:s klimatkonvention (UNFCCC) och till EU-kommissionen, dels Sveriges rapportering till FN:s konvention om gränsöverskridande luftföroreningar – UNECE CLRTAP. IVL ansvarar för alla beräkningar, datasammanställningar och officiella rapporter inom ramen för denna rapportering.

I IIR – Informative Inventory Report – beskrivs beräknade emissioner och sammanfattning av metodiken för att beräkna emissioner av avgaser och partiklar från däck-, broms- och vägslitage (Naturvårdsverket, 2018). Enligt dessa officiella svenska beräkningar så var vägtrafikens emissioner av avgaspartiklar 761 ton (allt inom fraktionen PM_{2.5}) år 2015. Emissionerna av slitagepartiklar från vägbeläggning, däck och bromsar var 15 560 ton som PM₁₀. Av emissionerna från slitage beräknas 20 % (3 112 ton) utgöras av partiklar tillhörande storleksfraktionen PM_{2.5}. Av de totala emissionerna av PM_{2.5} (3 873 ton), redovisas knappt 20 % utgöras av avgaspartiklar. För beräkningar gällande avgaser används den europeiska modellen HBEFA.² Emissionerna av slitagepartiklar har beräknats med hjälp av svenska mätdata och beskrivs utförligt i arbetsdokumentation för NFR 1.A.3.b vi+vi: Road transport: Automobile tyre and brake wear + Automobile road abrasion.³ Dessa emissionsuppgifter sammanfattas i tabell 2.1.

Tabell 2.1. Emissioner av partikulärt material ("partiklar") från vägtrafiken i ton år 2015.

Källa: Se text.

	PM_{2.5} (finfraktion av PM₁₀)	PM₁₀-PM_{2.5} (grovfraktion av PM₁₀)	PM₁₀ (partiklar < 10 µm)
Avgaspartiklar	761	0	761
Slitagepartiklar	3 112	12 448	15 560
Summa	3 873	12 448	16 321

Förhållandet mellan avgas- och slitagepartiklar från vägtrafiken kan skilja sig bland annat geografiskt, över året och beroende på hastigheten. Eftersom omgivningsluftens halter av trafikföroreningar teoretiskt kan beskrivas med olika fin geografisk upplösning (t.ex. i rutor om 50×50 m eller 50×50 km), skulle resultatet i form av genomsnittlig befolkningsexponering kunna skilja sig ganska mycket beroende på vilken upplösning som används i en modell. Det finns inte någon detaljerad nationell beräkning av befolkningens

² Handbook Emission Factors for Road Transport, www.hbefa.net.

³ Arbetsdokumentationen finns tillgänglig från författarna på begäran.

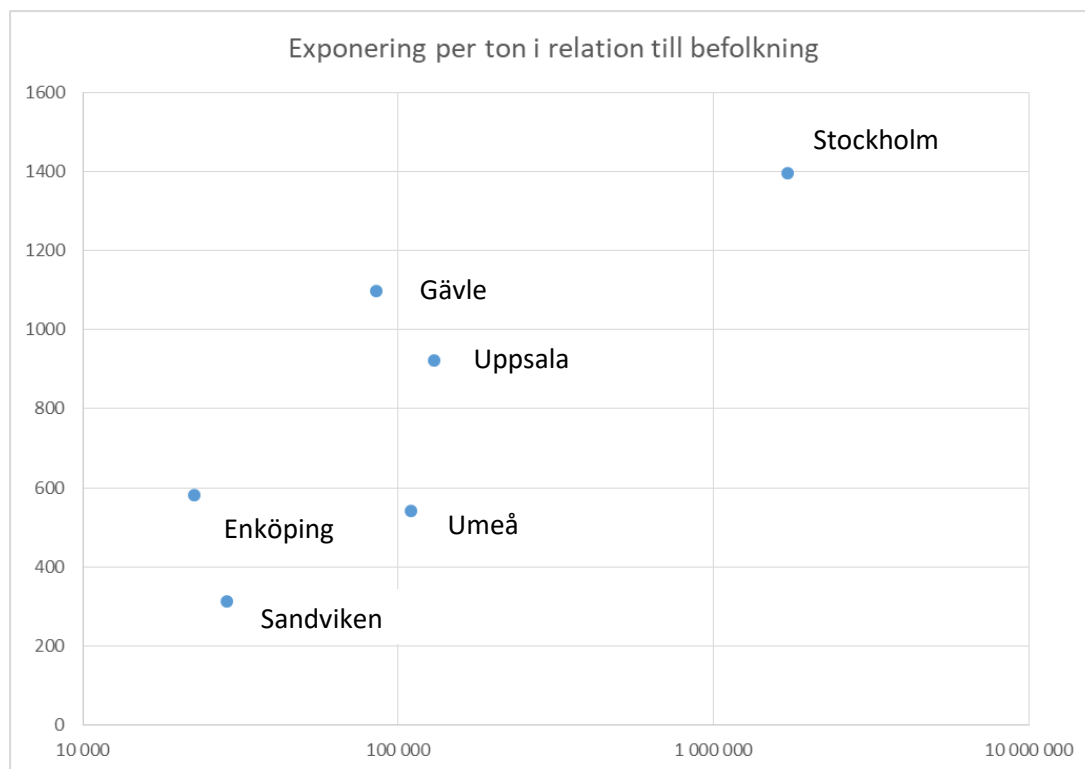
exponering för trafikrelaterade föroreningar. Det närmaste en officiell beräkning för Sverige man kan komma finns i en rapport för den hälsorelaterade miljöövervakningen, där IVL Svenska Miljöinstitutet och Umeå universitet använt en statistisk modell för att skatta halter, befolkningsexponering, hälsoeffekter och hälsokostnader år 2015 av NO₂ och partiklar från olika källor med användande av 1×1 km upplösning (Gustafsson et al., 2018). Enligt rapporten så var den genomsnittliga årsmedelxponeringen i Sverige av slitagepartiklar 1,4 µg m⁻³ och den genomsnittliga årsmedelxponeringen för avgaspartiklar 0,1 µg m⁻³ (0,0905) uttryckt som PM_{2.5} år 2015. I beräkningarna ingick 9 839 105 personer (99,9 %) i befolkningen med bostad som kunde koordinatsättas av SCB (av totalt 9 851 017). Skillnaderna mellan olika åldersgrupper var små och kan bortses ifrån.

Om man använder nationella emissionsdata för 2015 och den nationella exponeringsberäkningen så motsvarar 1 ton per år slitageemissioner uttryckt som PM₁₀ från trafiken en årsmedelxponering på 885 µg/m³×personer (µg m⁻³ pers). Den befolkningsviktade halten om 1,4 µg m⁻³ multiplicerat med 9 839 105 personer (alla åldrar) divideras med den nationella emissionen på 15 560 ton. För avgaspartiklar som PM_{2.5} erhålls på motsvarande sätt med nationella data en årsmedelxponering på 1 170 µg m⁻³ pers ton⁻¹ av utsläpp.⁴ Om man vill studera effekter bara inom ett visst åldersintervall, t.ex. barn upp till 15 år eller personer över en viss ålder, så medger data från den nationella beräkningen att exponeringen per ton utsläpp justeras att motsvara exponeringen som drabbar den åldersgruppen. Skillnaderna i medelvärden mellan åldersgrupper är dock obetydliga och ändras genom demografiska förändringar, varför alla åldersgrupper genomgående beräknas utsättas för samma medelxponering per ton utsläpp.

2.2.3. Lokala emissions- och exponeringsdata

Beräkningarna av halter och nationell exponering i rapporten för den hälsorelaterade miljöövervakningen är av grov karaktär. Beräkningsresultat med spridningsmodellering och befolkningsdata med hög upplösning (100×100 m) har därför inhämtats från Slb, Miljöförvaltningen i Stockholm (Christer Johansson) för Storstockholm, Uppsala, Gävle, Sandviken och Enköping samt för Umeå från forskningsprogrammet SCAC via SMHI (David Segersson). Beräkningarna visade för slitageemissioner på en spridning i årsmedelxponering per ton från 312 µg m⁻³ pers ton⁻¹ för Sandviken till 1 397 µg m⁻³ pers ton⁻¹ för Storstockholm, se figur 2.1. Modelleringar med avgränsning till mindre innerstadsområden gav högre exponering per ton: Stockholms innerstad 3 297 µg m⁻³ pers ton⁻¹ och Uppsala stadskärna 2 593 µg m⁻³ pers ton⁻¹. Ytterligheten åt det andra hållet är utsläpp längs vägar på landsbygden där inga personer alls utsätts för det lokala haltbidraget från trafiken.

⁴ (0,0905 µg m⁻³ × 9839105 personer) dividerat med 761 ton = 1170.



Figur 2.1. Årsmedel exponering [$\mu\text{g m}^{-3}$ pers] per ton PM10 slitagepartiklar i relation till befolkning.

I beräkningarna utförda av Slb erhålls högre befolkningsexponering per emission för avgaspartiklar, exempelvis för Storstockholm $1\,741\ \mu\text{g m}^{-3}$ pers ton⁻¹ och för Uppsala och Gävle cirka $1\,200\ \mu\text{g m}^{-3}$ pers ton⁻¹. Ännu högre befolkningsexponering per emission erhålls om man använder beräkningar för Stockholms innerstad, eller i extremfall som en central vägtunnelmynning etc. Avgaspartiklarna utgör dock bara cirka 20 % och en minskande andel av PM2.5 från trafiken, så det kan vara rimligt att göra beräkningarna för allt PM2.5 utan olika antaganden om spridningen.

2.2.4. Fiktiva beräkningsexempel

I Söderqvist et al. (2017) var utgångspunkten att arbeta med så kallade fiktiva exempel. De fiktiva exemplen utgick ifrån en kort linjekälla av luftföroreningar. Med hjälp av SMHI beräknades spridningen av luftföroreningar på olika avstånd från ett 5 km vägvägsnitt med 100 000 fordon (varav 8 % tunga fordon) per dygn. Spridningsmodellering gjordes på två sätt: Ett alternativ med hög upplösning (gridstorlek 100×100 meter) och ett alternativ med lägre upplösning (6×6 km). Båda alternativen genomfördes med linjekällan belägen på Norrmalm i Stockholm. Alternativet med lägre upplösning genomfördes dessutom med källan belägen på landsbygden i Västra Götaland. Skälet till detta var att meteorologi och topografi varierar, vilket påverkar spridningen av luftföroreningar. Ett annat skäl är att bakgrundshalter av luftföroreningar påverkar bildningen av sekundära partiklar.

I avsnittet om nedsmutsning i Söderqvist et al. (2017) beräknades befolkningsexponeringen av PM₁₀ för att ge data i samma enhet som i figur 2.1. Detta gjordes genom att kombinera data från utsläpp (utsläppsmängd i ton och halt PM₁₀ från SMHI:s resultat) och data från befolkning från lantmäteriets GSD Översiktskartan vektor 2016-03-18, Dokumentversion 5.8. Resultatet från beräkningarna visas i tabell 2.2. Som framgår av tabellen är resultaten för de fiktiva exemplen både mycket lägre (för den grova modellen på landsbygden) och mycket högre (för den fina modellen i Stockholm) än resultaten baserade på lokala emissions- och exponeringsdata (figur 2.1).

Tabell 2.2. Årsmedel exponering i $\mu\text{g m}^{-3}$ pers ton⁻¹ PM₁₀ för de fiktiva beräkningsexemplen i Söderqvist et al. (2017).

Fiktivt exempel	Årsmedel exponering ($\mu\text{g m}^{-3}$ pers ton ⁻¹)
Grov modell (upplösning 6×6 km), landsbygd V Götaland	89
Grov modell (upplösning 6×6 km), Stockholm Norrmalm	1 725
Fin modell (upplösning 100×100 m), Stockholm Norrmalm	4 605

2.3. Tillämpade antaganden

2.3.1. Inledning

Av beskrivningen ovan framgår att samma emission kan leda till betydande skillnader i den lokala exponeringen främst beroende på befolkningsstorleken i närområdet. Söderqvist et al. (2017) använde fiktiva exempel och kom dels fram till att de primära emissionernas effekter i närområdet är avgörande för utfallet av hälsoeffekter, dvs. att det är rimligt att bortse från sekundärt bildade partiklar. Man redovisade även att haltbidragen inte blir avsevärt olika mellan olika geografiska och topografiska förutsättningar, varför geografisk placering i landet har mindre betydelse. Störst betydelse för exponering och skadeverkningar har de primära emissionerna i relation till områdets befolkning och bebyggelse.

2.3.2. Hälsoeffekter

De olika antaganden som här används för att sammanfoga effektkedjan måste ses i den kontext projektet genomförs. Beräkningarna av hälsoeffekter ska resultera i en kostnad per kg emissioner som en produkt av befolkningsexponering och responsfunktioner. Exponerings-responsfunktionerna måste hämtas från epidemiologiska studier där det ofta inte går att särskilja bidraget från olika komponenter från en källa som vägtrafik, varför även osäkerhet kring dubbelräkning uppkommer (se kapitel 3). Den i konsekvensberäkningar för luftföroreningar och hälsa mest vanligt förekommande exponeringsvariabeln är årsmedelhalten av PM_{2.5}. Det finns ER-funktioner för PM_{2.5} och många hälsoutfall, men de robusta resultaten gäller för PM_{2.5} som helhet och inte dess enskilda komponenter. De epidemiologiska studier som här beräknade hälsokonsekvenser bygger på har använt mätningar av PM_{2.5} som inte skiljer på avgaspartiklar och slitagepartiklar. Här

används därför antagandet att hela det lokala bidraget av PM_{2.5} från vägtrafiken har samma hälsoeffekter. Utöver detta antas att även den grövre fraktionen av PM₁₀ (förenklat motsvarande partiklar av storlek 2,5-10 µm) som härrör från slitage påverkar några hälsoutfall. Vid spridningsberäkningar antas PM₁₀ och PM_{2.5} spridas på samma sätt. Emissionerna av avgaspartiklar och slitagepartiklar skiljer sig något åt beroende på skillnader i trafiken på olika typer av gator och vägar. Eftersom avgaspartiklarna bara utgör 20 % av PM_{2.5}, är grundantagandet vid beräkningarna att relationen mellan emissioner och exponering är lika för PM_{2.5} och PM₁₀. För befolkningsexponeringen (µg m⁻³ pers) per ton och år finns anledning att tillämpa ett intervall från landsbygd till stadskärnor, med det nationella medelvärdet 885 µg m⁻³ pers ton⁻¹. På liknande sätt kan befolkningsexponeringen per ton avgaspartiklar justeras uppåt, se avsnitt 2.2.2.

2.3.3. Nedsmutsning

Även för nedsmutsningseffekter är halten PM₁₀ ett relevant mått och de mest relevanta ER-funktionerna finns uttryckta i termer av PM₁₀. Dessa ER-funktioner är också baserade på längre exponeringstider (år) och därför finns även för nedsmutsning anledning att tillämpa ett intervall från landsbygd till stadskärnor, med det nationella medelvärdet 885 µg m⁻³ pers ton⁻¹. De tillämpade antagandena för nedsmutsning (input från WP2 till WP4) är alltså desamma som de tillämpade antagandena för hälsoeffekter (input från WP2 till WP1).

2.4. Diskussion

Utifrån effektkedjemodellen hade det varit önskvärt att kunna gå från detaljerade emissionsdata via en nationell spridningsmodellering (eller för ett representativt urval av områden) till beräkning av befolkningsexponering per emission. Som påpekades ovan har resursramarna för REVSEK inte tillåtit en sådan beräkning, varför en mer pragmatisk lösning med kombination av existerande information har fått ge oss relationerna mellan utsläpp och befolkningsexponering. Beroende på var utsläppen sker kommer de lokala effekterna och kostnaderna att skilja sig åt, se vidare avsnitt 3.4.5, 3.6, 4.4 och 4.5. I många fall görs spridningsberäkningar i samband med exempelvis ett vägprojekt, och då kan den beräknade effekten på befolkningsexponeringen tas fram för det specifika fallet och kostnaden tas fram därefter enligt avsnitt 3.4.5, 3.6, 4.4 och 4.5.

Trafikens partikelemissioner är av två principiellt skilda slag, förbränningsgenererade respektive mekaniskt bildade slitagepartiklar. För den senare typen antas ca 20 % av massan höra till fraktionen PM_{2.5}. Eftersom merparten av de epidemiologiska studierna av hälsoeffekter inte skiljer mellan dessa två olika typer av partiklar inom fraktionen PM_{2.5}, så är det heller nu inte möjligt att för de olika källorna tillämpa olika exponerings-responsfunktioner. Som framgår ovan tycks i Sverige en given emitterad massa av avgaspartiklar generera en större befolkningsexponering än samma massa av slitagepartiklar. Möjligen skulle det förhållandet kunna användas för en justerad beräkning. Med nationella data över fördelningen för PM_{2.5} där 80 % härrör från slitage, och nationella data för årsmedelxponering som µg m⁻³ pers per ton per år av utsläpp (885 för slitage, 1 170 för avgaser), blir det viktade sambandet 942 µg m⁻³ pers per ton per år.

3. Hälsoeffekter

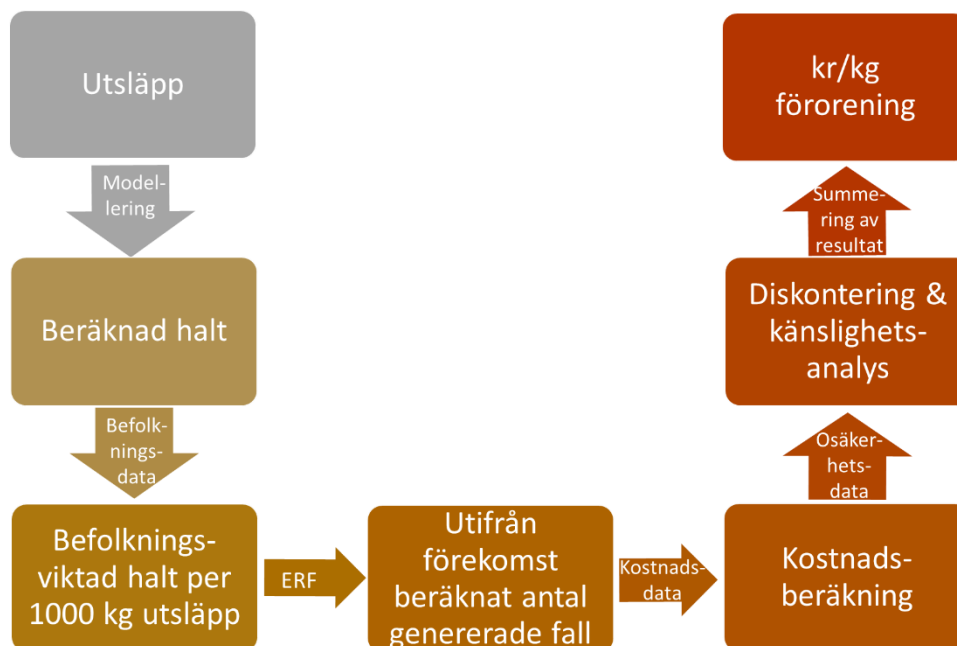
3.1. Inledning

Luftföroreningar har kopplats ihop med ökad dödlighet och ökad risk för ett stort antal sjukdomar och hälsoproblem. Evidensen för att orsakssamband finns är varierande stark, men oftast växande i takt med att fler och bättre studier publiceras. Då någon sorts bred konsensus krävs, exempelvis i WHO-dokument, tar det ibland lång tid innan nyupptäckta samband eller nya slutsatser slår igenom.

Även när det finns starkt stöd för att risken ökar med stigande halt, kan det finnas problem att ange effekten av en specifik komponent i en komplex blandning av föroreningar, exempelvis biltrafikens föroreningar. Det vore naturligtvis önskvärt med väldigt specifika uppgifter om tillskrivna effekter och skadekostnader även för korrelerade föroreningar, men mot detta står risken för dubbelräkning av effekter när de epidemiologiska studierna inte kunnat kontrollera simultant för tillräckligt många föroreningar. I förstudien om revidering av ASEK-värdena (Barregård et al., 2015) rekommenderades att fokusera på PM_{2.5} för värderingen av hälsoeffekter, samt att möjligen därutöver ta i beaktande effekter av grovfractionen inom PM₁₀. I det därefter genomförda projektet (Söderqvist et al., 2017) gjorde även en del jämförelser hur omfattningen av hälsoeffekterna dödlighet, hjärtinfarktincidens respektive strokeincidens beror av valet av föroreningsindikator (PM_{2.5}, NO₂ respektive NO_x) och ER-funktion. I rapporten visas att NO₂ gav en större effekt på antal dödsfall och mindre effekt på antal hjärtinfarkter och fall av stroke jämfört med PM_{2.5}. Dessa relationer beror dock av vilka studier man hämtar ER-sambanden ifrån.

Från Barregård et al. (2015) till Söderqvist et al. (2017) reviderades slutsatserna om vilka hälsoeffekter som borde inkluderas. I Barregård et al. (2015) föreslogs dödlighet och akuta effekter på hjärtkärl- och lungsjukdom, medan i Söderqvist et al. (2017) ersattes akuta sjukdomsfall av nyinsjuknanden (uppkomst) av hjärtinfarkt, stroke och kroniskt obstruktiv lungsjukdom (KOL). Att fokus beträffande sjuklighet tidigare ofta legat på effekten på antal sjukhusbesök etc. beror på tillgången på ER-samband. Dessa akuta effekter speglar dock bara en mindre del av kostnaderna för exempelvis strokefall eller en person med astma som hade kunnat undvikas med lägre exponering. I denna analys har vi så långt möjligt valt att studera långtidsexponeringens effekt på risken för utveckling av sjukdom, istället för att studera föroreningarnas kortsiktiga inverkan på antalet akuta vårdtillfällen. I Söderqvist et al. (2017) konstaterades att graden av evidens och lämpliga ER-samband förväntas förändras med tiden.

Den principiella effektkedjan illustreras av figur 3.1. I det ideala fallet skulle man genom modellering beräkna hur utsläppen sprider sig och leder till exponering av befolkningen. Av kapitel 2 framgår att i detta projekt har befintliga data fått användas för att skatta vilken befolkningsexponering som erhålls för utsläpp från trafiken. Med hjälp av exponerings-responsfunktioner (ERF) och grundförekomst av utfallen beräknas vilka hälsoeffekter som uppkommer. Dessa värderas ekonomiskt för att skatta hälsoeffekternas skadekostnader, som slutligen kan uttryckas i kronor per kg utsläpp.



Figur 3.1. Illustration av effektkedjan för hälsoeffekter.

3.2. Val av hälsoeffekter och ER-samband

3.2.1. Inledning

Utifrån ASEK:s avgränsning till hälsoeffekter i Sverige, resursramarna för REVSEK-projektet, slutsatserna från Söderqvist et al. (2017) och det vanligen rådande synsättet att det mest robusta underlaget kring kausalitet och ER-samband finns för PM_{2.5}, har PM_{2.5} valts som den mest relevanta komponenten med avseende på hälsoeffekter av trafikens föroreningar. En fokusering på samband uttryckta specifikt för avgaspartiklar hade begränsat det epidemiologiska underlaget till ett fåtal studier baserade på modellberäkningar utan mätdata. Att göra separata värderingar för effekter av lokala halter av PM_{2.5} från vägtrafik respektive NO₂ eller NO_x är ännu mycket svårt på grund av de epidemiologiska studiernas problem med de starkt trafikrelaterade föroreningarnas starka geografiska samvariation. Eftersom en betydande del av slitagepartiklarna faller inom grovfraktionen av PM₁₀ så berörs även PM₁₀ i våra beräkningar.

3.2.2. Inkluderade hälsoeffekter/-utfall

I Söderqvist et al. (2017, tabell 4.2) användes en "tratt-tabell" för att beskriva gången från en bruttolista över effekter där det finns indikationer (21 effekter) till vilka man slutligen inkluderade efter hänsyn till evidensläge och tillgång till ER-samband (4 effekter). Bruttolistan skulle idag väsentligen innehålla samma hälsoeffekter, även om ökad detaljeringsgrad skulle kunna öka antalet uppräknade effekter, särskilt om effektmarkörer med oklar klinisk betydelse inkluderas.

I en nyligen publicerad "statement-artikel" som de två organisationerna American Thoracic Society och European Respiratory Society står bakom, redovisas vilka effekter av

luftföroreningar som dokumenterats (Thurston et al., 2017). I artikeln inkluderas mer än dubbelt så många hälsoutfall som i Söderqvist et al. (2017). Här har i en reviderad "tratt-tabell" (tabell 3.1) grovt grupperats utfall utifrån organsystem och mekanismer, varefter möjligheten och lämpligheten att inkludera dessa i beräkningarna har prövats.

För att en hälsoeffekt skall vara lämplig att inkludera i beräkningar av skadekostnader krävs, förutom tillräcklig evidens och tillgång till ett ER-samband som kan tillämpas, även att det finns tillgängliga data om utfallets grundfrekvens i befolkningen (eftersom sambanden beskriver relativ förändring) samt att det finns möjliga underlag för en värdering av utfallet. Kraven på känd grundfrekvens och möjlighet att värdera gör att exempelvis lungfunktionspåverkan, många markörer exempelvis för inflammation samt icke-symtomgivande effekter blir olämpliga. Likaså kan förändringar som utgör "steg på vägen" i en orsakskedja vara olämpliga att räkna på ifall detta leder till dubbelräkning.

I vissa fall kan morbiditetseffekter utelämnas för att de täcks av beräknade effekter på mortalitet. För lungcancer är genomsnittlig tid mellan diagnosdatum och dödsdatum så kort att samma person i en epidemiologisk studie "skulle kunna räknas två gånger", vi ser därför lungcancer som olämpligt att inkludera som incidenta fall. För stroke och hjärtinfarkt är också dödligheten här kort efter insjuknandet, och här undviks "dubbelräkning" om man tar hänsyn till detta och utesluter fall som dör inom ett år när incidensen som grundfrekvensberäknas (tabell 3.3). Dessa restriktioner leder till underskattningar av antal drabbade av effekter och tid med sänkt livskvalitet.

Utifrån äldre bedömningar från WHO-projekt (REVIHAAP och HRAPIE; WHO, 2013a,b), ATS/ERS statement (Thurston et al., 2017), en aktuell beräkning av luftföroreningarnas hälsokostnader för Public Health England (Pimpin et al., 2018), dokument från amerikanska naturvårdsverket (EPA) som offentliggjorts under en pågående översyn om effekter av partiklar (Integrated Science Assessment for Particulate Matter, External Review Draft EPA/600/R-18/179 October 2018⁵) samt en bedömning av litteraturen kring potentiellt möjliga ER-samband, har följande effekter kommit att inkluderas:

- Mortalitet
- Incidens av hjärtinfarkt
- Incidens av stroke
- Incidens av diabetes
- Incidens av KOL
- Incidens av barnastma
- Förtida födsel
- Sjukdagar

⁵ <https://www.epa.gov/isa/integrated-science-assessment-isa-particulate-matter> (läst 2019-07-02).

Tabell 3.1. "Tratt-tabell" för hälsoeffekter: Från en bruttolista på hälsoeffekter till de effekter som belyses i den här rapporten.

Effekter som det finns indikationer på att de helt eller delvis orsakas av luftföroreningar från den svenska transportsektorn	Effekter för vilka det finns säker evidens beträffande koppling till luftföroreningar från den svenska transportsektorn	Effekter som troligen har betydande ekonomiska konsekvenser	Effekter som troligen har betydande ekonomiska konsekvenser och för vilka det finns rimligt säkra effektkedjor för hela sambandet utsläpp-exponering-respons	Effekter som vi avgränsar oss till att kvantifiera
Mortalitet Långtids- och korttidseffekt	Mortalitet Långtids- och korttidseffekt	Mortalitet Långtids- och korttidseffekt	Mortalitet Långtids- och korttidseffekt	Mortalitet Långtids- och korttidseffekt
Påverkan på hjärtats kärl och cirkulationen Långtidseffekt (uppkomst)	Påverkan på hjärtats kärl och cirkulationen Långtidseffekt (uppkomst)	Påverkan på hjärtats kärl och cirkulationen Långtidseffekt (uppkomst)	Hjärtinfarkt Långtidseffekt (uppkomst)	Hjärtinfarkt Långtidseffekt (uppkomst)
Påverkan på hjärnans kärl och cirkulation Långtidseffekt (uppkomst)	Påverkan på hjärnans kärl och cirkulation Långtidseffekt (uppkomst)	Påverkan på hjärnans kärl och cirkulation Långtidseffekt (uppkomst)	Stroke Långtidseffekt (uppkomst)	Stroke Långtidseffekt (uppkomst)
Diabetes och andra metabola effekter Långtidseffekt (uppkomst)	Diabetes Långtidseffekt (uppkomst)	Diabetes Långtidseffekt (uppkomst)	Diabetes Långtidseffekt (uppkomst)	Diabetes Långtidseffekt (uppkomst)
KOL och sänkt lungfunktion Långtidseffekt (uppkomst)	KOL Långtidseffekt (uppkomst)	KOL Långtidseffekt (uppkomst)	KOL Långtidseffekt (uppkomst)	KOL Långtidseffekt (uppkomst)

Barnastma, lungtillväxt Långtidseffekt (uppkomst)	Barnastma, lungtillväxt Långtidseffekt (uppkomst)	Barnastma, Långtidseffekt (uppkomst)	Barnastma Långtidseffekt (uppkomst)	Barnastma Långtidseffekt (uppkomst)
Graviditets- komplikationer och fosterutveckling	Graviditets- komplikationer och fosterutveckling	Fosterutveckling	Förtida födsel Födelsevikt	Förtida födsel
Sjukdagar	Sjukdagar	Sjukdagar	Sjukdagar	Sjukdagar
Akuta effekter på inflammation, cirkulation och hjärtrytm mm.	Akuta effekter på inflammation, cirkulation och hjärtrytm mm	Akuta effekter och vårdkontakter för hjärtkärl- sjukdom	Akuta effekter och vårdkontakter för hjärtkärl- sjukdom	
Ökning av inflammation, infektioner, irritation och känslighet i luftvägarna mm.	Ökning av inflammation, infektioner, irritation och känslighet i luftvägarna	Akuta effekter och vårdkontakter för sjukdom i andningsorgan	Akuta effekter och vårdkontakter för sjukdom i andningsorgan	
Lungcancer Långtidseffekt (uppkomst)	Lungcancer Långtidseffekt (uppkomst)	Lungcancer Långtidseffekt (uppkomst)	Lungcancer Långtidseffekt (uppkomst)	
Mentala och neurodegenera- tiva sjukdomar Långtidseffekt (uppkomst)	Mentala och neurodegenera- tiva sjukdomar Långtidseffekt (uppkomst)	Mentala och neurodegenera- tiva sjukdomar Långtidseffekt (uppkomst)		

Vid valet av ER-samband har beaktats beräkningens fokus och syfte, dvs. värdering av trafikens föroreningar med fokus på lokala effekter. Förhållanden som gjort ER-samband särskilt lämpliga är relevans (inomstadsvariation i halter - driven av trafikens utsläpp), meta-analys av många samband samt förhållanden avseende samhällen och befolkning som liknar de svenska. De ER-samband som antas i denna rapport sammanfattas i tabell 3.2.

För långtidsexponering och mortalitet har konsekvensberäkningar länge till stor del baserats på äldre resultat från en mycket stor kohort (Cancer Prevention Study II, CPS II) initierad av American Cancer Society (ACS). Studien har följt personer som var 30 år eller äldre vid start av uppföljningsperioden. I de ofta citerade äldre analyserna har risken associerad med halten av PM_{2.5} beräknats utifrån vilken stad man bodde i. Konsekvensen blev att analyserna kunde belysa effekter av storskaliga regionala skillnader som brukar drivas av

halten av sekundärt bildade partiklar som sulfat- och nitratpartiklar. Totala mortaliteten ökade cirka 6 % per 10 $\mu\text{g m}^{-3}$ högre för staden. Senare visades i en analys av deltagarna i CPS II från Los Angeles att de lokala variationerna i PM_{2.5} inom storstadsområdet (utifrån postnummernivå) gav cirka tre gånger högre riskökning per $\mu\text{g m}^{-3}$ än ursprungliga jämförelser mellan städerna. I denna beräkning har en senare analys av ca 670 000 deltagare från ACS CPS II valts som underlag för antaget ER-samband (Turner et al., 2016). Den aktuella bearbetningen tar hänsyn både till den regionala och lokala halten av PM_{2.5}, och ger därför två ER-samband som är simultant modellerade. För total mortalitet var ökningen 4 % per 10 $\mu\text{g m}^{-3}$ högre regional halt och 26 % per 10 $\mu\text{g m}^{-3}$ högre lokal halt.

För mortalitet görs inte något tillägg av korttidseffekter på dagligt antal dödsfall beroende av PM_{2.5}. Eftersom nationella data anger att 20 % av slitagepartiklarna faller inom fraktionen PM_{2.5} (se avsnitt 2.2.2), tillskrivs även slitagepartiklarna i finfraktionen en effekt på mortaliteten. För grovfraktionen av slitagepartiklar antas ingen effekt av långtidsexponering på mortaliteten. Istället beräknas mortaliteten enbart baserat på påverkan av korttidsexponering enligt ett samband hämtat från en studie av Stockholm (Meister et al., 2012).

För effekterna på utveckling av hjärtinfarkt (Cesaroni et al., 2014) respektive stroke (Stafoggia et al., 2014) har ER-sambanden hämtats från den stora europeiska multicenterstudien ESCAPE som speglar effekter av lokal haltvariation, i vilken även svenska kohorter ingår. Båda artiklarna ger ER-samband från många olika modeller, där huvudresultat från abstracts har valts. För hjärtinfarkt är det sambandet för PM₁₀ som är statistiskt signifikant, vilket gör att hela exponeringen från slitage antas ge effekt, och samma ER-samband tillämpas för avgaspartiklar och finfraktionen, fast koefficienten för PM_{2.5} egentligen var högre men icke signifikant.

Beträffande diabetes valdes att använda den senast publicerade meta-analysen av kohortstudier som väger samman åtta studier (He et al., 2017).

För barnastma valdes den senast publicerade översikten av samband med trafikens föroreningar, där meta-analysen omfattar 10 kohorter inklusive en svensk (Khreis et al., 2017). Studierna avser incidens eller livstidsprevalens vilket för barn är tämligen likvärdiga mått för ändamålet att analysera uppkomst. Beträffande partikelexponering och astmauppkomst hos vuxna har resultaten varit mindre samstämmiga. Det finns studier som talar för ett samband med trafikens föroreningar, men exempelvis meta-analysen i den stora europeiska kohortstudien ESCAPE gav inte signifikanta samband. Kostnader för astma hos vuxna beräknas därför bara som en konsekvens av astma som uppkommit av föroreningsexponeringen medan man var barn.

ER-sambandet för tidig födsel är hämtat från den senast publicerade meta-analysen med resultat från 28 studier (Klepac et al., 2018).

Tillgången på samband vad gäller partikelexponeringens effekter på incidensen av KOL är begränsad. Vissa studier använder andra luftföroreningsmått (NO₂, NO_x, trafikvolym), andra använder andra sjuklighetsmått (prevalens). ER-funktionen har nu hämtats från en

registerbaserad prospektiv kohortstudie i Toronto med 1,1 miljoner personer, men det finns osäkerhet kring otillräcklig justering för rökning med mera (Weichental et al., 2017).

Beträffande sjukdagar (restricted activity days) har vi gjort som i de flesta liknande beräkningar och följt rekommendationen från WHO (REVIHAAP, HRAPIE; 2013a,b) att basera analysen på ER-funktionen rapporterad i en studie från USA (Ostro, 1987). Studien är gammal, liten och av ganska tveksam relevans, och skulle behöva ersättas av bättre data om hur sjuklighet i allmänbefolkningen påverkas.

Tabell 3.2. Inkluderade exponerings-responsfunktioner och källor. (95 % konfidensintervall inom parenteser.)

Hälsoutfall	Källa	ER-funktion	Kommentar
Mortalitet	Turner et al., 2016	1,26 (1,19–1,34) per 10 µg m ⁻³ PM _{2.5}	ER-funktionen avser ”near source PM _{2.5} ”
Dagligt antal dödsfall	Meister et al., 2012	1,0168 (1,002–1,0315) per 10 µg m ⁻³ PM ₁₀ –PM _{2.5}	Analysen hade fokus på vägdam
Hjärtinfarkt	Cesaroni et al., 2014	1,12 (1,01–1,25) per 10 µg m ⁻³ PM ₁₀	Alternativa ERF finns inklusive för PM _{2.5}
Stroke	Stafoggia et al., 2014	1,33 (1,01–1,77) per 5 µg m ⁻³ PM _{2.5}	För de 7 kohorter som hade värden under alla trösklar
Diabetes	He et al., 2017	1,25 (1,1–1,43) per 10 µg m ⁻³ PM _{2.5}	Meta-analys av 8 kohorter
KOL	Weichental et al., 2017	1,06 (1,04–1,08) per 3.2 µg m ⁻³ PM _{2.5}	Områdeskontroll för rökning och BMI reducerade ERF med en tredjedel
Barnastma	Khreis et al., 2017	1,03 (1,01–1,05) per 1 µg m ⁻³ PM _{2.5}	ER-funktionen avser oddskvot för incidens eller livstidsprevalens
Astma hos vuxna		Ingen effekt på vuxendebuterande astma har antagits	
För tidig födsel	Klepac et al., 2018	1,24 (1,08–1,41) per 10 µg m ⁻³ PM _{2.5}	
Sjukdagar	Ostro, 1987	1,046 (1,039–1,053) per 10 µg m ⁻³ PM _{2.5}	Tveksam studie som ännu ofta används

3.2.3. Beräkning av tillskrivna fall per befolkningsexponering

Exponerings-responssambanden som har valts uttrycker i de flesta fall hur den relativa risken för nya fall förändras linjärt med årsmedelhalten, oftast per 10 µg m⁻³ högre halt. Den generella beräkningen av antalet fall (AF) som attribueras till en exponering kan tecknas

$$AF = ERF \times C \times P \times f,$$

där ERF är relativa risken (ökningen per enhet högre halt), C är koncentrationen, P är populationsantal och f står för grundfrekvensen av hälsoutfallet i populationen. Den nationella (genomsnittliga) befolkningsexponeringen totalt alla åldrar ($C \times P$) per ton utsläpp har beräknats enligt avsnitt 2.2.2-2.2.3. Produkten av befolkningsexponeringen och relativa risken antas ändra frekvensen [fall per personår] i aktuellt åldersintervall och leda till fall.

Grundfrekvenser hämtas från nationella register vid Socialstyrelsen, utom för astma, diabetes och KOL där de baseras på vetenskapliga studier (tabell 3.3). För dödsfallen beräknas antal förlorade levnadsår utifrån medelvärdet av antalet förlorade levnadsår/dödsfall i aktuell åldersgrupp utifrån livslängdstabell för 2015.

För astma hos vuxna har förekomsten beräknats utifrån prevalensen hos barn som kulminerar före skolåldern justerad för tillfrisknanden från 7 till 19 års ålder.

Eftersom de beräknade hälsoeffekterna av exponering berör olika delar av befolkningen har utifrån befolkningens fördelning på åldersgrupper räknats fram vilken andel av den totala (alla åldrar) befolkningsexponeringen per ton emission som faller på olika åldersintervall. Dessa vikter har sedan tillämpats i beräkningarna för att justera befolkningsdosen per ton vid beräkningarna.

Vikterna som används är de följande: Åldersgruppen 30+ = 0,64, åldersgruppen 50+ = 0,38, åldersgruppen 15-64 = 0,63 och barn 0,012 per årskull, 0,64 motsvarande 64 % av befolkningen osv.

Tabell 3.3. Tillämpade grundfrekvenser (fall per år per 100 000 personer där ej annat anges).

Hälsoutfall	Källa	Grundfrekvens	Kommentar
Totalmortalitet i ålder 30+	Socialstyrelsens statistikdatabas	1 422 per 100 000	Avser riket 2017
Totalmortalitet alla åldrar		915 per 100 000	
Hjärtinfarkt i ålder 30+	Socialstyrelsens statistikdatabas	246 per 100 000	Första incidens i akut hjärtinfarkt efter sju infarktfria år per 100 000 inv justerat för avlidna

			inom 1 år. Avser riket 2015.
Stroke i ålder 30+	Socialstyrelsens statistikdatabas	253 per 100 000	Första incidens i stroke efter sju strokefria år per 100 000 inv justerat för döda inom 1 år. Avser riket 2015.
Diabetes typ 2 i ålder 16+	Norhammar et al., 2016	400 per 100 000	Avser riket 2012
KOL i åldrarna 50+	Lindberg et al., 2006	157 per 100 000	Från svensk kohortuppföljning i ålder 46+
Barnastma 2-18 år med läkemedelsbehandling	Bråbäck et al., 2018	7,5 % prevalens i genomsnitt	Från nationell studie
Astma hos vuxna som debuterat före 20 års ålder	Bråbäck et al., 2018	Efter remission av barnastma antas prevalensen 6%	Remission räknad från 7 till 19 år enligt kohortuppföljning av Andersson et al., 2013
För tidig födsel	Socialstyrelsens statistikdatabas	0,00069 fall per person och år i totala befolkningen	5,8 % av 121 511 barn födda 2016 delat med totala befolkningen
Sjukdagar	Försäkringskassans statistik	11,9 sjukdagar per person i ålder 15-64	Avser riket 2018

3.3. Skadekostnader för hälsoeffekter

3.3.1. Inledning

Luftföroreningarnas skadekostnader handlar om hur välbefinnandet i samhället påverkas negativt till följd av luftföroreningarnas effekter. Vanligen antas att denna negativa påverkan på välbefinnandet ökar på marginalen när exponeringen blir större och större, jfr figur 1.2. Samma kurva ger information om hur välbefinnandet i samhället påverkas positivt till följd av minskade utsläpp, eftersom denna positiva påverkan på välbefinnandet är

samma sak som lägre skadekostnader. I figur 1.2 antas att den positiva påverkan på välbefinnandet minskar på marginalen när utsläppen blir mindre och mindre. Detta betyder att när utsläppen är små (nära noll) blir den extra nyttan av ytterligare en enhet minskat utsläpp också litet (nära noll). Det är dock inte säkert att detta stämmer i verkligheten. Om man bortser från att det i vissa fall finns en lägsta halt som behöver överskridas innan skadliga effekter kan dokumenteras, så talar epidemiologiska resultat oftast för linjära samband till relativ risk vid måttliga halter och däröver en viss utflackning av exponerings-responskurvorna vid riktigt höga nivåer.

Allmänt behövs följande tre steg för en kostnadsbedömning och ekonomisk värdering av hälsoeffekterna från luftföroreningar: (1) identifiering, (2) mätning, och (3) värdering:

- Steg 1 (identifiering) innebär att alla relevanta hälsoeffekter orsakade av luftföroreningar ska identifieras. I avsnitt 3.2.2 listades alla hälsoutfall som inkluderas i denna rapport.
- Steg 2 (mätning) innebär att det krävs evidens kring storleken på effektkedjan från luftföroreningar till hälsoeffekten. I avsnitt 3.2.3 beskrevs beräkningarna där man har beräknat alla inkluderade hälsoeffekter för att addera en totaleffekt av en luftföroreningskälla.
- Steg 3 (värdering) innebär att en enhet av respektive hälsoeffekt ges ett monetärt värde för att summera upp till en total ekonomisk värdering för varje identifierad hälsokonsekvens.

3.3.2. Skadekostnader som inkluderas

I rapporten appliceras samhällsperspektiv som betyder att alla relevanta kostnader som uppstår till följd av morbiditet ska inkluderas. Det vill säga att ett hälsoutfall orsakat av luftföroreningar innebär både sjukvårdskostnader, minskad produktion och att individens livskvalitet påverkas i mindre eller större utsträckning:

- Direkta behandlingskostnader till följd av hälsokonsekvenserna (såväl vid mortalitet som morbiditet) (DK).
- Produktionsbortfall orsakat av hälsokonsekvenserna (ibland även definierat som indirekta kostnader) vilket är den ekonomiska värdering av de produktionsförluster som uppstår på grund av förtida död eller sjuklighet (PK).
- Det ekonomiska värdet av minskad mortalitet och morbiditet per se, vilket ofta uttrycks som betalningsviljan för att minska risken för mortalitet och morbiditet (värdet av bättre hälsa som inte är relaterat till eventuella inkomsteffekter eller liknande) (H).

Summan av alla listade ekonomiska värden för varje hälsokonsekvens utgör det totala ekonomiska värdet (TV) enligt följande: $TV = DK + PK + H$. För att undvika dubbelräkning antas att betalningsviljan (H) har skattats på ett sätt så att posterna DK och PK inte ingår i betalningsviljan, jfr resonemanget i box 1.1.

För beräkning av de direkta kostnaderna utgörs dessa av värdet av den resursförbrukning som krävs för behandling av sjukdom, vilket kan inkludera sjukvårdskostnader såväl som kostnader för mer långtidsbehandling (t.ex. om en strokepatient ska placeras i ett särskilt boende för vidare vård). Utöver kostnader för formell vård kan kostnader för informell vård vara en betydande kostnadspost och det bör så långt som möjligt också inkluderas i kostnadsberäkningen. Samhällsperspektivet innebär som sagt att alla resurser som tas i anspråk (bland individer, offentlig sektor, näringsliv) ska inkluderas.

Produktionsbortfallet utgörs av den förlorade arbetstiden (sjukfrånvaro, förtids-pensionering, förtida död etc.) på den reguljära arbetsmarknaden. Detta beräknas genom att multiplicera antalet av en tidsenhet (timmar, dagar) förlorad produktion på grund av sjukdomen med det ekonomiska värdet per den valda tidsenheten. Värderingen av tidsenheten kan baseras på humankapitalmetoden eller friktionskostnadsmetoden. Humankapitalmetoden utgår från marknadspriset på lön för att värdera varje dags sjukskrivning, dvs. att sjukskrivning värderas lika högt som arbetsgivare är villig att betala för ett visst arbete. Kritikerna mot humankapitalmetoden menar att man överskattar det ekonomiska värdet av produktionsbortfall. Vid frånvaro kan nämligen en individ ersättas av någon annan efter en viss sökperiod ("friktionskostnaden"), vilket dock innebär att den som ersätter en person inte tidigare hade ett arbete. Däremot om någon med andra arbetsuppgifter ersätter en frånvarande person förlorar man ändå produktion och då gäller humankapitalmetoden. I många moderna yrken kan det faktiska produktionsbortfallet kompenseras efterhand via flexibelt arbete. I dessa fall skulle man kunna värdera produktionsbortfallet med friktionskostnadsmetoden men data som behövs (t.ex. tiden det tar att anställa en tidigare arbetslös person) för att tillämpa metoden är otillräckliga. Så länge den kunskapsluckan finns är det därför rimligt att för väl fungerande arbetsmarknader använda humankapitalmetoden.

3.3.3. Hälsovärdering genom betalningsvilja eller QALY

Den sista termen H ovan, dvs. det ekonomiska värdet av förbättrad hälsa (undvikande av död eller sjukdom), baseras på betalningsviljeansatsen. Denna värdering kan göras genom att en hälsoeffekt, t.ex. dödlighet, värderas direkt genom någon av de metoder som beskrivs i box 1.1. Ett alternativ är att använda ett standardiserat hälsovärderingsmått som t.ex. kvalitetsjusterade levnadsår (quality adjusted life years – QALY) eller funktionsnedsatta levnadsår (disability adjusted life years - DALY). Värderingen baseras på frågeundersökningar om specifika hälsoproblem och rapporteras mellan värdena 1 och 0. Konceptuellt finns likheter mellan DALY och QALY, men beräkningsmetoderna skiljer sig i grundläggande antagande om förväntad livslängd och hur livskvalitet estimeras (för mer information se Drummond et al., 2015). DALY-metoden används av WHO och Världsbanken för att summera global sjukdomsburden men också i ekonomiska utvärderingar, främst i utvecklingsländer.

För att exemplifiera alternativen för värdering av förbättrad hälsa kan vi tänka hypotetiskt att utsläpp på 1000 kg av föroreningen "ABC" orsakar 50 nya fall av kroniskt obstruktiv lungsjukdom (KOL). Då kan man ekonomiskt värdera betalningsviljan för att minska risken för KOL. Hypotetiskt kan en betalningsviljestudie vara genomförd med t.ex. en scenariometod och betalningsviljan för varje minskat fall av KOL har skattats till 1 250 000 kr per fall, vilket ger 62 500 000 kr, se "Mätning 1" respektive "Värdering 1" i figur 3.2.

Ett alternativt tillvägagångssätt, exempelvis för att det anses för komplicerat eller tidskrävande att genomföra en betalningsviljestudie, är att översätta hälsoeffekten till något av de standardmått på hälsa som används i hälsoekonomisk litteratur, t.ex. QALY, vilket är produkten av levnadsår och hälsorelaterad livskvalitet under varje levnadsår. Livskvalitet mäts med ett index som generellt går från 0 ("likvärdig med död") till 1 ("bästa möjliga hälsa") (Ryen och Svensson, 2015). En tolkning av en (1) QALY är således ett levnadsår med fullgod hälsa. En individ som beräknas ha 5 återstående levnadsår med en skattad hälsorelaterad livskvalitet på 0,6 har sammanfattningsvis $5 \times 0,6 = 3$ återstående QALY.

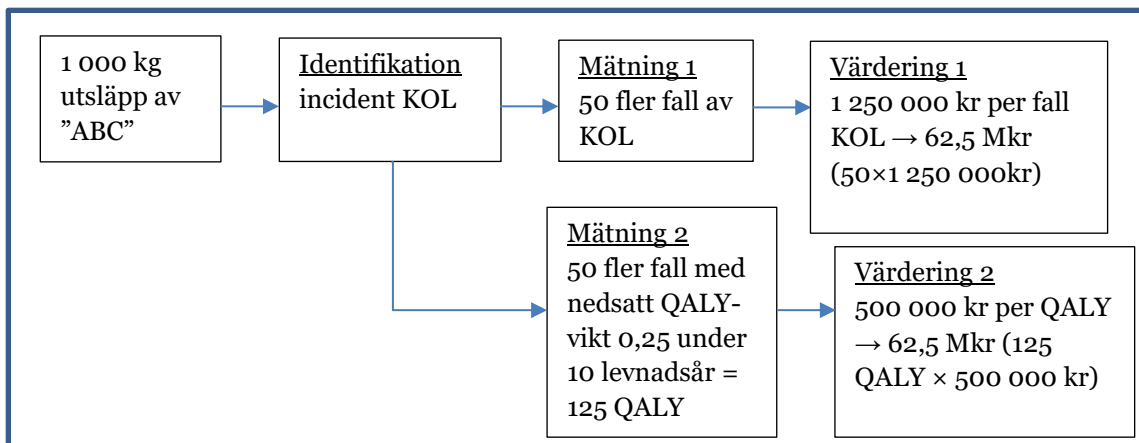
För att översätta effekten av ett nytt fall av KOL till QALY krävs data om förväntad återstående livslängd (genomsnitt) för de individer som får KOL. Det krävs också data på den nedsättning i hälsorelaterad livskvalitet som sjukdomen innebär. Dessa data behöver ofta inte inhämtas från primärdata utan kan i många fall fås från register eller befintlig litteratur. Exempelvis kan antalet levnadsår med KOL baseras på förväntad återstående livslängd hos patienter som blir diagnosticerade med KOL (vilket kan utläsas från register). Även kring nedsättningen i hälsorelaterad livskvalitet av en sjukdom finns data att hämta ifrån litteratur. Slutligen, när man översatt effekten i QALY, 125 QALY i exemplet i figur 3.2 ("Mätning 2") multipliceras detta med empiriska värden för betalningsviljan för en QALY (500 000 kr i exemplet i figur 3.2, "Värdering 2").

I exemplet i figur 3.2 har vi tacksamt nog fått likvärdigt resultat (62,5 miljoner kronor). För att beräkna värdet per kg utsläpp av "ABC" divideras det ekonomiska värdet med utsläppet på 1000 kg, vilket ger 62 500 kr per kg "ABC". Till detta adderas sedan också behandlingskostnader och produktionskostnader som kan uppstå för att få den totala ekonomiska skadan av utsläpp.

Från ett välfärdsteoretiskt perspektiv och för att följa skadekostnadsansatsen bör utgångspunkten vara att följa "Mätning 1" och "Värdering 1" i figur 3.2, dvs. skattningar av direkt betalningsvilja för den förändring som avses. Att gå en omväg via hälsomått som t.ex. QALY eller DALY innebär en avvikelse från skadekostnadsvärdering. Flera av de starka antaganden som krävs för att QALY och DALY ska representera individers preferenser kring t.ex. riskneutralitet, linjäritet m.m., har i ett stort antal studier visat sig inte vara förenliga med hur människor agerar eller anses agera. Det är således väl belagt i såväl teoretisk som empirisk litteratur att levnadsårsmått som QALY och DALY inte kan betraktas som substitut för individers uppfattning av "nytta" (Hammitt, 2013). Det bör därför i första hand betraktas som ett "reservalternativ" som kan fungera som en approximation till en skadekostnadsvärdering.

Inom hälsoekonomi är det vanligt att man fokuserar på levnadsårsmått för en ekonomisk jämförelse av två olika interventioner, t.ex. ett nytt cancerläkemedel som förlänger livslängden för en 85-årig cancerpatient med tre månader jämfört med en hjärtoperation hos en nyfödd där interventionen skulle innebära att barnen kan överleva och därmed ha 80-85 år liv att se fram emot. Att använda en VSL-ansats för denna jämförelse och använda samma VSL för de två olika interventionerna skulle troligen anses vara orimligt av de flesta människor. Därför är det svårt att argumentera för att använda ett och samma VSL-värde i alla sammanhang. En levnadsårsansats är dock inte heller oproblematisk. Om samma värde

används för alla levnadsår gynnas per automatik yngre framför äldre på ett sätt som inte är okontroversiellt. Kanske skulle det vara mer rimligt att räkna med en avtagande betalningsvilja per räddat levnadsår, eftersom det skulle minska den ojämna fördelningen mellan äldre och yngre. En sådan beräkning lämnas dock utanför denna studie, men kan vara befogad att återkomma till i framtida arbeten.



Figur 3.2. Värdering med hjälp av betalningsvilja respektive QALY: Ett exempel.

3.4. Generalisering av kostnader per emission

3.4.1. Inledning

Utifrån vilka hälsoutfall som bedömts lämpliga att inkludera har en genomgång av underlag för värderingen gjorts: mortalitet, hjärtinfarkt, stroke, diabetes typ 2, barnastma, KOL och förtida födsel. Som beskrevs ovan är det totala ekonomiska värdet (TV) summan av direkta behandlingskostnader (DK), produktionskostnader (PK) och värdering av hälsoeffekter (H). Generellt anses ofta att det finns tydliga kunskapsluckor vad gäller kostnadsstudier för de flesta hälsoutfall.

3.4.2. Mortalitet

Den största posten av de totala ekonomiska kostnaderna för hälsoeffekter till följd av luftföroreningar antas ofta vara förtida död (mortalitet). I kostnads-nyttoanalys (CBA) baseras vanligtvis värdet av förtida död på värdet av ett statistiskt liv (VSL), vilket kan ses som samhällets betalningsvilja för att förhindra ett (statistiskt) dödsfall. Som framgick av avsnitt 3.3.3 är ett alternativt tillvägagångssätt att översätta effekten i t.ex. QALY, vilket kan göras genom att varje statistiskt dödsfall multipliceras med antalet återstående levnadsår för det genomsnittliga dödsfallet och enligt skattningar av hälsorelaterad livskvalitet i denna åldersgrupp.

Det finns omfattande ekonomisk litteratur kring huruvida värdet av förtida död bör baseras på "liv" eller "levnadsår", där det senare innebär en viktning på ålder. I avsaknad av tydliga direktiv från lagstiftaren så har olika principer utvecklats inom olika sektorsområden i Sverige. Vid utvärderingar av åtgärder gällande infrastrukturen (Trafikverket) är praxis

sedan länge att värdera effekter av förtida död i "liv", medan det i hälso- och sjukvården är praxis att värdera hälsoeffekter i levnadsår eller kvalitetsjusterade levnadsår (QALY).

Det är rimligt att anta att människor som dör för tidigt på grund av luftföroreningar i genomsnitt är äldre än personer som dör i trafiken. I VSL som Trafikverket har tillämpat baserades VSL-beräkningarna på antagandet att de förlorade statistiska livet oftast gäller en relativt ung person som förväntas att förlora många produktiva år (18,7 QALYs) (Trafikverket, 2018, kapitel 9) jämfört med ett dödsfall orsakat av luftföroreningar. Därför används i denna rapport 2,4 miljoner kr per QALY som rapporteras av Persson och Olofsson (2018) för att värdera antalet förlorade år som i sin tur justerades för livskvalitet. Persson och Olofsson har beräknat QALY-värden utifrån skattningar i en förstudie (Olofsson et al., 2016), som ligger till grund för Trafikverkets senast accepterade värde på 40,6 miljoner kronor per statistiskt liv (Trafikverket, 2018, kapitel 9) och tillämpat tidigare använda beräkningsmetoder (Mason et al., 2009). Söderqvist et al. (2017) gjorde en översikt av möjliga QALY-värden som visar en stor variation (480 000 – 5 300 000 kr, 2015 års prisnivå) på grund av olika monetära värden per statistiskt liv från olika källor. Här har gjorts en begränsning så till vida att vi använder det QALY-värde som är räknat utifrån det aktuella värde per statistiskt liv som är accepterat av Trafikverket. För att värdera mortalitet relaterad till luftföroreningar multipliceras QALY-värdet med antalet förlorade år i genomsnitt som justeras för rapporterade åldersviktad livskvalitet bland vuxna (30+) i Sverige (Burström et al., 2001). Enligt beräkningarna antas att dödsfall tillskrivna PM_{2.5} i genomsnitt leder till förlust av 11,2 år enligt en beräkning för 2015 (Gustafsson et al., 2018) och efter justering 9,7 år uttryckt i QALYs. Antalet dödsfall som uppstår värderas genom att multiplicera antalet förlorade år med QALY-värdet 2,4 miljoner kronor. För dagligt antal dödsfall kan genomsnittlig livslängdsförlust inte beräknas. Här antas att man förlorar 1 år och att dödsfall genomsnittligt inträffar i hög ålder (80-89 år). För att värdera dagligt antal dödsfall viktades med QALY-värdet för livskvalitet (0,74) som har rapporterats för 80-89-åringar i Sverige (Burström et al., 2001).

Fördröjningseffekter. I nuvarande rapport tas inte hänsyn till möjlig fördröjning av hälsoeffekter relaterade till luftföroreningsexponering. Det är rimligt att förvänta att man ska vara exponerad för luftföroreningar ett antal år innan man kan se att risken för hälsoutfall i fråga (mortalitet eller morbiditet) påverkas. Epidemiologiska data i ämnet är mycket osäkra och inga motsvarande beräkningar som författarna känner till har applicerat fördröjningstider för hälsoutfall och därmed till kostnaderna i den svenska kontexten. Därför beslutades att räkna som att hälsokonsekvenserna uppstår omedelbart. Däremot har USEPA (2012) använt segmenterad fördröjningseffekt för mortalitet där de antog att 30 % av beräknad mortalitet uppstår under det första året, 50 % mellan 2 och 5 år och 20 % av dödsfallen uppstår mellan 6 och 20 år av exponeringen för PM_{2.5}. Liknande segmentering skulle kunna appliceras i framtiden när kunskap om fördröjningseffekter har publicerats och då kan ASEK-värdena uppdateras.

3.4.3. Morbiditet

För värderingen av morbiditet har en litteraturgenomgång utförts. Sökordkombinationer baserades på en vetenskaplig studie som rapporterar en skattning av luftföroreningars kostnader för Storbritanniens National Health Service och socialtjänst (Pimpin et al, 2018).

Sökordkombinationerna anpassades för svenska förhållanden och sökningen genomfördes på Pubmed för att hitta kostnadsstudier för alla sjukdomar: (((cost of disease[MeSH Terms]) OR cost of illness[MeSH Terms]) AND sweden[MeSH Terms]))) AND respective disease [MeSH Terms]. Exempelvis hittades 13 studier för stroke varav Persson et al. (2017), som beräknar kostnader för närstående som tar hand om personer som överlevde en stroke i Sverige, valdes ut. För behandlingskostnader och produktionsbortfall identifierades Lekander et al. (2017) från Gustafsson et al. (2018). För diabetes, barnastma och förtida födsel hittades inga motsvarande vetenskapliga studier genomförda i Sverige. Därför utökades sökningen på PubMed med att tillåta studier genomförda i andra liknande europeiska länder (t.ex. Danmark, Nederländerna, Norge, Finland och Storbritannien). Utvalda studier var begränsades att motsvara till vissa kriterier (a) publicerade mellan 2005 och 2018 (b) representativa för svenska förhållanden (c) tydligt definierade (ICD-koder) hälsoutfall (d) kostnader representerar/motsvarar till respektive hälsoutfall i fråga. För att hitta vetenskapliga artiklar om livskvalitet för respektive hälsoutfall har olika sökkombinationer använts, exempelvis innehöll en sökkedja ”sjukdom i fråga” AND *utility weights* OR *health related quality adjusted life*” AND ”sweden”. Alla kostnadsstudierna har kvalitetsgranskats och godkänts av Hedi Kriit, Mikael Svensson och Sven-Arne Jansson. Alla kostnader rapporteras på 2017 års prisnivå och inom parentes anges kostnader som är justerade för skattefaktor. För de direkta kostnaderna tillämpades skattefaktorn 1,3, jfr avsnitt 1.2.2.

3.4.3.1. Stroke

Direkta och indirekta kostnader på grund av stroke baserades på Lekander et al. (2017) som följde patienter (n=47 000) som hade överlevt stroke under två år och summerade kostnader relaterad till sjukdomen genom att sammanfoga olika registerdata. Lekander et al. följde patientgrupper med diagnos intracerebral haemorrhage (ICH) (ICD-10: I61) och ischemic stroke (ICD-10: I63) (IS), där ICH överlevnad visade sig ha högre kostnader jämfört med IS. Kostnaderna uppgick till 350 000-480 000 kr (2016 års värde) beroende på svårighetsgrad. På grund av allvarlighetsgraden vid stroke har man även skattat kostnader för närstående som tar hand om patienten efter insjuknandet. Persson et al. (2017) utdelade en 24 timmars dagbok till frun/mannen som stöttade individen med stroke i hemmet. Närstående antecknade antalet timmar man spenderade för att vårda sin respektive. Beroende på individens behov av hjälp grupperade författarna patienter som överlevt stroke till beroende och oberoende. Totala årliga genomsnittskostnader för närstående hjälp var 25 127 euro för beroende stroke-individer och 991 euro för oberoende stroke-individer.

Lekander et al. (2017) följde patienter bara två år men det är rimligt att förvänta att stroke orsakar långvarig invaliditet som är kopplad till resursförbrukning. Därför beräknades livstidskostnader för stroke enligt Svensson (2019). Kostnadsdata och medelålder för insjuknandet extraherades från Lekander et al. och enligt den genomsnittliga förväntade livslängden i Sverige beräknade man förväntade livslängden efter stroke för respektive grupper. Baserat på andra årets kostnader beräknade man livstidskostnader med 3,5 % diskonteringsränta och summerade de för båda grupperna separat. Sedan viktade man genomsnittliga livstidskostnader enligt de två diagnosgrupperna. Liknande kalkyl genomfördes för närståendevård och viktades för två diagnosgrupper. Sedan summerades behandlingskostnader, produktionsbortfall och närståendevård och de totala kostnaderna uppgick till 2,5 miljoner kronor (3,1 miljoner kronor).

Vikterna för förlust av livskvalitet efter en stroke hämtades från Ghatnekar et al. (2013) där de har sammanfogat två datasets (N=544) baserat på två olika år (2006/2009 som innehåller information om patienter som överlevde både ischemisk eller haemorrage stroke och svarade på EQ-5D frågeformulär om livskvaliteten 3 månader efter händelsen. I den här rapporten används de senaste resultaten (2009) om EQ-5D (0,61) eftersom antalet patienter som besvarade enkäten var betydligt högre (n=439) och med tanke på att kvaliteten på behandlingarna har förbättrats med tiden. För rapportens resultat var det viktigt att fånga patientens livskvalitet efter den akuta fasen för att skatta den eventuella förlusten i livskvalitet. I genomsnitt förväntas man förlora 2,85 kvalitetsjusterade levnadsår på grund av stroke.

3.4.3.2. *Hjärtinfarkt*

Litteratursökning på PubMed gav 4 träffar men de exkluderades för att de inte uppfyllde kriterierna listade ovan. Studien av Mourad et al. (2013) var listad som en av de möjliga studierna i Söderqvist et al. (2017). Efter granskningen och till följd av brist på bättre kostnadsstudier valde vi att använda kostnaderna rapporterade av Mourad et al. (2013). Författarna har följt patienterna efter akut hjärtinfarkt under en tvåårsperiod och samlat data om deras sjukvårdskonsumtion och sociala utgifter. Totalt 49 patienter med diagnoskod (ICD-I21) som överlevde hjärtinfarkt inkluderades och genomsnittskostnader per fall för första och andra året efter händelsen rapporteras. Med tanke på att patienter som får hjärtinfarkt ofta är multisjuka och har andra hjärt-kärlsjukdomar som gör att det är svårt att tydligt skilja kostnader mellan olika diagnoser beslutades att skatta kostnaderna som uppstår av hjärtinfarkt under en period av ett år. Liknande antaganden har gjorts i en annan rapport för Trafikverket (Johansson, 2016). Mourad et al. (2013) rapporterar att genomsnittliga direkta och indirekta kostnader till följd av akut hjärtinfarkt motsvarar 205 750 kr (256 982 kr). Jämförelse kan göras med värdet som Gustafsson et al. (2018) använder där kostnader per hjärtinfarkt baserad på en studie från USA (Kern et al., 2016) och efter justering för rapporteras att motsvara 275 800 kr (2015 års värde). En äldre svensk studie som jämför två behandlingstyper (PCI vs. trombolys) bland patienter med akut hjärtinfarkt summerade kostnader (inklusive direkta och indirekta) för respektive grupper och rapporterade medelvärde på 203 267 kr (2017 värde) för ett år efter händelsen (Aasa et al., 2010). Man kan konstatera att kostnader relaterade till hjärtinfarkt är i samma storleksordning även om man använder olika datakällor.

3.4.3.3. *Diabetes*

För typ II diabetes (T2DM) hittade vi 25 studier på PubMed varav bara nio var ekonomiska studier men ingen av dem skiljer ut kostnader relaterade diabetes per se. Därför utökades sökningen till studier genomförda i Europa. Peters et al. (2017) har skattat den totala ekonomiska bördan relaterad till diabetes mellitus i Nederländerna. Författarna gjorde en systematisk litteraturoversikt enligt PRISMA riktlinjer och rapporterar omfattande kostnader relaterad till sjukdomen - båda direkta och indirekta kostnader och kostnader relaterad till komplikationer. Totala rapporterade kostnader för T2DM var dividerade med antalet patienter för att beräkna årliga kostnader relaterade till per T2DM fall. Genomsnittlig sjukdomsduration baserades på Sveriges Nationella Diabetesregister årliga rapport (Gudbjörnsdottir et al., 2017). Genomsnittliga årliga kostnader per fall beräknades uppgå till 57 760 kr utifrån Peters et al. (2017) vilket är något högre än årliga kostnader per

diabetesfall rapporterade i de svenska studierna (36 000 – 49 000 kr (2017)) men skillnaden kan bero på att de svenska studierna inte har beräknat indirekta kostnader eller komplikationer relaterade till sjukdomen (Svensson et al., 2018). Livstidskostnader per T2DM baserades på sjukdomsdurationen utifrån Gudbjörnsdottir et al. (2017) och årliga kostnader diskonterades med 3,5 % och summerades sedan. Kostnader per T2DM fall rapporteras att ligga i genomsnitt 482 327 kr (540 206 kr) per fall.

Hälsorelaterade kvalitetsvikter för T2DM hämtas från en tvärsnittsstudie av Neumann et al. (2014). I studien använder de SF-6D index för att beräkna hälsorelaterade livskvalitetsvikter bland den totala befolkningen och jämför dem med prediabetiker och patienter med T2DM i Norra Sverige. Neumann et al. (2014) skattade livskvaliteten bland T2DM patienter till 0,738 som är jämförbar med befolkningsstudien av Arne et al. (2009), i vilken människor med diabetes rapporterades att ha EQ-5D index på 0,72.

3.4.3.4. *Kroniskt obstruktiv lungsjukdom (KOL)*

För KOL hittade vi nio studier varav tre var relevanta. Stållberg et al. (2018) har jämfört ett stort antal patienter med KOL med en referensgrupp. KOL-kostnader är svåra att beräkna därför att KOL-patienter ofta har många andra kroniska sjukdomar som innebär att det är svårt att skatta direkta kostnader relaterad till KOL per se. Exempelvis rapporterar Stållberg et al. (2018) att 80 % av totala direkta kostnader var relaterade till komorbiditet och ungefär 20 % av kostnaderna var associerade med KOL. Stållberg et al. (2018) rapporterar årliga kostnader per KOL-patient i respektive svårighetsgrad. I den här rapporten viktades kostnader enligt svårighetsgrad och de årliga kostnaderna per KOL-patient uppskattades uppgå till 7 263 kr. Vidare beräknades livstidskostnader enligt den förväntade livslängden i Sverige (SCB). Årliga direkta kostnader summerades och efter diskontering med 3,5 % uppgår kostnaderna till 106 850 (138 905) kr per KOL-patient. Nackdelen med studien av Stållberg et al. (2018) är att de inte skattar produktionsbortfall relaterat till sjukdomen. Genomsnittsåldern för KOL-patienterna var 65 år (Lisspers et al., 2018), vilket tyder på att deras produktionsbortfall inte förväntas vara stort, men underskattning av kostnader utifrån samhällsperspektiv är mycket möjligt.

QALY-vikter för patienter med KOL baserades på Arne et al. (2009). I studien har man kategoriserat självrapporterade kroniska sjukdomsgrupper och jämfört dem mot den totala befolkningen. Arne et al. rapporterar att patienter med KOL har 0,62 EQ-5D index. Detta kan jämföras med en senare studie av Sundh et al. (2015) där medelvärdet EQ-5D index (sammanvägd för kvinnor och män) är 0,655.

3.4.3.5. *Barnastma*

För barnastma hittades inga svenska studier som rapporterar kostnader relaterad till sjukdomen. Därför utökades söknedjan, vilket resulterade i att vi fann en portugisisk studie (Ferreira De Magalhães et al., 2017) som är en populations- och prevalensbaserade kostnadsstudie som applicerade samhällets perspektiv dvs. både direkta och indirekta kostnader skattades. Totala årliga kostnader för ett barn med astmadiagnos beräknades i genomsnitt uppgå till 9 940 kr. I rapporten beräknas kostnaderna för astma bland barn mellan 2 och 19 år uppgå till 136 617 kr (174 118 kr). Studier har visat att 20 % av astmatikerna blir av med sin sjukdom i vuxen ålder medan övriga som har fått astmadiagnos fortsätter att ha sjukdomen livet ut (Andersson et al., 2013). Här beräknas sjukdomsduration baserad på den genomsnittliga livslängden i Sverige. Därefter beräknades kostnader för kvarvarande astmatiker enligt kostnader utifrån Jansson et al. (2007) som

skattade genomsnittliga kostnader för astma bland vuxna. Jansson et al. (2007) genomförde en populationsbaserad intervjustudie av ett urval av astmatiker som besvarade frågor om deras resurskonsumtion relaterat till sjukdomen. Livstidskostnader beräknas enligt den förväntade livslängden i Sverige och diskonteras med 3,5 %. Kostnaderna per astmafall i vuxen ålder summerades till 1 600 000 kr (1 700 000 kr).

Livskvaliteten bland barn med astma rapporteras av Bergfors et al. (2015) som använde barnanpassade EQ-5D-Y frågeformulär för att skatta livskvalitet och rapporterar *visual analogue scale* (VAS) medelvärde bland barn med astma (8-16 år) att vara 80,7. För vuxen astma hittades inga vetenskapliga studier som rapporterar QALY-vikter. Dessutom hade Jansson et al. (2016) tillgång till data som innehåll astmatikers svar på SF-36 frågeformulär. Tack vare tillgång till data representativa för astmatiker i Sverige beräknades QALY-vikterna enligt tidigare godkänd metod (Brazier and Roberts, 2004). Resultat har skickats i abstraktform till European Respiratory Society (ERS) och ska publiceras i en vetenskaplig tidskrift i framtiden.

3.4.3.6. *Förtida födsel*

Det enda hälsoutfall där en modelleringsstudie används för kostnader är förtida födsel. Där finns begränsad litteratur om kostnader relaterade till förtida födsel. En nyligen publicerade systematisk översikt om kostnader relaterade till förtida födsel sammanfattade att ofta rapporteras direkta kostnader som uppstår vid händelsen och få studier rapporterar direkta kostnader under de första åren i barndomen (Petrou et al., 2018). Mangham et al. (2009) genomförde en omfattande modelleringsstudie för att skatta kostnader relaterade till förtida födsel utifrån ett samhällsperspektiv i England. Deras modellering genererade kostnader bland de barn som föddes årligen i England och Wales såväl som förtidiga enligt antal veckor vid födelse som blev kategoriserad enligt förtida födsel kategorier (extremt förtidig, mycket förtidig och alla förtidiga). Kostnader relaterade till förtida födsel projekteras fram till 18 år i studien. Efter justeringar beräknades att ett barn som fötts för tidigt kostar i genomsnitt 1,0 (1,3) miljoner kronor tills man blir vuxen, dvs. 18 år.

Några QALY-vikter rapporterade för förtida födsel hittades tyvärr inte. Husby et al. (2016) har följt en kohort med barn som föddes för tidigt i Norge och mätt deras livskvalitet med SF-36 frågeformulär när barnen hade fyllt 23 år. De publicerade SF-36 resultat om livskvaliteten bland barn som föddes med väldigt låg födelsevikt, där dessa rapporterade lägre livskvalitet både fysiskt och mentalt jämfört med kontrollgruppen. Husby et al. (2016) har tyvärr inte beräknat eller publicerat QALY-vikterna utifrån SF-36 data. Kontakt togs med Husby et al. för att begära tillgång till data eller opublicerade QALY vikter för respektive grupper men vi fick nekande svar från dataägarna. Denna kunskapslucka behöver kompletteras senare i framtiden när data är publicerade.

3.4.3.7. *Sjukdagar - Restricted activity days (RAD)*

Tyvärr hittades inga uppdaterade studier av människors betalningsvilja som har skattat värdet för att undvika att vara frånvarande från jobbet på grund av försämrad hälsa (t.ex. luftvägsproblem). Tidigare rapporter (Gustafsson et al., 2018) har värderat sjukfrånvaro med hjälp av betalningsvilja utifrån en beräkningsmetod med ursprung i ExternE-projektet (Bickel och Friedrich, 2005). Den beräkningsmetoden för att värdera sjukfrånvaro utgår

ifrån en betalningsviljestudie gjord av Ready et al. (2004). Författarna har frågat deltagarna hur mycket man är villig att betala för att undvika att vara hemma 3 dagar från jobbet på grund av sjukdom. Inom ExternE-projektet började de värdera en dags sjukfrånvaro med att den skattade betalningsviljan delades med tre för att extrahera monetära värdet för en dag. Sedan har Gustafsson et al. (2018) applicerat samma värderingsmetod och adderat det genomsnittliga produktionsbortfallet i Sverige för att monetärt värdera sjukfrånvaron. Som betonats i början saknas studier som har mätt människors betalningsvilja inom området och det finns anledning att fortsätta med samma värderingsmodell, dvs. obehag 528 kr (baserat på Ready et al., 2004) adderades med Sveriges genomsnittliga produktionsbortfall motsvarande 1 500 kr enligt SCB, totalt 2 028 kr.

3.4.3.8. Populationens QALY-vikter

För att jämföra förlorad livskvalitet och räkna antalet förlorade QALY per hälsoutfall behövs ett referensvärde för Sveriges allmänna befolknings genomsnittliga livskvalitet. Detta värde baserades på Burström et al. (2014) där författarna har sammanfogat två populationsbaserade tvärsnittsenkätdata från Sverige. Respondenter svarade på time-trade off (TTO) och visual analogue scale (VAS) frågor för att skatta livskvaliteten. Utifrån poolade datamängder rapporterar Burström et al. (2014) att i genomsnitt har Sveriges befolkning erfarenhetsbaserad TTO livskvalitet 0,91. Eftersom Tandvårds- och läkemedelsförmånsverket (TVL) efterfrågar just erfarenhetsbaserade värden istället för hypotetiska värden (t.ex. NICE i Storbritannien) följde vi den rekommendation som efterfrågas i Sverige. Samma värde (0,91) rapporterar Arne et al. (2009), som mätte livskvaliteten bland den friska befolkningen i Sverige och jämförde denna mot livskvaliteten bland kroniskt sjuka individer.

3.4.4. Beräknade kostnader per fall

Resultaten i form av kostnad per orsakat fall för de olika hälsoutfallen redovisas i tabell 3.4 och 3.5.

Tabell 3.4. Monetära värden per hälsoutfall.

9	Källa	Monetärt värde per fall 2017 (kr)*	Kostnader som inkluderas***	Sjukdoms-duration/förlust (år)
Mortalitet total (ålder 30+) (PM2.5)	Persson & Olofsson, 2018	23 300 000	NA	9,7
Dagligt antal dödsfall (PM10)	Persson & Olofsson, 2018	1 780 000**	NA	1
Hjärtinfarkt	Mourad et al., 2013	260 000	DK+PK	1

Stroke	Lekander et al., 2017 Persson et al., 2017	3 100 000	DK+PK Närstående vård	10
Diabetes	Peters et al., 2017	540 000	DK+PK	9
KOL	Ställberg et al., 2018	140 000	DK	19
Barnastma ≤19	Ferreira De Magalhães et al., 2017	170 000	DK+PK	17
Vuxenastma >19	Jansson et al., 2007	1 700 000	DK+PK	66
För tidig födsel	Mangham et al., 2009	1 300 000	DK	84
Sjukdagar	Ready et al., 2004 + SCB	2 028	Obehag+PK	NA

* Inklusive skattefaktorn 1,3, se avsnitt 1.2.2.

** Justerat för 80-89 åringars livskvalitet (0,74) i Sverige (Burström et al., 2001).

*** NA=ej tillämplig (*not applicable*), DK=direkta kostnader, PK=kostnader till följd av produktionsbortfall, se avsnitt 3.3.2.

Tabell 3.5. Beräknad QALY-förlust för hälsoutfall bland de som överlever.

Hälsoutfall	Källa	QALY-förlust
Mortalitet	Persson & Olofsson, 2018	NA
Hjärtinfarkt	Gencer et al., 2016	0,09
Stroke	Ghatnekar et al., 2013	2,85
Diabetes	Neumann et al., 2014	1,55
KOL	Arne et al., 2009	5,51

Barnastma ≤ 19	Bergfors et al., 2015	1,75
Vuxenastma >19	Jansson et al., (to be published)	9,24
För tidig födsel	NA	NA
Sjukdagar	NA	NA

NA=ej tillämplig (*not applicable*)

3.4.5. Summering till kostnader per emission

För beräkningen av totala skadekostnader användes generellt följande beräkningsmetod:

- i) Antal tillskrivna fall av respektive hälsoutfall multiplicerades med skattade genomsnittskostnader per hälsoutfall.
- ii) För QALY-värdet görs beräkningen genom att antalet fall för respektive hälsoutfall multiplicerades med genomsnittligt antal förlorade år och sedan multiplicerades det med det skattade monetära QALY-värdet.

För summeringen av skadekostnader gällande emissioner av PM_{2.5} inkluderas följande hälsoutfall: Mortalitet, hjärtinfarkt, stroke, diabetes, KOL, barnastma, sjukdagar och förtida födsel. Ingen skillnad görs mellan PM_{2.5} från avgaser respektive slitage. Avgasemissionen faller helt inom PM_{2.5}.

För kostnader gällande den del av slitageemissionen som faller inom grovfraktionen inkluderas dagligt antal dödsfall (totalt alla åldrar), hjärtinfarkt och förtida födsel.

För att räkna kostnad per emission totalt för slitage viktas kostnad per emission för grovfraktionen med 0,8 (80 % av totala slitageemissionen) och för PM_{2.5} med 0,2 (20 % av slitageemissionen).

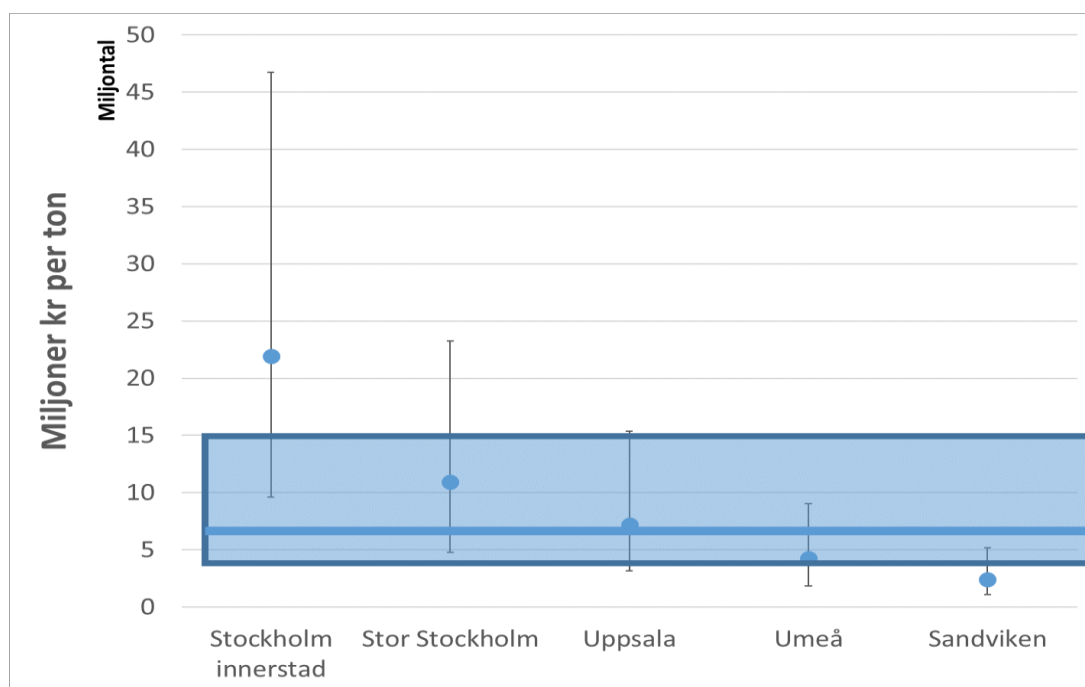
För att kunna rapportera skadekostnader i kr $\mu\text{g}^{-1} \text{ m}^3 \text{ pers}^{-1}$ dividerades skadekostnaderna med den generella nationella befolkningsexponeringen ($885 \mu\text{g m}^{-3} \text{ pers ton}^{-1}$).

Resultaten sammanfattas i tabell 3.6. Som förväntat kan man se av figur 3.3 att de genomsnittliga skadekostnaderna per ton PM_{2.5} påverkas av befolkningstäthet. Skadekostnaderna blir högre i tätt befolkade områden.

Tabell 3.6. Monetärt värde av minskade utsläpp.

	Skadekostnader i kr per ton utsläpp givet den generella nationella befolkningsexponeringen*	Skadekostnader i kr $\mu\text{g}^{-1} \text{m}^3 \text{pers}^{-1}$ (årsmedelvärde)
PM2.5 (totalt)	6 900 000	7 800
Avgaspartiklar	6 900 000	7 800
Slitagepartiklar i grovfraktionen	40 000	45
Slitagepartiklar som PM10 (totalt)	1 400 000	1 600

* Den generella nationella befolkningsexponeringen, $885 \mu\text{g m}^{-3} \text{pers ton}^{-1}$, baseras här på förhållandet för slitageemissioner uttryckt som PM10, se avsnitt 2.2.2.



Figur 3.3. Genomsnittliga skadekostnader som miljoner kr per ton PM2.5 inom olika beräkningsområden i Sverige. Kostnader för riksgenomsnittet (6,9 miljoner kr per ton) löper över hela diagrammet. Osäkerheten som uttrycks av intervallen omfattar hela effektkedjan, dvs. osäkerheten från de epidemiologiska och ekonomiska estimaten är inkluderade.

3.4.6. Känslighetsanalys

En probabilistisk känslighetsanalys med hjälp av Monte Carlo-simulering utfördes inkluderande osäkerheten i de relativa riskerna för mortalitet och insjuknande i olika sjukdomar relaterade till luftföroreningsexponering samt osäkerheten i skattningen av livstidskostnaderna vid insjuknande. För att inkludera osäkerheterna från de epidemiologiska studierna extraherades standardfelen för de logaritmerade punktestimaten av relativa riskerna. För kostnadsstudierna saknades osäkerhetsestimat för mortalitet, stroke, hjärtinfarkt och diabetes. För dessa antogs då att konfidensintervallet ligger mellan $\pm 20\%$ av i studierna rapporterat punktestimat. Att inte utelämna osäkerheterna i kostnad för dessa utfall som saknade osäkerhetsestimat rekommenderas i metodologiska arbeten kring probabilistisk känslighetsanalys (Briggs et al., 2012). För att beskriva den statistiska fördelningen av kostnadsdata antogs en gamma-fördelning (Briggs et al., 2012), varefter dessa parametrar beräknades utifrån rapporterade konfidensintervall. Sedan togs 1 000 slumpmässiga iterationer som gav 1 000 skattningar av kostnader per ton utsläpp per hälsoutfall där varje enskild skattning tar hänsyn till olika osäkerheter på olika sätt. Sedan beräknades medelvärdet och 95 % säkerhet utifrån de 1 000 slumpmässiga iterationerna. Om känslighetsanalysens medelvärde ligger nära punktestimatet kan man säga att punktestimatet beskriver verkligheten väl (Svensson, 2019). Som man kan se i tabell 3.7 är konfidensintervallen väldigt breda för exempelvis stroke. Dock måste man ha i åtanke att kostnader allokerade per strokepatient beror på invalidets allvarlighetsgrad som uppstår efter insjuknandet och som i sin tur avgör att kostnaderna per automatik kommer att få större spridning (se avsnitt 3.4.3.1). Man kan förhoppningsvis minska spridningen med förhoppningen att man kan uppdatera input data (i den separata Excel-filen) när bättre kostnadsinformation blir tillgänglig i framtiden.

I tabell 3.8 kan man se att medelvärdet för slutresultat från Monte Carlo-simuleringen är något högre än punktestimat men extremt stor spridning vad gäller konfidensintervall.

Tabell 3.7. I tabellen presenteras beräknade kostnader per hälsoutfall (kr per ton utsläpp) som resultat från Monte Carlo-analysen för att illustrera osäkerheten som i sin tur är ingångsvärdena för resultat som visas i tabell 3.8.

Hälsoutfall	Punktestimat (kr per ton utsläpp)	95 % konfidensintervall (kr per ton utsläpp)
Mortalitet totalt (ålder 30+)	4 900 000	(2 000 000; 5 200 000)
Dagligt antal dödsfall (PM10)	25 000	(5 500; 110 000)
Stroke	950 000	(220 000; 7 204 000)
Diabetes	310 000	(167 000; 519 000)
KOL	130 000	(81 000; 180 000)

Barnastma ≤19	100 000	(49 000; 230 000)
Barnastma >19	460 000	(270 000; 1 200 000)
Hjärtinfarkt	10 000	(3 700; 38 000)
Förtida födsel PM2.5	19 000	(8 400; 44 000)
Förtida födsel PM10	7 000	(3 000; 45 000)
Sjukdagar	62 000	(39 000; 92 000)

Tabell 3.8. Slutresultat av Monte Carlo-känslighetsanalysen, där medelvärdet står för de simulerade hälsoeffekterna.

	Medelvärde (kr per ton)	Lägre intervall (kr per ton)	Högre intervall (kr per ton)	kr $\mu\text{g}^{-1} \text{m}^3$ pers⁻¹
PM2.5 (totalt)	6 600 000	2 900 000	15 000 000	7 500
Avgaspartiklar	6 600 000	2 900 000	15 000 000	7 500
Slitagepartiklar i grovfraktionen	51 000	11 000	160 000	60
Slitagepartiklar som PM10 (totalt)	1 400 000	630 000	3 200 000	1 600

3.5. Diskussion

Det finns en rad tidigare studier och rekommendationer kring luftföroreningarnas hälsokonsekvenser och hälsokostnader. Många av dessa har styrts av expertgruppers konsensusrapporter baserade på publikationer tillgängliga för 10-15 år sedan. Ett centralt problem med dessa bedömningar är att de ofta ger stor vikt åt äldre studier med dålig spatiell upplösning, vilka till skillnad från senare studier inte kunnat spegla effekter av lokala luftföroreningshalter där man bor. En annan begränsning är att miljöförhållandena inte alltid är jämförbara med de svenska exempelvis vad gäller källor, halter och

befolkningens hälsoförhållanden. I Sverige har vi exempelvis låga regionala bakgrundshalter (av intransporterade föroreningar), vilket tillsammans med de urbana områdenas begränsade storlek gör att vi ofta befinner oss i den lägre delen av exponerings-responskurvornas halter. Vi har dock förhållandevis höga bidrag av lokalt genererat vägdamms på grund av dubbdäcksanvändningen.

Här har presenterats metodik för och resultat av beräkningar av skadestnader som följer av luftföroreningar. Exempelvis skulle man möjligen förvänta ett ekonomiskt värde på cirka sju miljoner kronor per ton sänkta utsläpp av PM_{2.5} tack vare förbättrad hälsa relaterad till minskad exponering för PM_{2.5}.

Vissa kunskapsluckor gör att både under- och överskattning av skadestnader är möjliga, exempelvis inkluderas inte alla troliga effekter på grund av begränsat vetenskapligt underlag. Vidare saknas det exempelvis vetenskapliga studier som skattar livskvalitet bland dem som är födda för tidigt. Dessutom saknas studier om barns livskvalitet som skulle kunna användas för referensvärde för den åldersgruppen. Det finns också anledning att tro att specifika skadestnader relaterade till luftföroreningar överskattas. I rapporten har antagits att hälsoskadliga effekter uppstår direkt utan fördröjningseffekter. I USEPA (2012) argumenteras att man troligtvis överskattar skadestnader med 20 % om man inte applicerar fördröjningstid.

Diskussionen hur man värderar mortalitet har alltid varit het. I rapporten används det senaste QALY-estimatet som räknades utifrån nyligen accepterade VSL-estimatet som Trafikverket har godkänt. Gustafsson et al. (2018) däremot värderar förlorade år med 5,5 miljoner kr (2015 års värde) som är två gånger så högt jämfört med QALY-estimat som appliceras här. VSL-estimatet i Gustafsson et al. (2018) kommer ifrån en äldre studie där författarna har beräknat value of life year lost (VOLY) och anpassad med avseende på antalet förlorade år.

Beräkningarna i denna rapport ger både högre och lägre kostnader för specifika utfall än tidigare redovisade i olika sammanhang. Enligt HRAPIE rekommenderas att man ska utgå ifrån deras skattningar om partiklar och sjukdagar som resulterar i genomsnitt 902 per 10 µg m⁻³ PM_{2.5} per 1 000 vuxna och år (WHO, 2013a). Här tillämpas samma underliggande relativa risk som rapporterades av Ostro (1987) ihop med medelvärdet av sjukdagar som SCB har rapporterat gälla för svensk befolkning. Detta innebär att antalet sjukdagar beräknades bli 506 per 10 µg m⁻³ per 1 000 vuxna och år, som är betydligt lägre än vad HRAPIE rekommenderar. Däremot kan man inte direkt påstå att man underskattar värdet då det enligt definitionen av sjukdagar i Ostros studie inte är nödvändigt att man är borta från jobbet. Den utbredda tillämpningen av sambandet i en gammal studie av tveksam kvalitet från USA vilket fortfarande rekommenderas av HRAPIE (WHO, 2013a) visar också att kraven på underlagen varierar. Det finns uppenbart en stor kunskapslucka vad gäller minskad produktivitet på grund av sjukdagar relaterade till luftföroreningar. Dessutom saknas det skattningar av livskvalitetsförlust för sjukdagar.

De beräkningar av hälsokostnader som presenteras i denna rapport har alltså olika typer av begränsningar vad gäller exponeringsdata, inkluderade samband och kostnadsskattningar. I jämförelse med tidigare underlag om skadestnader har dock betydande framsteg gjorts beträffande transparensen och relevansen gällande exponeringsdata, samband och kostnadsskattningar.

3.6. Rekommendation beträffande ASEK-kalkylvärden

Beträffande hälsa har revideringsarbetets utgångspunkt varit att de primära emissionernas effekter i närområdet är avgörande för utfallet av hälsoeffekter, samt att fokus ska läggas på partiklar som PM_{2.5}, men att även grovfraktionen inom PM₁₀ (2,5-10 µm) behöver beaktas eftersom slitagepartiklarna (vägdamm) till stor del faller inom denna. Begränsningen till lokala effekter av dessa partikelemissioner medför att inte all hälsopåverkande exponering inkluderas.

Enligt en nationell beräkning var 2015 den genomsnittliga årsmedelxponeringen av slitagepartiklar 1,4 µg m⁻³ och den genomsnittliga årsmedelxponeringen för avgaspartiklar 0,1 µg m⁻³ (0,0905) uttryckt som PM_{2.5}, jfr avsnitt 2.2.2. Med nationella emissionsdata för 2015 och den nationella exponeringsberäkningen så motsvarar 1 ton per år slitageemissioner uttryckt som PM₁₀ från trafiken en årsmedelxponering på 885 µg m⁻³ pers. Eftersom samma spridning antas för finfraktionen av slitagepartiklar, beräknas samma relation för PM_{2.5}. För avgaspartiklar som PM_{2.5} erhålls på motsvarande sätt med nationella data en årsmedelxponering på 1 170 µg m⁻³ pers ton⁻¹ per år av utsläpp. Skillnaderna förklaras främst av var utsläppen sker, på stadsgator med låg hastighet förskjuts fördelning mot en mindre slitageandel. Enligt nationell emissionsstatistik härrör ca 20 % av trafikgenererat PM_{2.5} från avgaserna. I avsaknad av en systematisk spridningsmodellering har data från några likvärdiga beräkningar använts för att studera variationen i relation mellan emission och befolkningsexponering, se avsnitt 2.2.3. Från en mindre stad till ett avgränsat storstadsområde kan det vara minst 10 gångers skillnad i den befolkningsexponering man får vid en given emission. Det är därför önskvärt att de värden per kg utsläpp som anges i tabell 3.9 baserade på det nationella förhållandet mellan emission och exponering (885 µg m⁻³ pers ton⁻¹) justeras uppåt eller nedåt till ett lämpligt förhållande. Detta kan beräknas vid en spridningsmodellering med befolkningsdata eller uppskattas. Av samma skäl anges också en kostnad uttryckt som kr µg⁻¹ m³ pers⁻¹. Eftersom inte all exponering beaktas och fler hälsoutfall torde påverkas är rekommendationen att anta att värdena minst uppgår till dessa belopp.

Om relationen mellan emission och exponering för PM_{2.5} inte skulle baserats på PM₁₀ och PM_{2.5} från slitage, utan viktas samman för PM_{2.5} från slitage respektive avgaser, blir kostnaderna ca 6 % högre för totalt PM_{2.5}. Om en separat relation tillämpas för PM_{2.5} från avgaser blir kostnaderna ca 32 % högre per kg för PM_{2.5} från avgaser. Eftersom skillnaderna beror av utsläppens fördelning redovisas här inte några alternativa värden.

Beräkningar enligt värdena i tabell 3.9 kan göras med uppdelning på utsläpp som 1 + 4, 2 + 5 eller 2 + 3 + 4. Värdena i tabellen används alltså som faktorer som multipliceras med relevant enhet för viss typ av partiklar, exempelvis 6 900 × kg avgaspartiklar + 1 400 × kg slitagepartiklar som PM₁₀.

Tabell 3.9. Genomsnittligt monetärt värde av minskade utsläpp respektive exponering för hälsoeffekter från den svenska vägtrafiken, samt konfidensintervall från Monte Carlo-analys för att illustrera osäkerheten i skattningen.

	Skadekostnader i kr per kg utsläpp givet den generella nationella befolknings-exponeringen*	Skadekostnader i kr $\mu\text{g}^{-1} \text{ m}^3 \text{ pers}^{-1}$ (årsmedelvärde)	Monte Carlo 95 % k.i. för skadekostnader i kr per kg utsläpp givet den generella nationella befolknings-exponeringen*
1. PM2.5 (totalt)	6 900	7 800	2 900 - 15 000
2. Avgaspartiklar	6 900	7 800	2 900 - 15 000
3. Slitagepartiklar som PM2.5	6 900	7 800	2 900 - 15 000
4. Slitagepartiklar i grovfraktionen	40	45	11 - 160
5. Slitagepartiklar som PM10 (totalt)	1 400	1 600	630 - 3 200

* Den generella nationella befolkningsexponeringen, $885 \mu\text{g m}^{-3} \text{ pers ton}^{-1}$, baseras här på förhållandet för slitageemissioner uttryckt som PM10, se avsnitt 2.2.2.

4. Kulturmiljöeffekter

Till kulturmiljö räknas hela den av människor påverkade miljön, det vill säga som i varierande grad präglats av olika mänskliga verksamheter och aktiviteter.⁶ Kulturmiljön kan delas in i två kategorier; dels vardagslandskap med industrier, hus och byggnader och dels värdeområden. Värdeområden är miljöer som förklarar hur mönster och strukturer uppstått genom tiderna, t.ex. världsarv, riksintressen eller reservat. I den här rapporten ligger fokus på bebyggd miljö och kommer därför att använda benämningen kulturmiljö med avseende på det. Kulturmiljön drabbas främst av två effekter från transportemissioner, korrosion/nedbrytning och nedsmutsning.

4.1. Avgränsning av effekter och skadekostnader

Korrosion innebär nedbrytning eller oxidering av ett material, vilket gör att materialet kan förlora sitt estetiska värde eller sin mekaniska hållfasthet. Vanligtvis associeras korrosionsprocesser till något som drabbar metaller, men det förekommer även på plast och stenmaterial.

Nedsmutsning är en visuell effekt där exponerade fasadytor blir mörkare på grund av luftföroreningar, främst då PM₁₀; partiklar mindre än 10 µm. Den negativa effekten av nedsmutsning uppstår när observatören identifierar effekten som oacceptabel. Ytorna för olika material ger olika intryck av smutsighet och har därför olika kritiska värden där smutsigheten är oacceptabel.

I Söderqvist et al. (2017) gjordes en grundlig genomgång av kulturmiljöeffekter och medföljande skadekostnader. Detta utmynnade i en uppskattning av direkta kostnader för nedsmutsning. I nuvarande beräkning innefattas även indirekta kostnader till följd av minskat estetiskt värde, vilket inte gjordes tidigare, och uppskattningen av direkta kostnader fördjupas till att inkludera effekt av diskontering och känslighetsanalys. Tabell 4.1 sammanfattar avgränsningen som gjorts här och är, förutom skillnaden med indirekta kostnader, identisk med avgränsningen som gjordes i Söderqvist et al. (2017).

De direkta kostnaderna beräknas utgående från en total effektkedja, vilket beskrivs i 4.2. De indirekta kostnaderna beräknas senare från de direkta kostnaderna utan en separat effektkedja, vilket beskrivs i 4.3.

⁶ Riksantikvarieämbetet: <https://www.raa.se/kulturarv/definition-av-kulturarv-och-kulturmiljo/> (läst 2019-04-16).

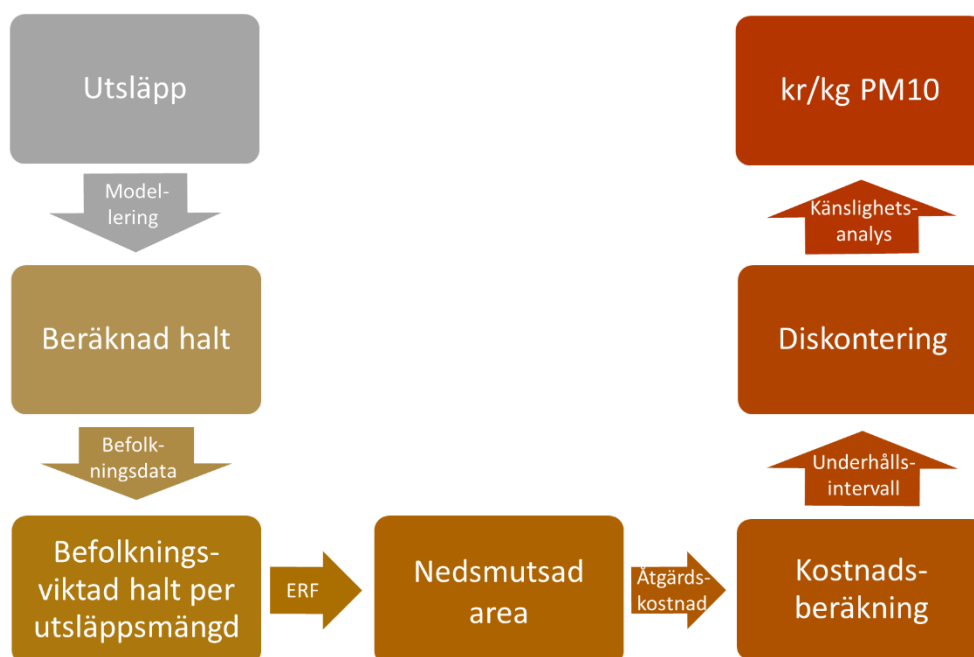
Tabell 4.1. Avgränsning av effekter och skadekostnader för beräkningarna i detta kapitel. Effekter på fordon och andra transportmedel är inte inkluderade, bara byggnader, infrastruktur och stationära föremål.

Avgränsning	Korrosion	Nedsmutsning
<i>Effekter som det finns indikationer på att de helt eller delvis orsakas av luftföroreningar från den svenska transportsektorn</i>	Byggnader Infrastruktur Kultur Kultur – inomhus	Byggnader Infrastruktur Kultur Kultur – inomhus
<i>Effekter för vilka det finns säker evidens beträffande koppling till luftföroreningar från den svenska transportsektorn</i>	Byggnader Infrastruktur Kultur Kultur – inomhus	Byggnader Infrastruktur Kultur Kultur – inomhus
<i>Effekter som troligen har betydande ekonomiska konsekvenser</i>	Byggnader Infrastruktur Kultur	Byggnader Kultur
<i>Effekter som troligen har betydande ekonomiska konsekvenser och för vilka det finns rimligt säkra effektkedjor för hela sambandet utsläpp-exponering-respons</i>	Byggnader [#] Kultur [#] [#] För enstaka material	Byggnader Kultur
<i>Effekter som vi avgränsar oss till att belysa</i>		Byggnader
<i>Olika skadekostnader till följd av effekten</i>		Direkta kostnader - Materialkostnader - Personalkostnader - Avfallskostnader - Uppgraderingskostnad (om ny lösning krävs) - Planeringskostnad Indirekta kostnader - Minskat estetiskt värde
<i>Skadekostnader som vi avgränsar oss till att värdera</i>		Direkta kostnader - Materialkostnader - Personalkostnader - Avfallskostnader (delvis) Indirekta kostnader - Minskat estetiskt värde

4.2. Direkta kostnader för nedsmutsning

4.2.1. Effektkedja

Effektkedjan för nedsmutsning visas i figur 4.1. De tre första blocken (emission, beräknad halt och befolkningsviktad halt per ton utsläpp) är beskrivna i kapitel 2 och resulterade i ett riksgenomsnitt på $885 \mu\text{g m}^{-3}$ pers ton⁻¹ (PM10). De följande två blocken (nedsmutsad area och kostnadsberäkning) utgår från en modell för beräkning av kostnader och den efterföljande diskonteringen är baserat på en ränta på 3,5 %. Slutligen genomförs en känslighetsanalys av indata till modellen innan en slutlig rekommendation av kostnad för nedsmutsning i kr per kg PM10 kan göras.



Figur 4.1. Illustration av effektkedjan för nedsmutsning. Via spridningsmodellering, befolkningsdata, ERF-funktioner och åtgärds-kostnader kan transportemissioner av PM10 kopplas till skadekostnader uttryckt i kronor per kg utsläpp.

4.2.2. Modell för beräkning av kostnader

Flera studier har försökt utvärdera nivåer och trender inom nedsmutsning genom att mäta minskning av reflektans eller minskning av transmission genom glas. Reflektans är ett mått på hur mycket av ljuset som träffar ett föremål strålar tillbaka, där blanka och vita ytor har en reflektans nära ett och svarta ytor har en reflektans nära noll.

Skadekostnader för korrosion och nedsmutsning bygger på en beräkningsmodell framtagen av Kucera et al. (1993). Denna beräkningsmodell har modifierats för att anpassas till endast nedsmutsning, se figur 4.2.

$$\Delta K = kA \left(\frac{1}{t} - \frac{1}{t_0} \right)$$

V Kucera, 1993

$$= kaP \frac{\Delta C}{(Ct)_{crit}}$$

Anpassad till nedsmutsning

Figur 4.2. Till vänster: Beräkningsmodell av skadekostnadsändringen för korrosion pga. luftföroreningar. Till höger: Modifierad beräkningsmodell för nedsmutsning pga. förändring av mängd transportemissioner, t.ex. nybygge av väg. För förklaring av symboler, se text.

Beräkningsmodellen som används i rapporten härleds från modellen av Kucera et al. (1993) för skadekostnader av korrosion i kulturmiljöområden. Modellen har anpassats för att tillämpas för nedsmutsning av PM10 och fokuserar på skadekostnadsändringen (ΔK) till följd av en utsläppsförändring (ΔC). Denna modell beskrevs i detalj i Söderqvist et al. (2017) och innehöll då följande parametrar:

ΔK	Kostnadsändring till följd av utsläpp, kr
k	Åtgärds kostnad per fasadarea, kr m ⁻²
t	Underhållsintervall för korrosion, år
t_0	Underhållsintervall för korrosion (jämförelsescenario), år
A	Mängd fasadarea, m ²
a	Mängd fasadarea per invånare, m ² pers ⁻¹
$(Ct)_{crit}$	Kritisk dos för PM10, µg m ⁻³
$P\Delta C$	Befolkningsexponering, µg m ⁻³ pers

Den sista kvantiteten i listan ($P\Delta C$) är i princip input från WP2 (se kapitel 2), med tillägget att normeringen med avseende på mängden utsläpp i kg redan gjorts, därav enheten µg m⁻³ pers ton⁻¹ för riksgenomsnittet 885. Detta betyder att det är tre storheter som behövs för att beräkna kostnaden i kr per kg PM10, åtgärds kostnad per fasadarea, mängd fasadarea per invånare och kritisk dos för PM10. Dessa diskuteras i det följande i den ordning som de förekommer i effektkedjan. Dessutom tillkommer en utförligare diskussion om hur denna kostnad skall diskonteras, vilket inte gjordes i Söderqvist et al. (2017).

4.2.3. Kritisk dos för nedsmutsning

Den kritiska dosen beror på både exponering-responsfunktionen (ER-funktionen) och den kritiska nedsmutsningsnivån. Den kritiska dosen ska tolkas som den dos vid vilken en rationell fastighetsägare väljer att renovera. Den ska inte misstolkas som en nivå vid vilken nedsmutsningen först börjar märkas. ER-funktionen skrivs enligt följande

$$r = 1 - e^{-Ct/D} \quad (4.1)$$

r	Relativ reflektansförlust, enhetslös (0-1 eller 0 %-100 %)
Ct	Dos (koncentration × tid), µg m ⁻³ år
D	ER-konstant (materialberoende), µg m ⁻³ år

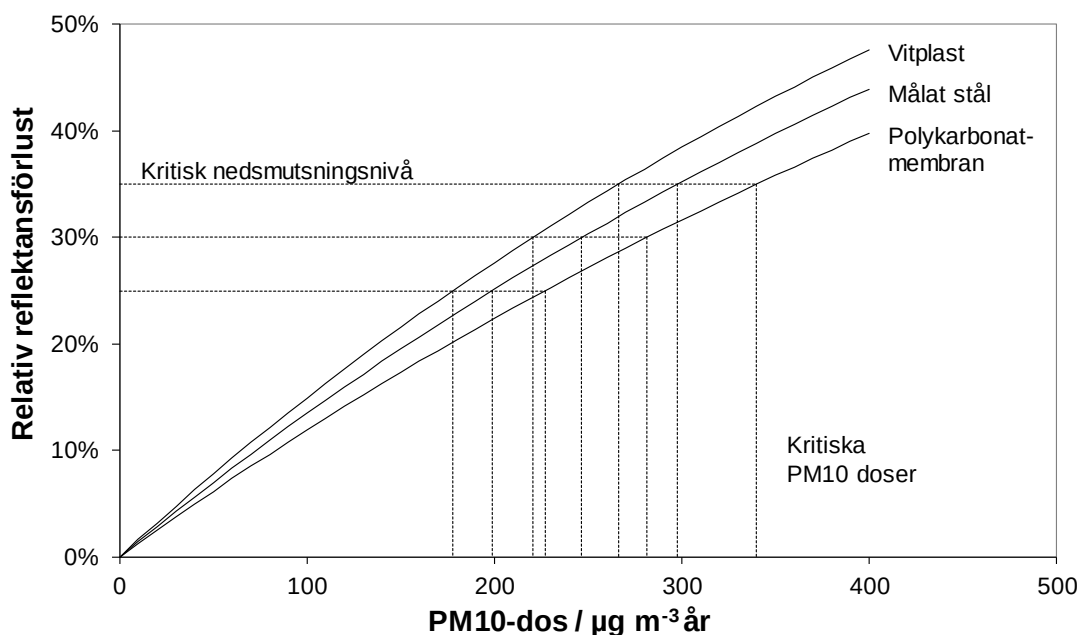
När dosen är noll är också den relativa reflektansförlusten 0 %, vilket motsvarar en yta i ursprungligt skick utan nedsmutsning. Vid tillräckligt hög dos når till slut reflektans-

förlusten sitt maximala värde 100 %, vilket motsvarar en yta med total nedsmutsning dvs. en yta som är helt svart. Innan så sker nås en så kallad kritisk nedsmutsningsnivå (kritisk reflektansnivå). Detta är en nivå på nedsmutsning då det är lämpligt (kostnadseffektivt) att rengöra / måla om / renovera för att på så sätt återställa byggnadsfasaden till ett ur nedsmutsningssynpunkt nytt skick. En grundlig genomgång av olika ER-funktioner gjordes i Söderqvist et al. (2017) och i de slutliga beräkningarna användes tre olika funktioner, för de tre olika materialen målad vitplast, målat stål och målat polykarbonatmembran, vilket motsvarar ER-konstanter (D-värden) på 618, 691 och 789 $\mu\text{g m}^{-3} \text{år}$ (Watt et al., 2008). Dessa tre ER-funktioner är illustrerade i figur 4.3 tillsammans med en mängd olika sätt att komma fram till en kritisk dos beroende på kritisk nedsmutsningsnivå och material. Detta visar hur osäkerheten i den kritiska dosen beror av osäkerheten både i kritisk nedsmutsningsnivå och val av material. Som ett osäkerhetsintervall för ER-konstant har använts intervallet 618 – 789 $\mu\text{g m}^{-3} \text{år}$ med en bästa skattning på 700 $\mu\text{g m}^{-3} \text{år}$ (ett medelvärde av de tre materialen avrundat till närmaste tiotal).

Den kritiska dosen kan beräknas ur den kritiska nedsmutsningsnivån r_{crit} genom att skriva om ekvation 4.1.

$$(Ct)_{\text{crit}} = -D \ln(1 - r_{\text{crit}}) \quad (4.2)$$

Som exempel, för ett värde på den kritiska nedsmutsningsnivån på 35 %, så är den kritiska dosen lika med 0,43D.



Figur 4.3. ER-funktioner för tre olika material och illustration av variationen av kritiska dosen beroende på material och kritisk nedsmutsningsnivå.

I Söderqvist et al. (2017) användes ett konstant värde på den kritiska nedsmutsningsnivån på 35 % men här förs ett utökat resonemang med värden i intervallet 25 % till 35 % eftersom sedan dess har en granskning av litteraturen lett till en mer nyanserad bild av den kritiska dosen.

I samband med revisionen av Luftvårdskonventionens Göteborgsprotokoll från 1999 togs ett nytt dokument fram: ECE/EB.AIR/124 "Guidance document on health and environmental improvements using new knowledge, methods and data". I detta dokument föreslås en kritisk nedsmutsning på 35 %.

Värdet 35 % på den kritiska nedsmutsningsnivån kommer från Watt et al. (2008) där han säger "some studies (Brimblecombe and Grossi, 2005) have indicated that a 35 % loss in reflectance triggers significant adverse public reaction". När man granskar Brimblecombe och Grossi (2005) så framgår det att de aldrig nämner en nivå på 35 % utan att detta värde snarare ska ses som en konservativ övre gräns på den kritiska nedsmutsningsnivån. De anger i stället en mängd olika möjliga kritiska nedsmutsningsnivåer (tabell 4.2) i intervallet 19 %–32 %. Detta gäller för ljusa stenbyggnader. För målade ytor så anger Pio et al. (1998) ett värde på 30 % och det gör också Hamilton och Mansfield (1992). Därför kommer vi här att utgå från 30 % som en bästa uppskattning på den kritiska nedsmutsningsnivån för material i allmänhet, och med ett osäkerhetsintervall på ± 5 procentenheter.

Tabell 4.2. Urklipp från Brimblecombe och Grossi (2005). Storheten "perceived lightness" är lika med 100 % subtraherat med kritisk nedsmutsningsnivå, dvs. värden på kritisk nedsmutsningsnivå i tabellen går från 31,7 % (100 %-68,3 %) till 18,8 % (100 %-81,2 %).

Comparison of approaches that might be used to assess publicly acceptable levels of soiling to light-coloured stone buildings

Approach	Perceived lightness, L_p	Response, p_d
Mathematical	70.5%	0.25
Statistical	79.0%	0.12
Desired–Perceived	81.2%	0.09
Administrative—prompted	68.3%	0.3 ^a
Administrative—unprompted	~72%	0.21 ^b
		0.03–0.04 ^c (p_u)

^a Chosen arbitrarily as an administratively accepted level of public response (p_d).

^b Response rate at this reflectance if the respondents were prompted (p_d).

^c The unprompted response rate (p_u), chosen a factor of ten lower than chosen in the cell above (designated by superscript a).

4.2.4. Mängd fasadarea per invånare

Det finns flera olika metoder för att uppskatta mängden fasadyta, eller den så kallade "stock at risk" (Watt et al., 2009). Den mest lämpliga metoden i detta sammanhang är att relatera mängden fasadyta till befolkningen med resonemanget att det flesta byggnader också finns

där människor vistas. En annan stor fördel med detta angreppssätt är att de indata som används för hälsoberäkningar (befolkningsviktad halt per ton utsläpp) också kan användas för beräkning av nedsmutsning genom en parallell liknande metod. Uppgifter om fasadarean relaterat till befolkningsmängd undersöktes i Kucera et al. (1993) där man fann att det varierade beroende på ort så att i en mindre ort på landsbygden (Sarpsborg) var värdet $165 \text{ m}^2 \text{ pers}^{-1}$, i Stockholm var det $132 \text{ m}^2 \text{ pers}^{-1}$ och i en större stad i Europa (Prag) var det endast $83 \text{ m}^2 \text{ pers}^{-1}$. I den tidigare rapporten I Söderqvist et al. (2017) användes ytterligheterna $83\text{-}165 \text{ m}^2 \text{ pers}^{-1}$ med en bästa skattning på $132 \text{ m}^2 \text{ pers}^{-1}$ (Stockholmsvärdet). I denna rapport har en anpassning till svenska förhållanden gjorts till ett intervall på $132\text{-}165 \text{ m}^2 \text{ pers}^{-1}$ med en bästa skattning på $150 \text{ m}^2 \text{ pers}^{-1}$, vilket motsvarar ett medelvärde avrundat till närmsta tiotal.

4.2.5. Åtgärds kostnad per fasadarea

Nedsmutsning av fasader kräver åtgärder (underhåll) i form av rengöring, ommålning eller annan typ av renovering. Fasadens material avgör typen av rengörings-/renoveringsmetod. I den tidigare studien Söderqvist et al. (2017) kontaktades ett tiotal företag som erbjuder fasadförbättrande åtgärder (t.ex. Fastighetskonsulterna, Stark fasad, Åby fasad, Casab fasad och BBM fasad) information inhämtades från www.kostnadsguiden.se för att få en uppskattning av den genomsnittliga kostnaden per m^2 för dessa åtgärder (material och arbete). Här redogörs kort för resonemanget och samma bästa skattning och osäkerhetsintervall används här för åtgärds kostnad per fasadarea som i Söderqvist et al. (2017).

I samband med inhämtning av kostnadsuppgifter från företagen ovan efterfrågades även ungefärlig frekvens på nämnda åtgärder. En sammanställning över kostnader och frekvens finns i tabell 4.3. Det ska noteras att hos de flesta företag ingår avfallshantering i de renoveringskostnader företagen anger. Undantag finns dock.

Man bör kunna utgå ifrån att den huvudsakliga åtgärden för nedsmutsning av fasader på grund av slitagepartiklar är någon form av rengöring. Ommålning på grund av nedsmutsning utförs troligtvis mer i de fall man har en kombination av färgsläpp och nedsmutsning. Renoveringsåtgärder som putsning och murning utförs företrädesvis där man har en kombination av nedsmutsning och lossat fasadmateriäl. Renovering av kulturbyggnader på grund av nedsmutsning ligger inte alltid högre i kostnad än för kontors- och bostadsfasader. I de fall kostnaden är högre kan det bero på att fasadytan är känsligare, t.ex. består av stuckaturer och utsmyckningar och att därigenom mindre aggressiva metoder måste användas och större försiktighet vidtas.

Resonemanget ovan att rengöring troligtvis är den vanligaste åtgärden vid nedsmutsning, men att även målning och annan typ av renovering förekommer med de kostnader som angivits i tabellerna, har lett till att vi tidigare har satt medelvärdet på skadekostnaden för nedsmutsning till 300 kr m^{-2} med intervallet $150\text{-}450 \text{ kr m}^{-2}$ (Söderqvist et al., 2017). I nuvarande behandling måste justeringar göras av kostnaden med avseende på räkningsår och moms, se kapitel 1. Justering med avseende på räkningsår görs med

konsumentprisindex, vars årsmedeltal var 316,43 år 2016 och 322,11 år 2017.⁷ För moms rekommenderas ett generellt påslag på 21 % eftersom det rör sig om ett blandat momspåslag, se kapitel 1. Värdena i tabell 4.3 är utan moms och rotavdrag men husägaren kan både vara privat och ett företag. Detta gör att medelvärdet 300 kr per m² bör justeras till $300 \times 1,21 \times 322,11/316,43 = 370$ kr per m². Vi har valt att inte justera osäkerhetsintervallet utan behålla detta som ± 150 kr per m².

Tabell 4.3 (från Söderqvist et al., 2017, tabell 7.10). Uppskattade kostnader och frekvens för fasadförbättrande åtgärder enligt uppgifter från ett urval entreprenörer och kostnadsguiden.se (2016).

Typ av åtgärd	Fasadmaterial	Kostnad (kr per m ²)	Frekvens (antal gånger)
Rengöring*	Tegel	50	1 per 3-10 år
	Puts	45	1 per 3-10 år
	Målarfärg, tål mek. rengöring	50	1 per 3-10 år
	Målarfärg, tål ej mek. rengöring	75	1 per 3-10 år
	Enstegstätning eller putsad cellplast	100	1 per 3-10 år
Målning	Trä, metall	90-340	1 per 3-10 år
Renovering	Bomputs	500-700	1 per 5-30 år
	Bomputs	500-700	1 per 5-30 år
	Bomputs, inkl. total nedknackning	1000-1400	1 per 5-30 år
	Murning	2000-3000	1 per 5-30 år
	Kulturbbyggnader med stuckaturer etc.	2000-10000	1 per 7-30 år

* Kostnader för rengöring per m² av glasfasader och glasfönster är svårare att få ett värde på från entreprenörerna. Dessa beror väldigt mycket på storlek på fönster, andel glas/fönster av totala mängden fasadyta, hur höga husen är etc. Ett konstaterande som kan göras är dock att kostnader för glasrengöring i så gott som samtliga fall torde ligga lägre än kostnader för rengöring av puts/tegel ovan, dvs. lägre än 45-50 kr per m². Frekvensen på glasrengöring för glasfader och fönsterglas uppskattas vara ca 1 gång per 1-10 år, där rengöring av fönsterglas normalt sker mer frekvent än för fasadglas. Den lägre kostnaden och den högre frekvensen antas jämnas ut varandra så att glas kan tas med i den totala beräkningen av fasadarea för nedsmutsning.

⁷ SCB, Statistikdatabasen, referenskod PR0101B5 (inhämtat 2019-01-14).

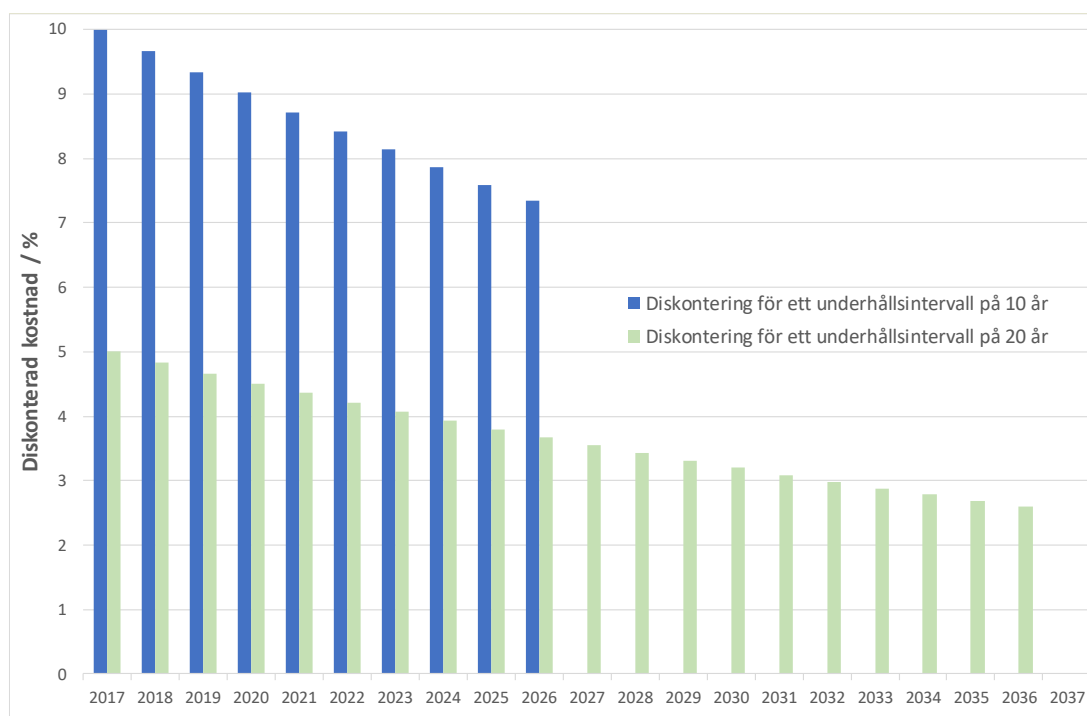
4.2.6. Diskontering

Modellen som används här för att beräkna kostnader för nedsmutsning (figur 4.2) baseras på att det typiska underhållsintervallet i ett område förkortas om utsläppen ökar och förlängs om utsläppen minskar, i olika grad på grund av utsläppsförändringens storlek. Tillämpning av modellen resulterar i en kostnad för ett år (2017). Däremot är det så att hela denna kostnad inte uppstår det första året. Om vi tänker oss, för resonemangets skull, att det normala underhållsintervallet är 10 år och att vi räknar på en utsläppsökning så att detta underhållsintervall minskas något så kommer beslut om underhåll att ske tidigare än normalt, vilket resulterar i en kostnad. Vi kallar detta underhållsintervall för T och har sin motsvarighet i t_0 för korrosion och minskningen i underhållsintervall $t-t_0$ (se figur 4.2). Detta beslut kommer dock att tas vid olika tidpunkter, beroende på om underhåll skett nyligen eller för länge sedan. I fallet med ett normalt underhållsintervall på 10 år betyder det att 10 % av kostnaden kommer första året, 10 % andra året, osv, till 10 % tionde året. Efter det har hela beståndet renoverats och utsläppsförändringen (som skedde första året) resulterar inte längre i någon kostnad. Detta under ett antagande att underhållet av byggnadsbeståndet fördelar sig jämnt över dessa år. Detta antagande är rimligt eftersom det inte rör sig om enstaka byggnader utan hela byggnadsbeståndet. På samma sätt, om det normala underhållsintervallet i stället är 20 år så kommer 5 % av kostnaden det första året, osv, till 5 % av kostnaden det tjugonde året och efter detta är det inte längre någon kostnad av ett utsläpp det första året.

Ovanstående resonemang har ingen effekt på den totala kostnaden om vi betraktar framtida kostnader som uppstår på grund av ett utsläpp idag som likvärdiga med nutida kostnader. Genom den av Trafikverket (2018) rekommenderade samhällseliga diskonteringsräntan 3,5 % (se kapitel 1) nedvärderas dock framtida kostnader i förhållande till nutida kostnader. Figur 4.4 illustrerar hur vi kan räkna ut en diskonteringsfaktor (d), som är lika med den diskonterade kostnaden delat med den ej diskonterade kostnaden för de två olika fallen vi diskuterat hittills, normala underhållsintervall på 10 respektive 20 år. I fallet 10 år får vi:

$$\begin{aligned} d &= 10\% + 10\%/1,035 + 10\%/1,035^2 + \dots + 10\%/1,035^9 = \\ &= 10\% + 9,7\% + 9,3\% + 9,0\% + 8,7\% + 8,4\% + 8,1\% + 7,9\% + 7,6\% + 7,3\% = 86,1\% \end{aligned}$$

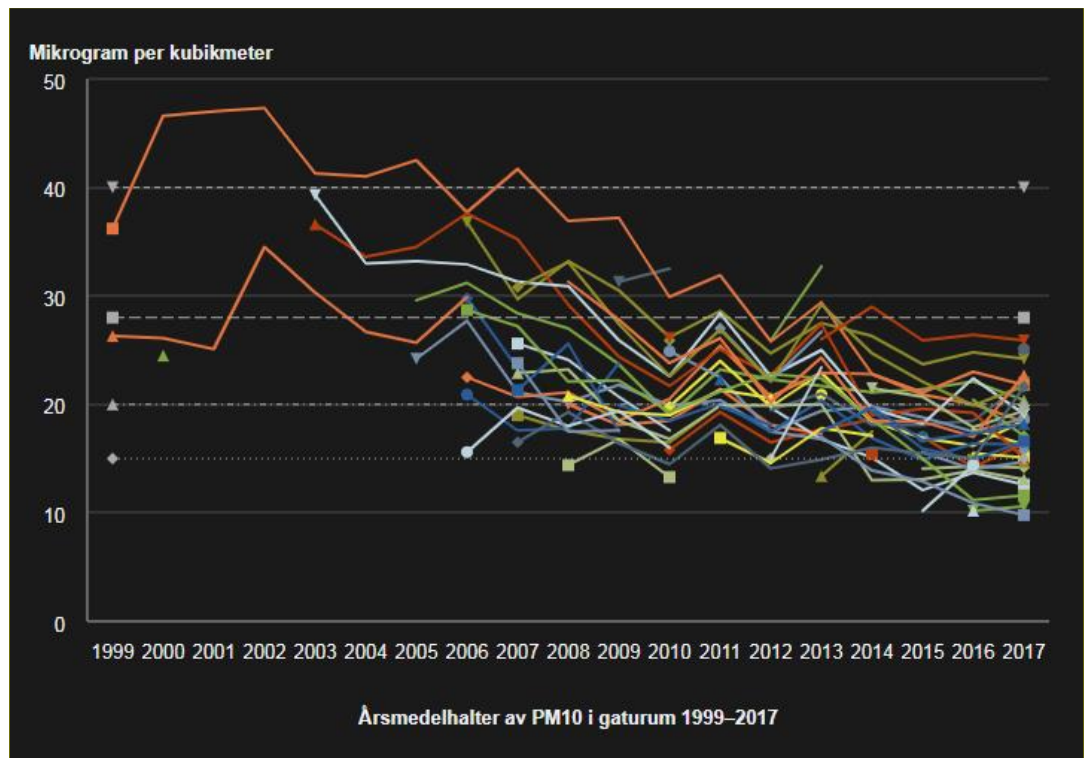
Detta betyder att för ett normalt underhållsintervall på 10 år är den diskonterade kostnaden endast 86,1 % av den ej diskonterade. På samma sätt får vi för ett normalt underhållsintervall på 20 år en diskonterad kostnad på endast 73,5 % av den ej diskonterade.



Figur 4.4. Illustration av hur kostnader till följd av ett utsläpp 2017 fördelas på nutida och framtida kostnader med en diskonteringsränta på 3,5 % utgående från två olika underhållsintervall, 10 år och 20 år.

Uppskattningen av ett normalt underhållsintervall kan göras med hjälp av den kritiska dosen, se figur 4.3. Om den kritiska dosen är $200 \mu\text{g m}^{-3} \text{ år}$ (exempelvis) så kommer ett normalt underhållsintervall vara 20 år i områden då halten PM₁₀ är $10 \mu\text{g m}^{-3}$. I mer förorenade områden då halten PM₁₀ är högre, $20 \mu\text{g m}^{-3}$, kommer i stället ett normalt underhållsintervall vara 20 år.

Figur 4.5 visar data från Naturvårdsverket på PM₁₀ i gaturum och dessa varierar från ca 10-30 $\mu\text{g m}^{-3}$ för 2017; vi har därför räknat på ett normalt underhållsintervall utgående från halten $20 \mu\text{g m}^{-3}$ med ett osäkerhetsintervall på 10-30 $\mu\text{g m}^{-3}$.



Figur 4.5. Årsmedelhalter av PM10 i gaturum. Från Naturvårdsverkets officiella statistik (<https://www.naturvardsverket.se/Sa-mar-miljon/Statistik-A-O/Partiklar-PM10-halter-i-luft-gaturum-arsmedelvarden/>) (läst 2019-04-11).

Hittills har diskonteringen beräknats utifrån ett specificerat underhållsintervall, t.ex. 10 år, men om vi vill göra en känslighetsanalys av hur halten PM10 i gaturum påverkar diskonteringen vid olika kritiska doser och koncentrationer av PM10 så blir det otympligt att för varje fall göra en diskret summering utan då är det mer praktiskt om vi kan ta fram en generell formel för hur diskonteringen beror av längden på underhållsintervallet. Detta kan vi göra genom att göra summeringen kontinuerlig enligt följande formel (för en diskonteringsränta på 3,5 %).

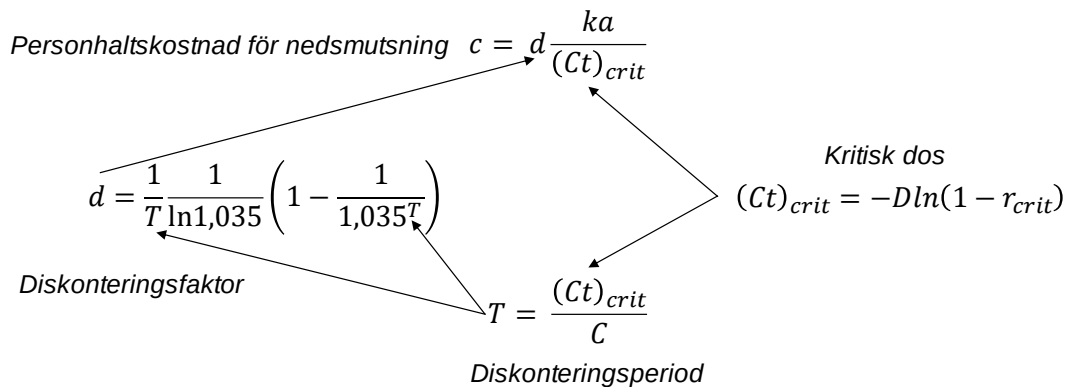
$$d = \sum_{t=1}^T \frac{1/T}{1,035^t} \approx \int_0^T \frac{1/T}{1,035^t} dt = \frac{1}{T} \frac{1}{\ln 1,035} \left(1 - \frac{1}{1,035^T} \right)$$

Om vi jämför för ett underhållsintervall på 10 år ($T=10$) så ger den diskreta summeringen enligt ovan $d=86\%$ medan den kontinuerliga summeringen enligt formeln ger $d=85\%$, vilket är, som vi kommer att se i känslighetsanalysen, ett litet fel jämfört med övriga antaganden.

4.2.7. Kostnadsberäkning och känslighetsanalys

Beräkningen av direkta kostnader för nedsmutsning görs först med fördel genom beräkning av kostnaden i kkr per $[\mu\text{g m}^{-3} \text{ pers}]$. Denna kostnad kan sedan användas för att beräkna en

kostnad i kr per kg om vi tillämpar (multiplicerar med) riksgenomsnittet från kapitel 2 på $885 \mu\text{g m}^{-3} \text{ pers ton}^{-1}$. Denna kostnad kan också användas för andra geografiska enheter om bara exponeringen i $\mu\text{g m}^{-3} \text{ pers ton}^{-1}$ är känd. Låt oss kalla denna kostnad för personhaltskostnad för nedsmutsning (c). Om vi samlar ihop formlerna för alla beräkningar i de olika avsnitten blir det en sammansatt bild, som ges i figur 4.6. Den illustrerar hur man genom de olika indata (k , a , D , r_{crit} och C) kan beräkna den kritiska dosen, diskonteringsperioden, diskonteringsfaktorn och till slut personhaltskostnaden för nedsmutsning.



Figur 4.6. Summering av indata, ekvationer och beräkningsgång för beräkning av personhaltskostnad för nedsmutsning (c) utgående från indata i form av parametrarna k (åtgärdskostnad per fasadarea), a (mängd fasadarea per invånare), D (ER-konstant), r_{crit} (kritisk nedsmutsningsnivå) och C (totalhalt PM10) genom beräkning av $(Ct)_{\text{crit}}$ (kritisk dos), T (diskonteringsperiod) och d (diskonteringsfaktor).

Tabell 4.4 ger en sammanställning av dessa värden enligt tidigare avsnitt tillsammans med resultatet från en känslighetsanalys. Denna visar att den bästa skattningen för personhaltskostnaden (med hänsyn taget till diskontering) är 0,18 kkr $\mu\text{g}^{-1} \text{ m}^3 \text{ pers}^{-1}$ med en osäkerhet på ca 35 %. Dessa beräkningar är också redovisade i en separat Excel-fil (se kapitel 7) som ska göra det enklare att ta fram nya värden på personhaltskostnaden om ny kunskap tas fram eller om de yttre förutsättningarna förändras, till exempel om diskonteringsräntan skulle behöva ändras från 3,5 % till ett annat värde.

Tabell 4.4. Indata och resultat av beräkning av personhaltskostnad för nedsmutsning (c).

Parameter	Bästa skattning	Osäkerhetsintervall för indata	Osäkerhet
k	370 kr m^{-2}	220-520 kr m^{-2}	23 %
a	150 $\text{m}^2 \text{ pers}^{-1}$	132-165 $\text{m}^2 \text{ pers}^{-1}$	6 %
D	700 $\mu\text{g m}^{-3} \text{ år}$	618-789 $\mu\text{g m}^{-3} \text{ år}$	8 %
r_{crit}	30 %	25 %-35 %	14 %
$(Ct)_{\text{crit}}$	250 $\mu\text{g m}^{-3} \text{ år}$	Beräknad	Ej uppskattad
C	20 $\mu\text{g m}^{-3}$	10-30 $\mu\text{g m}^{-3}$	7 %
T	12,5 år	Beräknad	Ej uppskattad
d	81 %	Beräknad	Ej uppskattad
c	0,18 kkr $\mu\text{g}^{-1} \text{ m}^3 \text{ pers}^{-1}$	Beräknad	30 %

4.3. Indirekta kostnader för nedsmutsning

Beräkningarna har så här långt utgått från kostnaderna för underhåll. Frågan är i vilken grad dessa kostnader även fångar in välbefinnandeförluster till följd av förfulning (*amenity loss*) under perioder då byggnaderna upplevs som smutsiga? Sådana förluster kan i det här sammanhanget kallas för indirekta skadekostnader till skillnad från de direkta skadekostnaderna, dvs. kostnaderna för underhåll. Rabl (1999) formulerade en modell för att hantera såväl direkta som indirekta skadekostnader och byggde modellen på antagandena att (a) välbefinnandeförlusten upphör när underhåll sker, (b) fastighetsägare och andra som tar beslut om underhåll minimerar sina totalkostnader och (c) besluten av underhåll tas av de som drabbas av välbefinnandeförluster. Med hjälp av modellen kunde Rabl (1999) visa att i ett specialfall där välbefinnandeförlusten växer linjärt över tiden är välbefinnandeförlusten en lika stor kostnadskomponent som underhållskostnaden, dvs. summan av indirekta och direkta skadekostnader kan beräknas genom att multiplicera de direkta kostnaderna med 2. I varje tidsperiod där det har uppstått en förfulning uppstår nämligen en välbefinnandeförlust, och det är först i tidsperioden när underhållet till sist inträffar som välbefinnandeförlusten går ned till noll igen.

Som påpekas av Rabl (1999) kan dock välbefinnandeförlusten uppgå till ett belopp som överstiger underhållskostnaden, eftersom den som tar beslut om underhåll kanske inte helt och hållet väger in vilket intryck byggnaden gör för förbipasserande och besökare, dvs. internaliseringen av välbefinnandeförluster hos förbipasserande och besökare kanske inte är hundra procentig. Dessutom upphör inte förfulningen omedelbart efter att underhållsätgårderna är avklarade, eftersom det tar en viss tid att även demontera byggnadsställningar som behövdes för underhållet. För just fallet nedsmutsning anger Rabl (1999) ytterligare ett skäl till underskattning om en faktor 2 används, nämligen att välbefinnandeförlusten över tiden inte tenderar att vara linjär utan istället är kraftigt ökande i början (när nedsmutsningen börjar synas) och minskande mot slutet (när nedsmutsningen redan har gått långt).

Vi väljer här att använda multiplikationen med 2 för att skatta de totala skadekostnaderna, dvs. summan av indirekta och direkta skadekostnader skattas som underhållskostnaden multiplicerad med 2, och konstaterar att detta bör innebära en underskattning av de totala skadekostnaderna snarare än en överskattning.

Till sist ska påpekas att litteratursökningar genomfördes i bl.a. databasen Environmental Valuation Reference Inventory (EVRI, www.evri.ca) för att om möjligt hitta värderingsstudier som kan ge nya skattningar av välbefinnandeförlusterna till följd av nedsmutsning p.g.a. luftföroreningar, men vi fann ingen användbar studie. Det finns värderingsstudier som gäller luftföroreningars nedsmutsning av monument och byggnader med historiska värden (t.ex. Pollocino och Maddison, 2001), och nedsmutsning av kläder (Yoo et al., 2008), men fallet nedsmutsning av vanliga byggnader som bostäder och kontor verkar vara en lucka i litteraturen som bör fyllas framöver. Detta illustreras också av att de

skadestånder till följd av nedsmutsning som används i Storbritanniens s.k. IGCB-värden⁸ utgår från skattningarna av Rabl (1999) (Steven Devlin, Department for Environment, Food & Rural Affairs, e-post 2019-01-07). Vidare ingår nedsmutsning av byggnader inte alls som en skadestånd i det europeiska beräkningsverktyget EcoSenseLE⁹ för skadestånder av luftföroreningar (Dorothea Schmid, University of Stuttgart, e-post 2018-11-30) och inte heller i den annars omfattande studien av skadestånder till följd av luftföroreningar i USA av Muller och Mendelsohn (2009).

4.4. Summering och exempel på olika kostnadsberäkningar

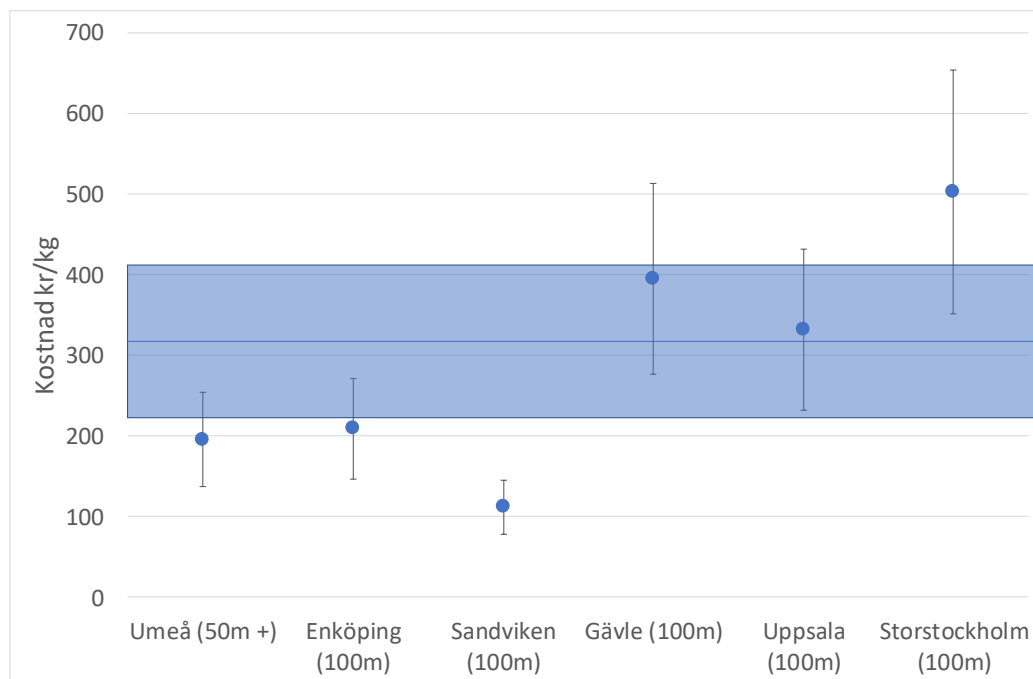
Den direkta personhalskostnaden för nedsmutsning är enligt tabell 4.4 0,18 kkr $\mu\text{g}^{-1} \text{m}^3$ pers⁻¹. Den indirekta kostnaden är enligt avsnitt 4.3 lika stor, vilket betyder att den totala kostnaden är 0,36 kkr $\mu\text{g}^{-1} \text{m}^3$ pers⁻¹. Detta värde summerar hela kostnaden för nedsmutsning och kan tillsammans med resultat från kapitel 2 användas för att beräkna kostnader i kr per kg.

Enligt kapitel 2 var riksgenomsnittet 885 $\mu\text{g} \text{m}^{-3}$ pers ton⁻¹ för den befolkningsviktade halten per utsläpp av PM₁₀. Detta ger en total kostnad på $0,36 \times 885 = 319$ kr per kg. Kapitel 2 gav också data för olika orter i Sverige (figur 2.1) och dessa data kan användas för att illustrera hur kostnaden i kr per kg varierar för olika tätorter i Sverige genom att tillämpa värdet 0,36 kkr $\mu\text{g}^{-1} \text{m}^3$ pers⁻¹ för befolkningsviktade halter i de olika orterna. Resultatet av beräkningarna visas i figur 4.7 där också riksgenomsnittet på 319 kr per kg är inlagt, vilken är ungefär lika med kostnaden för Uppsalaberäkningen. Osäkerhetsintervall på $\pm 30\%$ (tabell 4.4) är också inlagda i figuren.

Resultaten i figur 4.7 illustrerar hur kostnaden i kr per kg är starkt beroende på val av geografisk enhet. För mindre orter (Sandviken) kan kostnaden vara så låg som 100 kr per kg upp till över 500 kr per kg för Stockholm. Eftersom beräkningar endast finns att tillgå för sex olika orter är det inte möjligt att i dagsläget ta fram mer förfinade rekommendationer än riksgenomsnittet.

⁸ Interdepartmental Group on Costs and Benefits, se t.ex. <https://www.gov.uk/government/publications/air-quality-abatement-cost-guidance> (läst 2019-03-21).

⁹ <http://ecoweb.ier.uni-stuttgart.de/EcoSenseLE/current/index.php> (läst 2019-03-21).



Figur 4.7. Kostnad för nedsmutsning för olika orter baserat på indata från kapitel 2 och en personhaltskostnad för nedsmutsning på $0,36 \text{ kkr } \mu\text{g}^{-1} \text{ m}^3 \text{ pers}^{-1}$. Kostnaden för riksgenomsnittet (319 kr per kg) löper över hela diagrammet och alla orter. För varje ort är angett upplösningen (i m) på den modell som använts för att beräkna den befolkningsviktade halten per utsläpp. Alla osäkerheter är givna som $\pm 30 \%$ baserat på resultatet från känslighetsanalysen.

4.5. Rekommendation beträffande ASEK-kalkylvärde

Rekommendationen beträffande kulturmiljöeffekter (nedsmutsning) från den svenska vägtrafiken år 2017 är 319 kr per kg PM10 givet den generella nationella befolkningsexponeringen $885 \mu\text{g m}^{-3} \text{ pers ton}^{-1}$.

På samma sätt som för hälsoeffekter är det önskvärt att detta värde justeras uppåt eller nedåt för specifika projekt med tillgång till spridningsmodellering och befolkningsdata. Den totala kostnaden för nedsmutsning från den svenska vägtrafiken kan då sammanfattas i värdet $360 \text{ kr } \mu\text{g}^{-1} \text{ m}^3 \text{ pers}^{-1}$. Om resultat från spridningsberäkningar kan sammanfattas i en befolkningsviktad halt per utsläpp i enheten $\mu\text{g m}^{-3} \text{ pers kg}^{-1}$ kan vi multiplicera med detta värde för att få en kostnad för nedsmutsning i kr per kg PM10.

I de beräknade värdena ingår såväl direkta som indirekta kostnader och den har också diskonterats utgående från en ränta på 3,5 %.

5. Naturmiljöeffekter

5.1. Inledning

I Söderqvist et al. (2017) gjordes en bedömning av olika typer av naturmiljöeffekter till följd av luftföroreningar från den svenska transportsektorn. Det konstaterades att skadorna på naturmiljö av den svenska transportsektorns utsläpp av luftföroreningar torde ha minskat kraftigt sedan 1990-talet. De största kvarvarande entydiga effekterna torde vara övergödning av havet till följd av NO_x- och NH₃-utsläpp och negativ inverkan på vegetation till följd av den bildning av marknära ozon som NO_x- och NMVOC-utsläpp kan medföra, och det är dessa entydiga effekter som REVSEK avgränsades till att studera och i mesta möjliga mån kvantifiera, se tabell 5.1.

För landmiljön kan utsläppen av kväveoxider medföra både positiva effekter i form av ökad skogstillväxt och negativa effekter i form av ändrad biologisk mångfald. Söderqvist et al. (2017) konstaterade att mer arbete krävs för att reda ut dessa effekter. När det gäller försurning spelar utsläppen av kväveoxider och ammoniak också roll, men utsläppen av svaveldioxid har minskat mycket sedan 1990-talet. Försurning av mark och vatten är förvisso fortfarande ett problem i Sverige, men Söderqvist et al. (2017) konstaterade att detta beror nuförtiden främst på historiska utsläpp, gränsöverskridande påverkan och skogsbruk, och gjorde en överslagsberäkning att den svenska transportsektorns nuvarande relativa försurningspåverkan på mark och vatten via utsläpp av svaveldioxid kan uppskattas till 0,2 % av den totala påverkan av svaveldioxid från alla källor. Genom att relatera denna andel till årliga kalkningskostnader för svenska ytvatten och de årliga utsläppen av svaveldioxid från den svenska transportsektorn resulterade överslagsberäkningen till en genomsnittlig skadekostnad på 1,90 kr per kg SO₂ från svenska transporter. Vi går inte vidare med dessa beräkningar i denna rapport pga. avgränsningen till marin övergödning och inverkan på vegetation av marknära ozon, men låter överslagsberäkningen indikera att ett eventuellt kalkylvärde för SO₂-utsläpp från trafiken inte skulle bli betydelsefullt pga. de små utsläppen från trafiken och den låga genomsnittliga skadekostnaden.

Vi redovisar närmast vårt arbete med effekter av marknära ozon (avsnitt 5.2) och marin övergödning (avsnitt 5.3).

Tabell 5.1. Tratt-tabell för naturmiljöeffekter: Från en bruttolista på naturmiljöeffekter till de effekter som kvantifieras i den här rapporten.

Effekter som det finns indikationer på att de helt eller delvis orsakas av luft-föroreningar från den svenska transport-sektorn	Effekter för vilka det finns säker evidens beträffande koppling till luft-föroreningar från den svenska transport-sektorn	Effekter som troligen har betydande ekonomiska konsekvenser	Effekter som troligen har betydande ekonomiska konsekvenser och för vilka det finns rimligt säkra effektkedjor för hela sambandet utsläpp-exponering-respons	Effekter som vi avgränsar oss till att kvantifiera
Försurning mark	Försurning mark			
Försurning vatten	Försurning vatten	Försurning vatten		
Gödning av landmiljö	Gödning av landmiljö	Gödning av landmiljö		
Övergödning hav	Övergödning hav	Övergödning hav	Övergödning hav	Övergödning hav
Minskad skogstillväxt och skördebortfall till följd av marknära ozon	Minskad skogstillväxt och skördebortfall till följd av marknära ozon	Minskad skogstillväxt och skördebortfall till följd av marknära ozon	Minskad skogstillväxt och skördebortfall till följd av marknära ozon	Minskad skogstillväxt och skördebortfall till följd av marknära ozon
Ändrad biologisk mångfald	Ändrad biologisk mångfald	Ändrad biologisk mångfald		

5.2. Marknära ozon

5.2.1. Inledning

Förhöjda marknära ozonhalter har negativ inverkan på vegetation. Ozonet tas upp av växterna, framför allt genom klyvöppningarna, och leder till en serie av kemiska reaktioner som i slutänden skadar cellmembran och har andra negativa effekter på växtens metabolism inklusive fotosyntesen.

Ett ozonmått för att uppskatta skadande exponering på grödor och skog är AOT40, vilket beskriver summan av timmedelvärde av ozonhalt som överskrider 40 ppb(v) ($=80 \mu\text{g m}^{-3}$) på dagtid, ackumulerat under växtsäsongen. Under förindustriell tid så överskreds inte detta tröskelvärde (Karlsson et al., 2014). Gällande miljö kvalitetsnorm för skydd av växtlighet innebär att AOT40 ej får överskrida 18 000 $\mu\text{g m}^{-3}$ timmar per växtsäsong (2003) och 6 000 $\mu\text{g m}^{-3}$ timmar per växtsäsong (2020).¹⁰ I denna studie räknar vi med att skadeverkningarna förhåller sig linjärt till ökande AOT40. AOT40 har beräknats för två olika växtsäsonger. AOT40F (*forest*) motsvarar skogens tillväxtsäsong, april-september, medan AOT40C (*crops*) motsvarar grödors växtsäsong, maj-juli.

Ny forskning visar att det faktiska upptaget av ozon via klyvöppningar ger en bättre uppskattning av ozonets skadeverkan än endast exponeringen som används i denna studie (Mills et al., 2011). Det finns pågående utveckling för att beskriva detta med modeller via måttet PODY, Phytotoxic O₃ Dose. Måttet beskriver det ackumulerade upptaget av ozon under växtperioden och tar förutom halten ozon vid växten även hänsyn till klimat, jord- och plant-parametrar (CLRTAP, 2004). I framtida studier kan det bli relevant att basera uppskattningar på detta mått, men här använder vi alltså det etablerade måttet AOT40.

Förhöjda halter av marknära ozon bildas med hjälp av solljus i luft som innehåller en blandning av kväveoxider (NO_x) och flyktiga organiska ämnen (VOC). Antropogena utsläpp av NO_x kommer från förbränning. Avgaser från inrikes transporter stod 2017 för ca 40 % av de svenska antropogena utsläppen av NO_x.¹¹ Antropogena utsläpp av NMVOC (VOC förutom metan) kommer från användning av lösningsmedel, industriprocesser och energiförsörjning samt transporter. Av de totala antropogena svenska bidragen till NMVOC (160 Gg år 2013)¹² stod inrikes transporter för endast ca 8 % år 2017.¹³ Ozonbildande NMVOC släpps också till stor del ut ifrån naturliga källor (framför allt isopren: 140 Gg år 2013¹⁴). Metan är också ett viktig VOC för ozonbildning som släpps ut såväl naturligt som antropogent, där jordbrukssektorn står för de största utsläppen.

¹⁰ <https://www.naturvardsverket.se/Stod-i-miljoarbetet/Vagledning/Luft-och-klimat/Miljokvalitetsnormer-for-utomhusluft/Gransvarden-malvarden-utvarderingstrosklar/> (läst 2019-03-29).

¹¹ <http://www.naturvardsverket.se/Sa-mar-miljon/Statistik-A-O/Kvaveoxid-till-luft/> (läst 2019-03-29).

¹² Emissionerna kommer från SMED (www.smed.se). Det svenska bidraget extraheras ur dessa data med samma metod som senare används i modellkörningarna. Värdet kan skilja sig något mellan olika databaser och olika metoder för att extrahera nationstotalen.

¹³ <https://www.naturvardsverket.se/Sa-mar-miljon/Statistik-A-O/Flyktiga-organiska-amnen-utslapp-till-luft/> (läst 2019-03-29).

¹⁴ Isopren är det huvudsakliga naturliga ozonbildande NMVOC. Utsläppet av detta ämne har beräknats baserat på temperatur, markfuktighet, solstrålning och växtlighet för det meteorologiska året 2013.

Eftersom vägtrafikens utsläpp av VOC är så liten, samt att ozonbildningen i rurala områden vanligen bestäms av mängden NO_x, har vi i den här studien enbart fokuserat på vägtrafikens NO_x-utsläpp. Ett känslighetstest visade att effekten på ozonhalter av en utsläppsförändring av VOC från vägtrafik var för liten (väldigt nära noll) jämfört med modellosäkerheten i dessa tester. Detta stämmer storleksmässigt med resultat från en tidigare studie där 44 % (ca 25 000 ton per år) av det totala NMVOC-utsläppet (ca 57 000 ton per år) i Västra Götaland togs bort (Langner et al., 2004) och resulterade i en AOT₄₀-minskning på högst 1000 ppb(v)×h i områden med 12 000 ppb(v)×h i basfallet. I studien var man intresserad av NMVOC-utsläpp oavsett källa, vilket gav ett signifikant resultat eftersom en tillräckligt stor utsläppsminskning kunde göras. För AOT₄₀ rapporterar samma studie ett bidrag på maximalt 0,01 ppb(v)×h per ton utsläppt VOC inom Västra Götaland och motsvarande respons i vår studie blir då för liten för att kunna urskiljas med modellen. Det är troligt att ozonbildningskänsligheten för VOC-utsläpp har minskat i takt med minskade NO_x-utsläpp i Sverige och Europa, så idag är känsligheten antagligen lägre än i Langner et al. (2004).

Såväl NO_x som VOC kan lokalt bidra till både ökad och minskad ozonbildning. Därför är det viktigt att använda sig av en modell med hög upplösning, samt att använda en tillförlitlig ozonkemi. Vi har använt oss av MATCH-modellen, vars kemiska mekanism i huvudsak bygger på EMEP5 MSC-W-modellkemin (Simpson et al., 1993, 1995) och inkluderar ca 130 termiska och fotokemiska reaktioner mellan 60 olika kemiska komponenter (Robertson et al., 1999; Andersson och Langner, 2007; Andersson et al., 2015). Modellkemin är konstruerad för att ge en god beskrivning av ozonbildningen både vid låga och höga NO_x-halter. MATCH-modellen har utvärderats såväl i specifika modelljämförelsestudier (t.ex. Colette et al., 2017; Vivanco et al., 2018; Otero et al., 2018) som kontinuerligt i uppdrag (t.ex. Andersson et al., 2011; Andersson et al., 2017) och forskningsprojekt (t.ex. Markakis et al., 2016; Simpson et al., 2014; Langner et al., 2012). Slutsatsen är att MATCH har en kvalitet som är i toppen av de allra bästa internationella modellerna inom forskning och kartläggning (bl.a. Colette et al., 2017; Vivanco et al., 2018; Otero et al., 2018). Modelleringen har skett med 11×11 km rumslig upplösning vilket förhoppningsvis skiljer de flesta gridrutor innehållande grödor/skog från de rutor som innehåller stora utsläpp från städer.

De ekonomiska konsekvenserna av ozonexponering över AOT₄₀ på grödor och skog i Sverige har studerats i detalj av Karlsson et al. (2006, 2014), och vi har utgått från dessa resultat. Konsekvenserna rapporterades genomgående på landsdelsnivå, dvs. för Norrland, Svealand och Götaland, och gällde ozonexponering under åren 2006-2012. För skog studerades hur ozonexponering leder till minskad tillväxt och därmed till skadekostnader i form av en minskad vinst i skogsnäringen, se Karlsson et al. (2006, s. 63f; 2014, s. 62ff) för detaljer. På liknande sätt beräknades hur ozonexponering åstadkommer skördeförluster och därmed till skadekostnader i form av en minskad vinst i jordbruksnäringen, se Karlsson et al. (2006, s. 65f; 2014, s. 66ff) för detaljer. Sambanden mellan ozonexponering och minskad tillväxt respektive skördeförluster antas vara linjära, ett antagande som inte verkar vara orimligt med tanke på de ER-samband som redovisas i Karlsson et al. (2006, 2014). De skogstyper som studerades var gran, tall, björk och annan lövskog, och de grödor som studerades var vete, övriga sädesslag, matpotatis, potatis för stärkelse och vall. I vår analys aggregerades detta till barr och löv respektive samtliga jordbruksgrödor, eftersom det

bedömdes vara en rimlig detaljnivå med hänsyn till övriga osäkerheter. Tabell 5.2 presenterar de totala skadekostnaderna för denna aggregering. De sammantagna skadekostnaderna uppgår till ungefär 1,2 miljarder kr per år. I den separata Excel-filen (se kapitel 7) framgår de totala skadekostnaderna för varje skogstyp och gröda samt hur aggregeringen till tabell 5.2 gjordes.

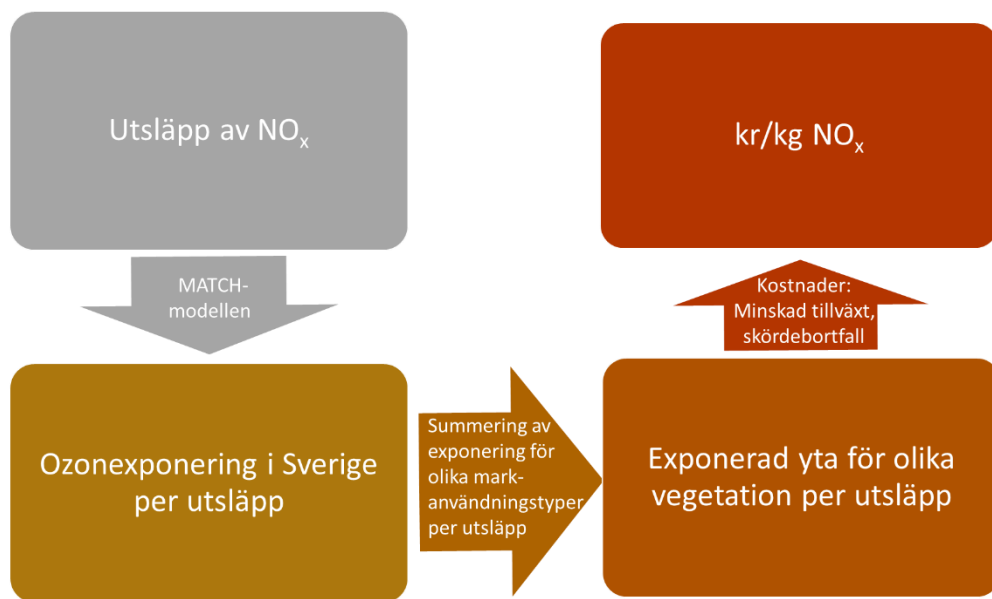
Tabell 5.2. Totala skadekostnader till följd av ozonexponering i miljoner kronor per år, genomsnitt för perioden 2006-2012. Källa: Karlsson et al. (2006, 2014).

	Barrskog	Lövskog	Grödor
Norrland	216,2	54,4	3,4
Svealand	203,3	36,6	37,5
Götaland	355,8	89,5	197,7
Hela landet	775,4	180,5	238,6

Vi avgränsar analysen till de typer av skadekostnader som studerades av Karlsson et al. (2006, 2014), dvs. skadekostnader till följd av mindre skogstillväxt och skördebortfall. Som påpekades av Karlsson et al. (2006, 2014) är det möjligt att ozonexponering påverkar växtligheten negativt på fler sätt, t.ex. genom att göra träd och grödor mer mottagliga för insekts- och sjukdomsangrepp och genom att lövträdens blad åldras för tidigt och inte får sina normala höstfärger. Det senare kan innebära en förlust i upplevelsevärden hos människor. Karlsson et al. (2014) indikerade även att ozonexponeringen leder till cirka 10 % mindre kolinbindning till den svenska skogen jämfört med ett scenario med en förindustriell nivå på ozonexponeringen. Detta betyder alltså en minskning av den svenska skogens kapacitet att avhjälpa negativ klimatpåverkan. Det här innebär alltså att de skadekostnader som används i det här kapitlet bör betraktas som en underskattning av de totala skadekostnaderna, och att de i nuläget icke kvantifierade skadekostnadstyperna bör studeras närmare.

De totala skadekostnaderna i tabell 5.2 relateras i avsnitt 5.2.3 till arealen av barrskog, lövskog och grödor i de tre landsdelarna samt den genomsnittliga ozonexponeringen i varje landsdel för skog respektive grödor. Detta används sedan för att beräkna skadekostnader per hektar per AOT40-timmar ($\text{ppb(v)} \times \text{h}$). Det är denna skadekostnad som därefter kan användas för att värdera ändringar i NOx-utsläpp som leder till en viss ändring i ozonexponering, dvs. det samband som studeras närmare i nästa avsnitt.

Tillvägagångssättet i den här delstudien om marknära ozon illustreras schematiskt i figur 5.1. Som figuren visar används MATCH-modellen för att undersöka hur förändringar av NOx-utsläpp leder till ändrad ozonexponering på vegetation i Sverige, och denna ändrade ozonexponering kan uttryckas per kg NOx. Förändringen i exponering summeras för olika markanvändningar, vilket ger förändringen i exponering per hektar per kg NOx för olika typer av vegetation. Genom att slutligen använda skadekostnadsdata som är uttryckta per exponering per hektar för olika typer av vegetation går det att få fram en kostnad i kr per kg NOx.



Figur 5.1. Schematiskt tillvägagångssätt i delstudien om marknära ozon.

5.2.2. Beräkningar av ozonexponering till följd av emissionsförändringar från trafik

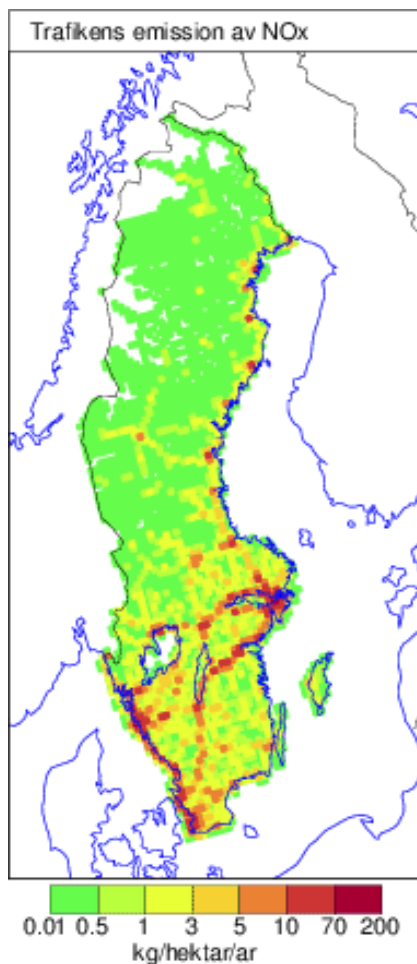
År 2013 har använts för att utreda responsen av ändrade NO_x-utsläpp på AOT₄₀, eftersom det för detta år fanns samordningsvinster med andra projekt (t.ex. Nordic WelfAir, <http://projects.au.dk/nordicwelfair/>). Experimenten har gjorts för förändringar i utsläpp ifrån trafiken i hela landet samt förändringar i en landsdel (Norrland, Svealand samt Götaland) i taget. Modellen ger resultat i form av AOT-förändringar i rutor vars storlek är ca 11×11 km ($\Delta AOT_{40_{gridruta}}$ i ekvationen nedan). Dessa rutor med AOT₄₀-förändringar över Sverige har sedan viktats med markanvändningsdata ($YTA_{gröda}$) och summerats och vi har på så sätt tagit fram vilken totalarea för varje växtslag som påverkas av de förändrade NO_x-utsläppen (ΔNO_x). Denna area har tagits fram för de tre landsdelarna Norrland, Svealand och Götaland ($påverkad\ yta_{gröda,landsdel}$).

$$Påverkad\ yta_{gröda,landsdel} \left[\frac{AOT_{40timmar} * ha\ av\ gröda}{kg\ utsläppt\ NO_x} \right] = \frac{1}{\Delta NO_x} \sum_{alla\ gridrutor\ i\ landsdel} \Delta AOT_{40_{gridruta}} * YTA_{gröda}$$

För utsläppsförändringar av NO_x gjordes fem olika simuleringar förutom baskörningen:

1. Baskörning (figur 5.2)
2. Minskning av utsläpp från Sveriges vägtrafik med 15 %
3. Ökning av utsläpp från Sveriges vägtrafik med 15 %
4. Minskning av utsläpp från Norrlands vägtrafik med 50 %
5. Minskning av utsläpp från Svealands vägtrafik med 50 %
6. Minskning av utsläpp från Götalands vägtrafik med 50 %

Simuleringarna med ökning och minskning i hela landet gjordes för att kontrollera hypotesen att effekten är linjär. Simuleringarna med ändrade utsläpp i de olika landsdelarna gjordes för att kunna fastställa om det är stor skillnad i förändring av kostnader för förändringar i utsläpp mellan olika delar av landet.



Figur 5.2. Vägtrafikens NO_x-utsläpp i Sverige 2013.

5.2.3. Skadekostnader för ozonexponering av växtlighet

Tabell 5.3 redovisar arealen barrskog, lövskog respektive jordbruksgrödor i medeltal för perioden 2006-2012 och tabell 5.4 ozonexponeringen i medeltal för skog respektive jordbruksgrödor under samma period för respektive landsdel (Karlsson et al., 2006, 2014).¹⁵ Genom att relatera uppgifterna i dessa tabeller med de totala skadekostnaderna i tabell 5.2 blir det möjligt att beräkna en årlig totalkostnad per hektar per AOT40-timmar för varje typ av växtlighet och landsdel, se tabell 5.5. Det är dessa enhetskostnader som vi sedan använder för att värdera den ozonexponering som en förändring av utsläppen från trafiken enligt modellkörningarna leder till för de olika typerna av växtlighet i de tre landsdelarna:

$$\text{Kostnadsförändring till följd av } \Delta NO_x \left[\frac{\text{kr}}{\text{kg } \Delta NO_x} \right] =$$

$$= \sum_{\text{alla grödor}} \frac{\text{kostnad}}{\Delta AOT40 YTA_{\text{gröda}}} * \text{Påverkad yta}_{\text{gröda, landsdel}}$$

Tabell 5.3 Areal barrskog, lövskog respektive jordbruksgrödor i miljoner hektar, medeltal för perioden 2006-2012. Källa: Karlsson et al. (2006, 2014) och personlig kommunikation med Per Erik Karlsson (e-post 2018-10-22) och Helena Danielsson (e-post 2018-10-31).

	Barrskog	Lövskog	Grödor
Norrland	11,316	2,776	0,250
Svealand	4,744	1,203	0,606
Götaland	4,430	1,440	1,338
Hela landet	20,490	5,419	2,194

Tabell 5.4. Ozonbelastning i AOT40-timmar (ppb(v)·h), årligt medeltal för perioden 2006-2012. Källa: Karlsson et al. (2006, 2014) och personlig kommunikation med Per Erik Karlsson (e-post 2018-10-22) och Helena Danielsson (e-post 2018-10-31).

	Skog (3 m över marknivå)	Grödor (1 m över marknivå)
Norrland	4 335	185
Svealand	5 498	479
Götaland	6 864	1 123

¹⁵ Vi vill tacka Per Erik Karlsson och Helena Danielsson vid IVL Svenska Miljöinstitutet för att de även tillhandahöll dessa data direkt till oss. Beträffande ozonexponering för skog bedömdes det inte finnas tillräckligt tillförlitlig uppdelning för olika skogstyper och därför redovisas den för skogsmark som helhet.

Tabell 5.5. Totalkostnad i kronor per hektar per AOT40-timme, årligt medeltal för perioden 2006-2012 beräknat utifrån uppgifterna i tabell 5.2, 5.3 och 5.4. För exakta beräkningar, se separat Excel-fil.

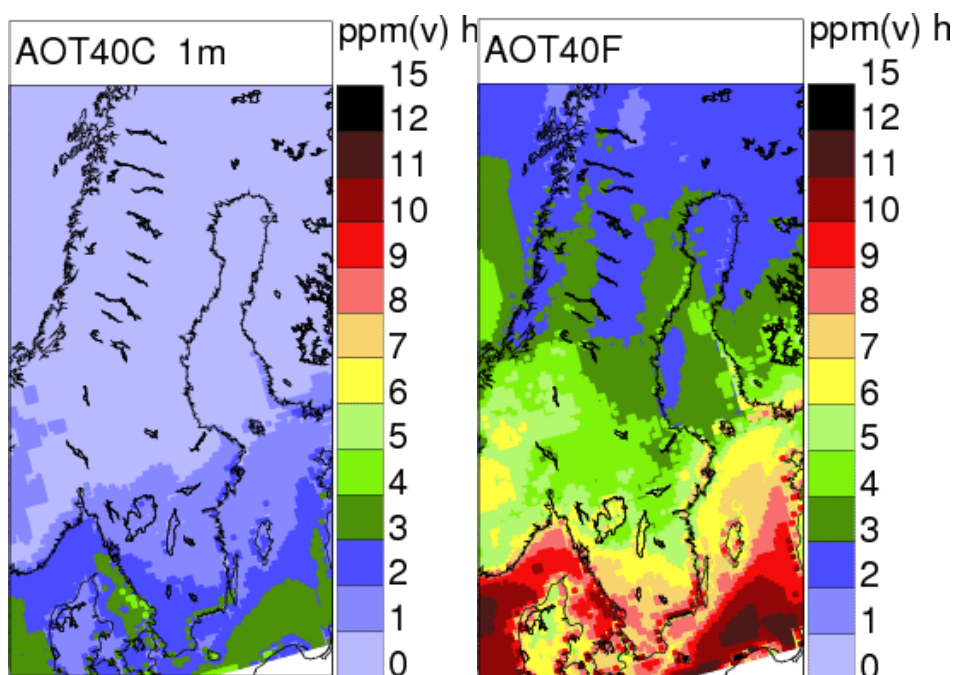
	Barrskog	Lövskog	Grödor
Norrland	0,00441	0,00452	0,07500
Svealand	0,00780	0,00554	0,12915
Götaland	0,01170	0,00906	0,13157

5.2.4. Summering av modellresultat och skadekostnader

Figur 5.3 visar AOT40-nivåerna för skog och grödor under 2013. Denna simulering stämmer väl överens med den nationella miljöövervakningens uppskattning för samma år

(<https://www.smhi.se/klimatdata/miljo/atmosfarskemi>; Alpfjord och Andersson, 2017).

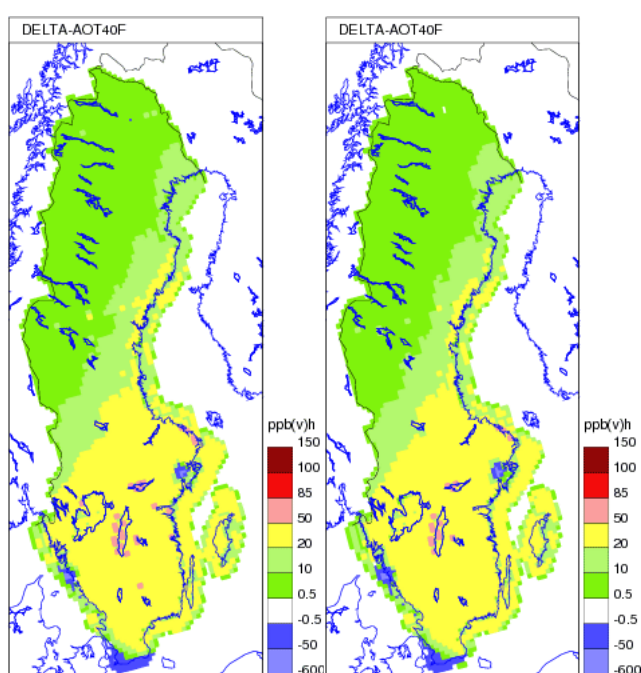
Eftersom växtsäsongen för skog är längre än för grödor, så är alltid AOT40F större eller lika stor som AOT40C. Skillnader i AOT40F och AOT40C har beräknats mellan baskörningen och samtliga andra simuleringar. Vi har valt att alltid utgå från simuleringen med högre utsläpp subtraherat med den med lägre utsläpp.



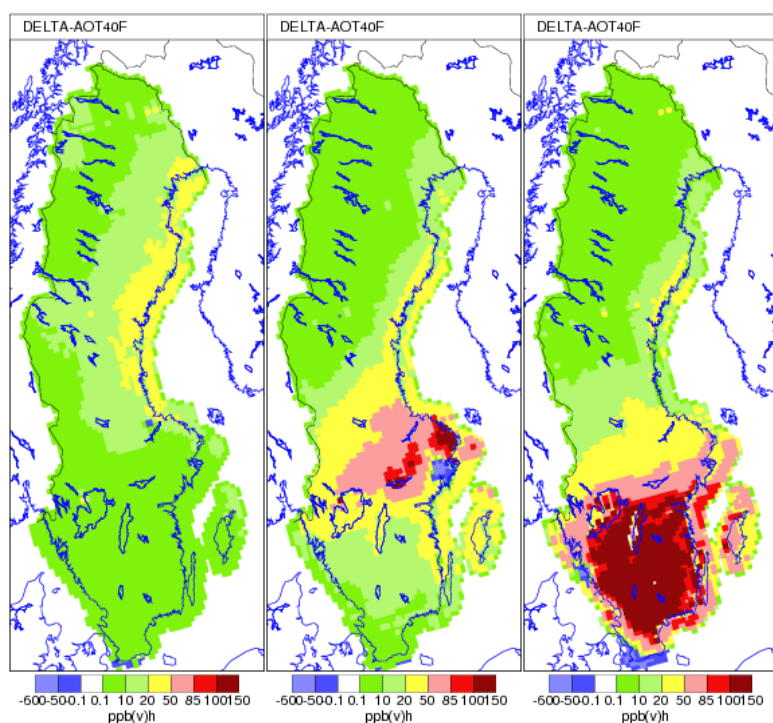
Figur 5.3. Baskörningens AOT40C (vänster) och AOT40F (höger).

Två simuleringar gjordes med 15 % ökning respektive minskning av trafikens totala NO_x-utsläpp i hela landet, se figur 5.4 för resultatet i ΔAOT_{40F} . De två simuleringarna indikerar att förändringen ger en linjär respons i AOT₄₀, se även tabell 5.6-5.8. Resultatet kan ses som den genomsnittliga påverkan som förändrade NO_x-utsläpp skulle ge till följd av en utbyggnad någonstans i närhet till befintliga vägar.

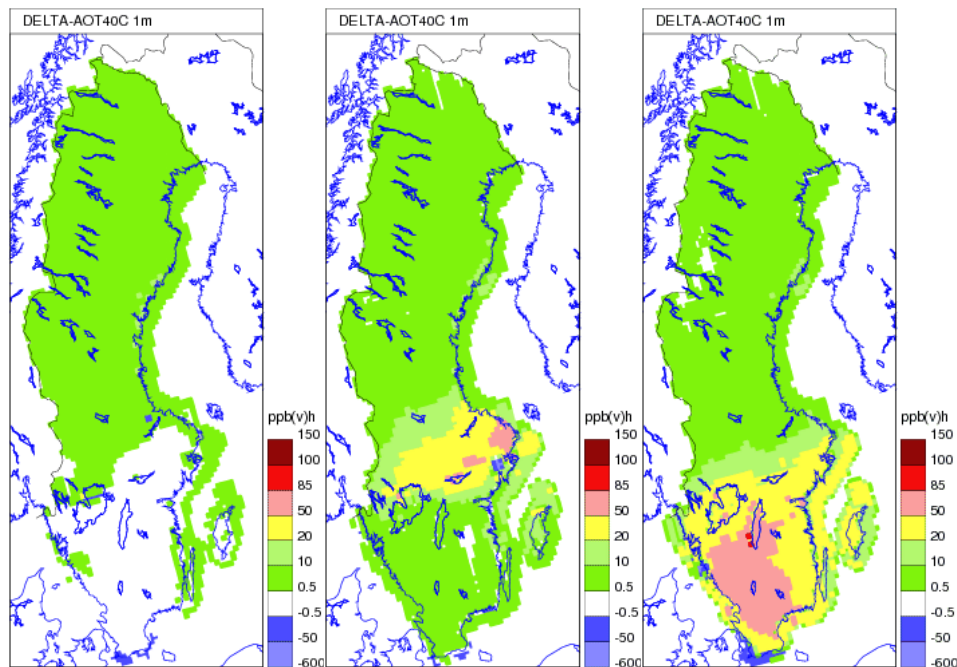
Resultaten av de tre simuleringar som gjordes för NO_x-förändringar i Norrland, Svealand respektive Götaland visas i figur 5.5 för ΔAOT_{40F} och 5.6 för ΔAOT_{40C} . Resultaten kan ses som den genomsnittliga påverkan på växtligheten till följd av en förändring av NO_x-utsläpp inom respektive landsdel. Utsläppen i en landsände påverkar AOT₄₀ i närområdet men utbredningen av skog/grödor påverkar också resultatet. Som exempel påverkar utsläpp i Svealand mer lövskog i Götaland än i Svealand.



Figur 5.4. Vänster: Modellresultat för skillnaden, ΔAOT_{40F} , mellan simulering 1 (baskörning) och simulering 2 (15 % minskning av NO_x-utsläpp). Höger: Modellresultat för skillnaden, ΔAOT_{40F} , mellan simulering 3 (15 % ökning av NO_x-utsläpp) och baskörningen.



Figur 5.5. Modellresultat för skillnaden, ΔAOT_{40F} , mellan baskörningen och simulering 4-6 (Baskörning minus 50 % minskning av NO_x-utsläpp i Norrland (vänster), Svealand (mitten) respektive Götaland (höger)).



Figur 5.6. Modellresultat för skillnaden, ΔAOT_{40C} , mellan baskörningen och simulering 4-6 (Baskörning minus 50 % minskning av NO_x-utsläpp i Norrland (vänster), Svealand (mitten) respektive Götaland (höger)).

Påverkan på grödor per NO_x-utsläpp (tabell 5.6) är störst för utsläppsförändringar i Götaland följt av Svealand och med en betydligt mindre påverkan från ändringar i Norrland. Också påverkan på lövträd (tabell 5.7) blir störst vid utsläppsförändringar i Götaland men här är ändringarna i Norrland lite större än i Svealand. Störst påverkan av AOT₄₀ fås på barrskog (tabell 5.8). Här är den relativa skillnaden mellan utsläpp i olika landsändar inte så stor. Summor för den påverkade skogs- respektive grödoarealen har räknats fram för markslagen barrskog, lövskog samt odlingsbar mark.

Tabell 5.6. $\Delta AOT_{40C} \times yta$ per NO_x-utsläpp, påverkan på grödor. Exponering summerad över påverkad yta av jordbruksmark.

$\Delta AOT_{40C} \times yta$ (ppb(v)×h×HA) per ton NO _x	Simulering 2 (Baskörning minus minskning 15 %)	Simulering 3 (Ökning 15 % minus baskörning)	Simulering 4 (Baskörning minus minskning 50 % i Norrland)	Simulering 5 (Baskörning minus 50 % minskning i Svealand)	Simulering 6 (Baskörning minus 50 % minskning i Götaland)
Norrland	157	144	323	201	79
Svealand	1 561	1 440	165	2 923	1 248
Götaland	3 095	3 036	31	560	6 205
Totalt	4 813	4 619	519	3 683	7 532

Tabell 5.7. $\Delta AOT_{40F} \times yta$ per NO_x-utsläpp för lövträd. Exponering summerad över påverkad yta av lövskog.

$\Delta AOT_{40F} \times yta$ (ppb(v)×h×HA) per ton NO _x	Simulering 2 (Baskörning minus minskning 15 %)	Simulering 3 (Ökning 15 % minus baskörning)	Simulering 4 (Baskörning minus minskning 50 % i Norrland)	Simulering 5 (Baskörning minus 50 % minskning i Svealand)	Simulering 6 (Baskörning minus 50 % minskning i Götaland)
Norrland	805	771	2 461	808	376
Svealand	656	584	261	794	758
Götaland	2 656	2510	554	1 239	4 668
Totalt	4 117	3 864	3 276	2 841	5 802

Tabell 5.8. $\Delta AOT_{40F} \times yta$ per NO_x -utsläpp för barrträd. Exponering summerad över påverkad yta av barrskog.

$\Delta AOT_{40F} \times yta$ (ppb(v) $\times h \times HA$) per ton NO_x	Simulering 2 (Baskörning minus minskning 15 %)	Simulering 3 (Ökning 15 % minus baskörning)	Simulering 4 (Baskörning minus minskning 50 % i Norrländ)	Simulering 5 (Baskörning minus 50 % minskning i Svealand)	Simulering 6 (Baskörning minus 50 % minskning i Götaland)
Norrländ	20 688	19 485	54 471	21 526	10 434
Svealand	19 472	18 367	11 313	31 203	15 614
Götaland	23 232	22 253	5 464	9 784	39 928
Totalt	63 391	60 105	71 248	62 513	65 976

Den förändring i exponering per ton NO_x -utsläpp som redovisas i tabell 5.6-5.8 kan nu multipliceras med kostnaderna i kronor per hektar per AOT_{40} -timme i tabell 5.5.

Resultaten i form av kronor per ton NO_x -utsläpp framgår av tabell 5.9-5.11. Slutligen summeras kostnaderna för jordbruksmark respektive skogsmark i tabell 5.12.

Tabell 5.9. Skadekostnader för jordbruksgrödor i kr per ton ändrat NO_x -utsläpp.

	Simulering 2 (Baskörning minus minskning 15 %)	Simulering 3 (Ökning 15 % minus baskörning)	Simulering 4 (Baskörning minus minskning 50 % i Norrländ)	Simulering 5 (Baskörning minus 50 % minskning i Svealand)	Simulering 6 (Baskörning minus 50 % minskning i Götaland)
Norrländ	12	11	24	15	6
Svealand	202	186	21	378	161
Götaland	407	399	4	74	816
Totalt	621	596	50	466	984

Tabell 5.10. Skadekostnader för lövskog i kr per ton ändrat NOx-utsläpp.

	Simulering 2 (Baskörning minus minskning 15 %)	Simulering 3 (Ökning 15 % minus baskörning)	Simulering 4 (Baskörning minus minskning 50 % i Norrländ)	Simulering 5 (Baskörning minus 50 % minskning i Svealand)	Simulering 6 (Baskörning minus 50 % minskning i Götaland)
Norrländ	4	3	11	4	2
Svealand	4	3	1	4	4
Götaland	24	23	5	11	42
Totalt	31	29	18	19	48

Tabell 5.11. Skadekostnader för barrskog i kr per ton ändrat NOx-utsläpp.

	Simulering 2 (Baskörning minus minskning 15 %)	Simulering 3 (Ökning 15 % minus baskörning)	Simulering 4 (Baskörning minus minskning 50 % i Norrländ)	Simulering 5 (Baskörning minus 50 % minskning i Svealand)	Simulering 6 (Baskörning minus 50 % minskning i Götaland)
Norrländ	91	86	240	95	46
Svealand	152	143	88	243	122
Götaland	272	260	64	115	467
Totalt	515	490	392	453	635

Tabell 5.12. Summa skadekostnader för jordbruksgrödor och skog i kr per kg ändrat NOx-utsläpp.

	Simulering 2 (Baskörning minus minskning 15 %)	Simulering 3 (Ökning 15 % minus baskörning)	Simulering 4 (Baskörning minus minskning 50 % i Norrländ)	Simulering 5 (Baskörning minus 50 % minskning i Svealand)	Simulering 6 (Baskörning minus 50 % minskning i Götaland)
Jordbruks- grödor	0,62	0,60	0,05	0,47	0,98
Skog	0,55	0,52	0,41	0,47	0,68
Totalt	1,17	1,12	0,46	0,94	1,66

Resultaten i tabell 5.12 visar att den totala skadekostnaden minskar med 1,17 kr per kg NO_x vid en minskning av NO_x-utsläppen i hela landet med 15 %. Motsvarande ökning av skadekostnaden vid en ökning av NO_x-utsläppen i hela landet med 15 % blir likartad i absoluta tal: 1,12 kr per kg NO_x. Ett nationellt genomsnitt av hur skadekostnaderna förändras vid en förändring av NO_x-utsläppen skulle således kunna sägas ligga kring 1 kr per kg NO_x. Scenarierna för de tre landsdelarna indikerar dock att det finns en inte oväsentlig variation i skadekostnader beroende på om NO_x-utsläppen ändras i Norrland, Svealand respektive Götaland: 0,46 kr per kg NO_x i Norrland, 0,94 kr per kg NO_x i Svealand och 1,66 kr per kg NO_x i Götaland.

I denna studie har enbart skadekostnaderna till följd av marknära ozon påverkas av ändrade NO_x-utsläpp under ett visst år (2013) studerats. I en återanalys av marknära ozon i Sverige studerades AOT₄₀ för gröda och skog för hela tidsperioden 1990-2013 (Andersson et al., 2015; Andersson et al., 2017). För åren 2013 och framåt finns även data från den svenska miljöövervakningen med MATCH Sverigesystemet (Alpfjörd och Andersson, 2017; <https://www.smhi.se/klimatdata/miljo/atmosfarskemi>). I södra och mellersta Sverige har halterna som överstiger 40 ppb(v) minskat sedan 1990, medan enbart de allra högsta halterna har minskat i norra Sverige. Minskningen är inte monoton, dvs. det finns en betydande år-till-år-variation. Detta orsakar en minskning i AOT₄₀, vilken visas i Andersson et al. (2017). 2013 är representativt år för de senaste 10 kartlagda åren (2008-2017). Variationen från år till år orsakas framför allt av skillnader i meteorologiska förhållanden. Andersson och Langner (2007) uppskattade mellanårsvariation i Skandinavien av somarmedelozon till ca 4 % (standardavvikelse/medel orsakad av meteorologisk variabilitet).

Naturliga utsläpp av isopren bidrar till ozonbildning och är en av orsakerna till att ozonhalten varierar från år till år. I en studie av Andersson och Engardt (2010) var den maximala variationen i utsläpp ca 20 % under en 30-års-period. Osäkerheten i isoprenutsläpp (spridning mellan olika modellers uppskattningar) överstiger denna siffra (t.ex. Langner et al., 2012).

5.2.5. Rekommendation beträffande ASEK-kalkylvärden

Vi konstaterar att resultaten tyder på att ett nationellt genomsnitt beträffande hur skadekostnaderna till följd av exponering av marknära ozon på jordbruksgrödor och skog påverkas av ändrade NO_x-utsläpp ligger kring 1 kr per kg NO_x. Det finns dock en icke oväsentlig variation mellan olika landsdelar: Motsvarande skadekostnad varierar mellan 0,46 kr per kg NO_x om NO_x-utsläppen ändras i Norrland till 1,66 kr per kg NO_x om NO_x-utsläppen ändras i Götaland. Svealand ligger ungefär mittemellan: 0,94 kr per kg NO_x. Det kan därför vara befogat att använda olika kalkylvärden för utsläppsförändringar i de tre olika landsdelarna.

Som tidigare påpekats bör värdena betraktas som underskattningar av de totala skadekostnaderna till följd av ozonexponering på vegetation, eftersom det troligen finns skadekostnadstyper som inte är inräknade. Detta sammanfattas i tabell 5.13. ASEK-kalkylvärden för NO_x-utsläpp som ska återspegla påverkan på jordbruksgrödor och skog av marknära ozon bör med andra ord inte understiga de belopp per kr per kg som nämndes i föregående stycke.

Tabell 5.13. Tratt-tabell för skadekostnader till följd av marknära ozon.

Effekter av marknära ozon som vi avgränsar oss till att belysa	Olika skadekostnader till följd av effekten	Skadekostnader som vi avgränsar oss till att värdera
Ozonexponering på skog och jordbruksgrödor	Minskad skogstillväxt Skördebortfall i jordbruket Ökad risk för att växtlighet drabbas av angrepp av insekter och sjukdomar Minskade estetiska värden pga. att blad inte får normala höstfärger Minskad kolinbindning	Minskad skogstillväxt Skördebortfall i jordbruket

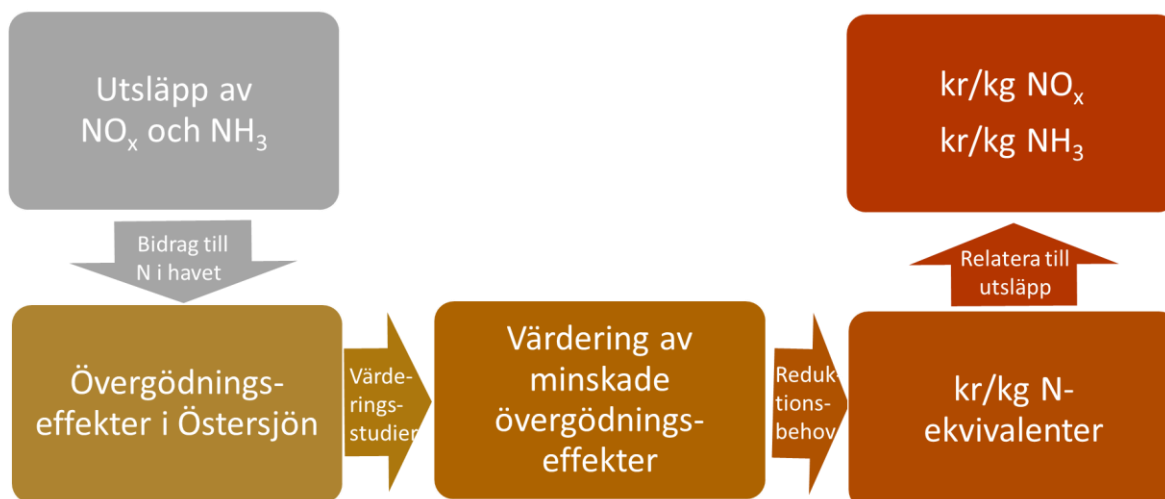
5.3. Marin övergödning

5.3.1. Inledning, introduktion till vårt tillvägagångssätt

Ungefär 7 av 10 svenskar anser att miljöproblem i Östersjön är ett av de tre viktigaste svenska miljöproblemen, och effekter till följd av övergödning tillhör de som anses som allvarliga (Söderqvist et al., 2010; Ahtiainen et al., 2013). Den svenska transportsektorn bidrar till den marina övergödningen genom luftutsläpp av kväveoxider och ammoniak. För att skatta skadekostnaden per kg NO_x respektive NH₃ följer vi det angreppssätt som illustreras schematiskt i figur 5.7.

I nästa avsnitt (5.3.2) redovisas luftutsläppen av NO_x och NH₃ samt hur dessa utsläpp bidrar till tillförseln av kväve till Östersjön. Som närmare beskrivs i avsnittet förenklar vi situationen genom att betrakta hela Sverige som ett enda utsläppsområde och hela Östersjön från Kattegatt i väster till Bottenhavet i norr som en enda recipient. En analys av hur luftutsläppen från transportsektorn i olika delar av Sverige bidrar till tillförseln till olika delbassänger av Östersjön hade varit intressant, men rymdes inte inom ramarna för REVSEK.

De övergödningseffekter som luftutsläppen bidrar till tillsammans med övrig tillförsel av kväve och fosfor har varit föremål för ekonomiska värderingsstudier. Dessa har skattat det ekonomiska värdet av minskade övergödningseffekter, exempelvis att få ett klarare vatten och färre algbloomningar. Sådana värderingsstudier presenteras närmare i avsnitt 5.3.3, som även går igenom svårigheten att avgöra vilken minskad mängd kväve och fosfor som behövs för att åstadkomma de minskade övergödningseffekter som har varit föremål för värdering. Resultatet blir ett värde uttryckt per kg N-ekvivalenter, som sedan översätts till per kg NO_x respektive per kg NH₃ utifrån resultat i avsnitt 5.3.2 om hur mycket varje utsläppt kg NO_x respektive NH₃ från den svenska transportsektorn bidrar till tillförseln av kg N till Östersjön. Därefter följer en känslighetsanalys och en diskussion (avsnitt 5.3.4) innan en rekommendation beträffande kalkylvärde görs i avsnitt 5.3.5.



Figur 5.7. Schematiskt tillvägagångssätt i delstudien om marin övergödning.

5.3.2. Övergödning av Östersjön och bidrag till N-tillförsel till Östersjön genom luftutsläpp av NO_x och NH₃¹⁶

Utsläpp av kväveföreningar via luft och vatten ger upphov till övergödning och algbloomning i våra omgivande hav. Enligt den senaste analysen av situationen i Östersjön (inklusive Kattegatt) som gjorts av HELCOM för perioden 2011-2016 är 97 % av Östersjön påverkad av övergödning och 12 % ligger i den sämsta miljöklassen (HELCOM, 2018). Under de senaste åren har nedfallet av kväve reducerats något, men man räknar med att återhämtningen till god status för havsmiljön kommer att ta mycket lång tid, även efter det att kväve- och fosfortillförseln till havet har reducerats till acceptabla nivåer. Även om den totala kvävebelastningen nu understiger den kritiska nivån (Maximum Allowable Input) för Bottenviken, Bottenhavet, Bälten och Kattegatt finns det goda skäl att reducera kvävetillförseln från Sverige även till dessa havsbassänger. Detta med hänsyn till situationen i kustområdena där tillståndet är sämre och för att påskynda återhämtningen.

Den svenska transportsektorn påverkar Östersjön främst genom sina utsläpp till luft av kväveoxider och ammoniak (NO_x respektive NH₃). Den större delen av dessa utsläpp deponeras direkt på havet, men en mindre del tillförs genom deposition på inlandsvatten och transporteras till havet via sjöar och vattendrag. Beräkningar har tidigare gjorts av tillförseln av kväveföreningar till Östersjön från den svenska transportsektorn (Söderqvist et al., 2017). Uppdaterade beräkningar redovisas i tabell 5.14 och de baseras även denna gång främst på Naturvårdsverkets utsläppsstatistik och uppgifter från HELCOM. European Monitoring and Evaluation Programme (EMEP) beräknar regelbundet den totala depositionen av NO_x-N och NH₃-N från varje HELCOM-land till Östersjöns nio havsbassänger, senast för år 2016 (Gauss et al., 2018).¹⁷ Nedfallet från transportsektorns utsläpp har sedan beräknats som en andel av Sveriges totala kväveutsläpp till luft. Huvuddelen av det kvävenedfall som härrör från Sverige sker till Egentliga Östersjön, som är den största havsbassängen, följt av Bottenhavet och Kattegatt, men nedfall sker till alla havsbassänger.

Det finns inga exakta uppgifter om den mängd oxiderat och reducerat kväve från den svenska transportsektorn som tillförs havet via atmosfäriskt nedfall på sjöar och vattendrag, men de kan härledas från annan information. Enligt data från Naturvårdsverkets miljöövervakning inom Programområde LUFT för år 2017 var nedfallet av oxiderat och reducerat kväve från svenska utsläppskällor 13 % respektive 42 % av totaldepositionen (Fredricsson et al., 2018.) Dessa siffror har tillämpats för att uppskatta depositionen av kväveföreningar till inlandsvatten. För att sedan beräkna kvävetillförseln till kusten användes uppgifter om denna deposition samt retentionen i sjöar och vattendrag (Ejhed et al., 2016). Transportsektorns årliga kvävebidrag till Östersjön via vattendrag har beräknats till drygt 600 ton, vilket är en betydligt mindre mängd än den än den direkta tillförseln som uppgår till cirka 1 800 ton per år. Den totala kvävetillförseln till Östersjön från alla länder via luft och vatten är enligt EMEP cirka 800 000 ton per år (HELCOM, 2018), vilket innebär att tillförseln från den svenska transportsektorn utgör cirka 0,3 %. Detta är en liten andel,

¹⁶ Detta avsnitt har i huvudsak författats av Håkan Staaf, tidigare verksam vid Naturvårdsverket.

¹⁷ 1 ton NO_x = 14/46 = 0,304 ton NO_x-N respektive 1 ton NH₃ = 14/17 = 0,824 ton NH₃-N (omräkning baserad på molekylvikt, cf. Aneja et al. (2000)).

men denna tillförsel kan ändå vara relevant eftersom övergödningen i havsmiljön fortfarande är ett stort miljöproblem.

Det finns flera osäkra antaganden i dessa beräkningar, bland annat om relationer mellan utsläpp och atmosfäriskt kvävenedfall på Östersjöns havsbassänger. Detta gäller särskilt för reducerat kväve där utsläppen från transporter är relativt små jämfört med andra källor, men å andra sidan är tillförseln till havet liten. Fördelningen mellan deposition till havsbassänger är också relativt osäker, men vi förenklar situationen genom att inte beakta denna fördelning. Detta innebär att hela Sverige betraktas som utsläppsområde och hela Östersjön som depositionsområde. Att arbeta med en finindelning lämnas som en möjlighet till fortsatt forskning. Med detaljerat modelleringsarbete skulle en sådan finindelning skulle också beakta att effekten i havsmiljön av luftburen kvävetillförsel kan skilja sig åt mellan kväve som faller ner i öppet hav respektive kustområden, och även mellan olika havsområden, beroende på om kväve utgör det begränsande näringsämnet eller inte. Vi återkommer till problematiken med om kväve är det begränsande näringsämnet eller inte i avsnitt 5.3.3, och då utifrån ett helhetsperspektiv på Östersjön.

Tabell 5.14. Tillförsel av oxiderat och reducerat kväve (NO_x-N respektive NH₃-N) till Östersjön (inklusive Kattegatt) som härrör från utsläpp till luft från den svenska transportsektorn år 2017.

Kväveflöden	Ton NO _x -N per år	Ton NH ₃ -N per år	Kommentarer
Utsläpp till luft från den svenska transportsektorn	14 760	1 491	Naturvårdsverkets statistik för år 2017, avseende inrikes transporter: 48550 ton NO _x × 0,304 = 14760 ton NO _x -N, 1810 ton NH ₃ × 0,824 = 1491 ton NH ₃ -N (https://www.naturvardsverket.se/Sa-mar-miljon/Klimat-och-luft/Statistik-om-luft/Utslapp-av-luftfororeningar/ , läst 2019-02-15).
Atmosfärisk deposition på Östersjön från Sveriges totala utsläpp till luft	4 078	7 407	Enligt EMEPs beräkningar för HELCOM år 2016 (Gauss et al., 2018).
Atmosfärisk direkt deposition på Östersjön som härrör från utsläpp från den svenska transportsektorn	1 594	252	Andelen av de totala svenska utsläppen av kväveföreningar till luft som deponeras på Östersjön år 2017 var 10,8 % för NO _x och 16,9 % för NH ₃ (Gauss et al., 2018 och Naturvårdsverket). Samma andelar antas för transportsektorns utsläpp.

Tillförsel till Östersjön via vattendrag som härrör från utsläpp från den svenska transportsektorn	485	136	Beräkning baserad på: • Att transportsektorns andel av de totala utsläppen av oxiderat och reducerat kväve är $48550/124020$ ton $\text{NO}_x = 39,1\%$ respektive $1810/53340$ ton $\text{NH}_3 = 3,4\%$ av de totala svenska utsläppen till luft under 2017 (https://www.naturvardsverket.se/Samar-miljon/Klimat-och-luft/Statistik-om-luft/Utslapp-av-luftforeningar/, läst 2019-02-15). • Att depositionen till landmiljön av oxiderat och reducerat kväve är 13% resp. 42% av de svenska utsläppen (Fredricsson et al., 2018) och att detta antas gälla även för transportsektorn. Dessa andelar antas även gälla för nedfall till vatten. • Att kvävenedfallet till svenska sjöar är 15900 ton och att retentionen i sjöar och vattendrag till kusten är i genomsnitt 40% (Ejhed et al., 2016). Detta ger: • Tillförsel till Östersjön av oxiderat kväve: $15900 \times 0,13 \times 0,391 \times (1-0,4) = 485$ ton N. • Tillförsel till Östersjön av reducerat kväve: $15900 \times 0,42 \times 0,034 \times (1-0,4) = 136$ ton N.
Total kvävetillförsel till Östersjön som härrör från utsläpp till luft från den svenska transportsektorn	2 079	388	$1594 + 485 = 2079$ $252 + 136 = 388$ Totalt: $2079 + 388 = 2467$ ton

5.3.3. Värdering av NO_x och NH₃ genom resultat från värderingsstudier av minskad marin övergödning

Allmänhetens nytta av förbättrad vattenkvalitet i Östersjön är förhållandevis noggrant undersökt genom scenariostudier och resekostnadsstudier. Baserat på resultaten från sådana studier och information om mängden näringsämnen som behöver minskas för att uppnå bättre vattenkvalitet kan skadekostnaden för övergödning per kg kväve beräknas.

Vi har valt att i detalj studera fem värderingsstudier rörande övergödningen av Östersjön som har genomförts och publicerats under de senaste tio åren i syfte att kunna utgå från så aktuella resultat som möjligt. Nedan följer en kort sammanfattning av dessa studier, varefter vi diskuterar deras användbarhet för att kunna ligga till grund för ett förslag till kalkylvärde. Studierna beskrivs i mer detalj i den separata Excel-filen (se kapitel 7).

- Ahtiainen et al. (2014) utförde under 2011 en scenariostudie (*contingent valuation*) genom enkäter till hushåll i de nio länderna runt Östersjön. Enkäten innehöll en beskrivning av Östersjön och dess tillstånd, frågor om hur fritid tillbringas vid havet och ett värderingsscenario med frågor om respondentens betalningsvilja. Den totala betalningsviljan bland svenskar över 18 år för att minska föroreningarna av Östersjön till en nivå där övergödningen minskar och Baltic Sea Action Plan (BSAP) uppfylls beräknades till 572,7 miljoner euro årligen (2011 års prisnivå). Detta motsvarar 5 171 miljoner kronor per år (2011 års prisnivå), givet en eurokurs på 9,0298.
- Czajkowski et al. (2015) undersökte värdet av rekreation vid Östersjön med hjälp av en resekostnadsstudie. Studien genomfördes som en enkätundersökning bland hushållen i de nio Östersjöländerna. I artikeln jämförs nyttan med rekreation under nuvarande miljöförhållanden i Östersjön med ett scenario med förbättrade miljöförhållanden. Resultatet visar att förändringen av svenskarnas totala årliga konsumentöverskott till följd av minskad eutrofiering är 336,1 miljoner euro (2011 års prisnivå).
- Nieminen et al. (2019) genomförde en scenariostudie för att undersöka betalningsviljan i Finland för att uppnå God miljöstatus (GES) enligt havsmiljödirektivet i finska vatten i Östersjön. Enligt resultatet är finländarna beredda att årligen betala i genomsnitt totalt 509 miljoner euro (2017 års prisnivå) för att uppnå GES i de finska havsområdena. Studien visar också att finländarna värdesätter en hälsosam marin miljö oavsett hur långt från kusten de bor och även om de inte använder havet själva.
- Östberg et al. (2012) undersökte betalningsviljan för att förbättra vattenkvaliteten i två svenska kustområden – ett i Bohuslän och ett i sydvästra delen av Stockholms skärgård – med hjälp av en scenariostudie. De värderade scenarierna motsvarar ungefär en förbättring av vattenkvaliteten till god ekologisk status enligt vattendirektivet. För en sådan förbättring i kustområdet i Stockholms skärgård skattades den totala årliga betalningsviljan till i genomsnitt 64 miljoner kronor (2009 års prisnivå).
- Kosenius (2010) undersökte betalningsviljan bland finska medborgare för tre scenarier av förbättring av vattenkvaliteten i Finska viken genom en scenariostudie (*choice experiment*). Den totala årliga betalningsviljan skattades till i genomsnitt 944 miljoner

euro för det minst ambitiösa scenariet och till 1 078 miljoner euro för det mest ambitiösa scenariet (2006 års prisnivå).

Det finns dessutom en rad äldre värderingsstudier rörande övergödningen av Östersjön, de tidigaste kom under 1990-talet. Dessa äldre studier studerades av Kinell et al. (2009) för att komma fram till vilket värde per kg näringsämne som studierna gemensamt pekade mot. Vi kommer att jämföra våra resultat med slutsatserna i Kinell et al. (2009).

En genomgående svårighet som måste hanteras är att hitta ett rimligt sätt att relatera värderingsstudiernas resultat till en viss reduktion av tillförseln av näringsämnen. Värderingsstudierna gäller betalningsviljan för att få en minskning av övergödningseffekter, men vilken reduktion av näringsämnen som närmare bestämt behövs för att åstadkomma den minskning av övergödningseffekter som har värderats är inte exakt specificerat inom ramen för värderingsstudierna. Situationen är tydligast för de studier som har värderat minskade övergödningseffekter för hela Östersjön, eftersom reduktionsbeting har specificerats för hela Östersjön (se vidare nedan). Det finns förvisso en osäkerhet i om dessa reduktionsbeting är tillräckliga eller inte, men situationen blir ännu mer komplex för de studier som har värderat minskade övergödningseffekter i vissa delar av Östersjön eller specifika kustområden, eftersom övergödningseffekterna i dessa delområden kan vara beroende inte enbart av den tillförseln av näringsämnen från de landområden som gränsar till dessa delområden utan även av tillförseln av näringsämnen från andra landområden på grund av transporter av näringsämnen mellan olika delar av havet. Denna komplexitet medför en betydande osäkerhet, eftersom ett värde utslaget per kg näringsämne kommer att påverkas starkt av storleken på näringsämnesreduktionen. Vi kommer därför att betrakta de värderingsstudier som gäller hela Östersjön (Ahtiainen et al., 2014; Czajkowski et al., 2015) som utgångspunkt för ett kalkylvärde, och särskilt värderingsstudien av Ahtiainen et al. (2014), eftersom en scenariostudie har förmåga att även inkludera icke-användarvärden, till skillnad från en resekostnadsstudie som Czajkowski et al. (2015). De övriga värderingsstudierna kommer vi i avsnitt 5.3.4 att använda som indikationer på om resultatet från Ahtiainen et al. (2014) bör betraktas som en underskattning eller överskattning. Observera att Ahtiainen et al. (2014) ger information om svenskars betalningsvilja för minskade övergödningseffekter i Östersjön, men dessa minskade effekter kan inträffa såväl inom den svenska delen av Östersjön som i andra delar av Östersjön. Detta stämmer alltså inte helt och hållet överens med avgränsningen till effekter inom svenskt territorium enligt avsnitt 5.1.2 i ASEK 6.1 (se även avsnitt 1.2.2), men som en approximation antar vi att svenskarnas betalningsvilja till övervägande delen gäller minskade övergödningseffekter inom den svenska delen av Östersjön. Vi återkommer i avsnitt 5.3.4 om hur värdena skulle påverkas av att även inkludera betalningsviljan hos befolkningarna i de övriga länderna runt Östersjön.

När det gäller reduktionsbetingen för hela Östersjön har Helsingforskommissionen (HELCOM, 2015, s. 98) uppskattat att den årliga tillförseln av kväve och fosfor måste reduceras med 70 988 ton N respektive 12 132 ton P i jämförelse med referensperioden 2008–2010 för att uppnå god ekologisk status enligt BSAP år 2021. Vi tolkar därför dessa reduktionsbeting som den reduktion som måste ske för att uppnå de minskade övergödningseffekter som värderades i Ahtiainen et al. (2014) och Czajkowski et al. (2015).

Nästa fråga blir hur den totala årliga betalningsviljan förhåller sig till de totala årliga N- respektive P-betingen. Vi är i slutänden intresserade av att få fram ett kalkylvärde per kg NO_x, och då är första steget att få fram en skadekostnad per kg N. På vilket sätt bör P-betinget då komma in i beräkningen av en betalningsvilja per kg N? Detta är inte en enkel fråga, och det finns flera möjliga svar.

En möjlighet är att relatera betalningsviljan enbart till N-betinget (70 988 ton). Att fosforreduktioner därmed inte värderas kan tolkas som ett antagande att kvävereduktioner hela tiden kombineras med de fosforreduktioner som krävs för att uppfylla P-betinget, dvs. att man alltså får de nödvändiga P-reduktionerna ”på köpet” när man gör N-reduktioner (Söderqvist och Wallström, 2017). Detta antagande kan vara rimligt för utvärderingar av enskilda projekt som åstadkommer både N- och P-reduktioner, men det förefaller vanskligt att använda för att komma fram till ett allmängiltigt kalkylvärde för NO_x-utsläpp. Ett annat motiv till att relatera betalningsviljan enbart till N-betinget är att anta att det enbart är kvävereduktioner som spelar roll för att lösa övergödningseffekterna, dvs. kväve är det begränsande näringsämnet på så sätt att det är förändringar i kvävetillförseln som påverkar den biologiska produktionen. Att N är det begränsande näringsämnet i marina miljöer är ett vanligt antagande i livscykelanalyser (Struijs et al., 2013). Detta verkar dock inte heller vara ett rimligt antagande i fallet Östersjön, eftersom det har specificerats både ett N-beting och ett P-beting för Östersjön som helhet. Vad som är viktigast att reducera har dock varit föremål för många diskussioner. Henryson et al. (2018) presenterade en översikt över olika forskningsresultat av vilket näringsämne som är begränsande för olika havsområden, och deras slutsats är att såväl N- som P-reduktioner krävs för Egentliga Östersjön, Bottenhavet och Skagerack, medan Bottenviken är P-begränsat och Öresund och Kattegatt är N-begränsade havsområden. Eftersom vi betraktar hela Östersjön som en enda recipient blir vår slutsats att såväl N- som P-reduktioner är nödvändiga för att minska de samlade marina övergödningseffekterna.

Det är därmed nödvändigt att relatera betalningsviljan till både N-betinget (70 988 ton) och P-betinget (12 132 ton). Vi gör detta genom att använda det ekvivalensmått som ibland används i livscykelanalyser och som naturvetenskapligt kan härledas utifrån den s.k. Redfield-kvoten: Uttryckt som N-ekvivalenter är 1 kg N lika med 1 kg N-ekvivalenter och 1 kg P lika med 7,2 kg N-ekvivalenter (Guinée, 2002; Henryson et al., 2018). Detta ekvivalensmått har vidare tidigare använts för att definiera skadekostnadsfunktioner relaterade till övergödningen av Östersjön (Laukkanen och Huhtala, 2008; Ollikainen et al., 2016). Det årliga reduktionsbetinget uttryckt i N-ekvivalenter blir således $7,2 \times 12\,132 + 70\,988 = 158\,338,4$ ton N-ekvivalenter.

Som nämndes ovan skattade Ahtiainen et al. (2014) den totala årliga betalningsviljan till 5 171 miljoner kronor (2011 års prisnivå; 95 % konfidensintervall: 4 084-6 259 miljoner kronor). Division med reduktionsbetinget uttryckt i N-ekvivalenter och omräkning till 2017 års prisnivå ger ett genomsnittligt värde på 36 kr per kg N-ekvivalenter (95 % k.i. givet att reduktionsbetinget betraktas som en konstant: 28-44 kr), se detaljer i den separata Excel-filen. Värdet i kr per kg N blir detsamma, medan värdet i kr per kg P erhålls genom att multiplicera med 7,2, dvs. 259 kr per kg P. Motsvarande beräkningar för skattningarna i Czajkowski et al. (2015) ger ett ca 40 % lägre värde: 21 kr per kg N-ekvivalenter (95 % k.i. givet att reduktionsbetinget betraktas som en konstant: 16-26 kr). Detta ser vi som ett förväntat resultat, eftersom en resekostnadsstudie inte fångar in icke-användarvärden. Vi går därför vidare med 36 kr per kg N som huvudskattning.

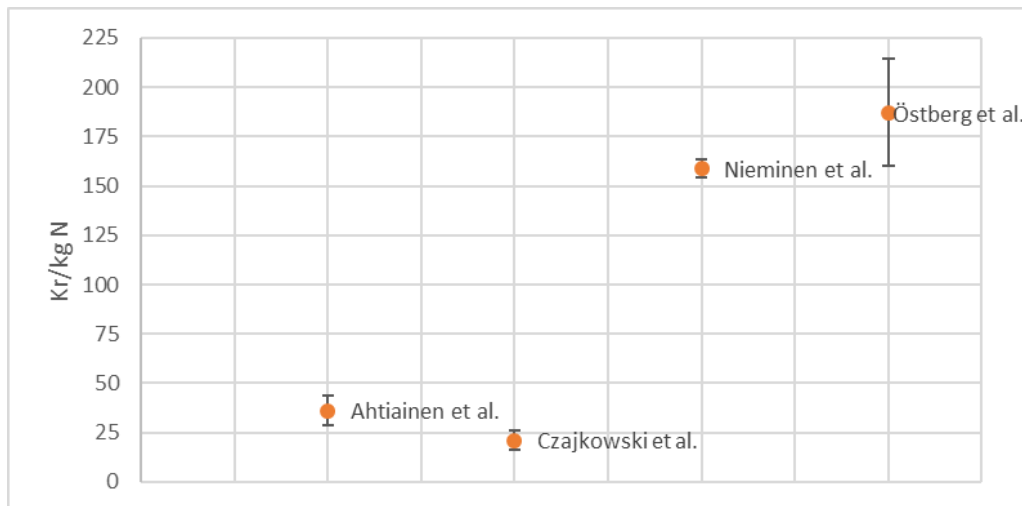
Beräkningarna i avsnitt 5.3.2 indikerar att den svenska transportsektorns årliga utsläpp på 48 550 ton NOx respektive 1 810 ton NH₃ resulterar i en årlig tillförsel av 2 079 ton NOx-N respektive 388 ton NH₃-N till Östersjön. Detta indikerar i sin tur att en förändring av NOx-utsläppen på 1 kg kan förväntas leda till att N-tillförseln till Östersjön förändras med $2\,079/48\,550 = 0,043$ kg N. Detta betyder att förändrade NOx-utsläpp kan värderas till $36 \times 0,043 = 1,55$ kr per kg NOx (95 % k.i. givet att tillförselrelationen betraktas som en konstant: 1,20-1,89 kr). För NH₃ ger motsvarande beräkning att förändrade NH₃-utsläpp kan värderas till $36 \times (388/1810) = 7,72$ kr per kg NH₃ (95 % k.i.: 6,00-9,43 kr).

5.3.4. Känslighetsanalys och diskussion

Som framgick av föregående avsnitt baserades uträkningen av ett värde per kg NOx respektive NH₃ på antagandet att det behövs reduktioner av såväl kväve som fosfor för att minska övergödningseffekterna i Östersjön. Om det fanns skäl att relatera betalningsviljan till enbart kvävereduktionsbetinget för Östersjön skulle värdena öka drygt en faktor 2 (1 583 338,4 ton N-ekvivalenter när P-betinget är omräknat till N-ekvivalenter dividerat med N-betinget 70 988 ton N är lika med 2,24), men i nuläget verkar det rimligaste vara att ta hänsyn till både P-betinget och N-betinget, åtminstone när hela Östersjön betraktas som en enda hel recipient.

Figur 5.8 visar hur de ovan redovisade resultaten i kr per kg N från Ahtiainen et al. (2014) respektive Czajkowski et al. (2015) förhåller sig till värderingsstudierna av Nieminen et al. (2019) och Östberg et al. (2012). Som nämndes i föregående avsnitt tillkommer en betydande osäkerhet om vilka reduktionsbeting som är relevanta för de övriga värderingsstudierna, eftersom dessa studier gäller övergödningseffekter i mindre områden än hela Östersjön: Finska vatten i Nieminen et al. (2019) och kustvattnen mellan Södertälje och Landsort i sydvästra Stockholms skärgård i Östberg et al. (2012). Vi har ändå försökt identifiera reduktionsbeting som kan betraktas som rimliga, se resonemang i den separata Excel-filen. För studien av Kosenius (2010), som gällde övergödningseffekter i Finska viken, är osäkerheten så stor beträffande reduktionsbeting att vi har avstått ifrån att kvantifiera.

Som framgår av figur 5.8 ser Nieminen et al. (2019) och Östberg et al. (2012) generellt ut att ge 4-5 gånger högre värden per kg N än Ahtiainen et al. (2014). För studien av Kosenius (2010) bedömer vi kvalitativt att även den studien indikerar högre värden per kg N än Ahtiainen et al. (2014). En inte osannolik anledning till de högre värdena är att de tillfrågade har känt ett större engagemang för värderingsscenarierna när dessa har gällt förbättringar av mer specifika och mer näraliggande vattenområden än förbättringar generellt av hela Östersjön. I Nieminen et al. (2019) värderades dessutom även andra marina miljöaspekter än övergödningssrelaterade aspekter, men minskade övergödningseffekter prioriterades av respondenterna tillsammans med miljögifter.



Figur 5.8. Resultat (punktskattning och 95 % konfidensintervall) i kr per kg N (2017 års prisnivå) för de analyserade värderingsstudierna.

När det gäller äldre värderingsstudier kom Kinell et al. (2009) i sin syntesstudie fram till ett förslag på värdeintervall som sträckte sig från 5 till 86 kr/kg N, med 38 kr per kg N som en punktskattning (2017 års prisnivå). Detta intervall baserade sig på såväl resekostnadsstudier som scenariostudier, och för att minska risken för överskattning användes en mycket försiktig ansats för resultaten från scenariostudierna, eftersom äldre scenariostudier inte alltid använde tekniker för att reducera s.k. hypotetisk bias (se vidare Kinell et al., 2009).

Vi tolkar de här jämförelserna med andra studier som att de inte ger någon anledning till att misstänka att värden per kg NO_x respektive NH₃ som baserar sig på Ahtiainen et al. (2014) skulle leda till en överskattning. En annan anledning att betrakta värden baserade på Ahtiainen et al. (2014) som försiktigt skattade är att det inte är självklart att de tillfrågade i scenariostudien har vägt in alla effekter av marin övergödning när de har angett sin betalningsvilja. Det är troligt att näringar såsom kust- och havsfiske och den kust- och havsnära turistbranschen skulle gynnas av en bättre havsmiljö, och det är inte självklart att dessa effekter har beaktats av de tillfrågade. Eftersom ett representativt urval av den svenska vuxna befolkningen tillfrågades kan sådana effekter teoretiskt anses ha fångats in, men om detta gäller även i praktiken är en annan fråga.

Ett sätt att få säkrare resultat skulle vara att genomföra en statistisk metaanalys i vilka samtliga värderingsstudier gällande hela eller delar av Östersjön inkluderas. Det finns erfarenhet av vilka statistiska metoder som lämpar sig för sådana metaanalyser för värderingsstudier, se t.ex. Brouwer och Neverre (2018), Brouwer och Sheremet (2017). En sådan metastudie lämnas här som ett förslag till fortsatt arbete.

Ytterligare en sak som bör finnas i åtanke är att ovanstående värden per kg NO_x respektive NH₃ är baserade på den svenska befolkningens betalningsvilja för att minska övergödningseffekterna i Östersjön. Att minska övergödningseffekterna i Östersjön gynnar dock även befolkningarna i övriga Östersjöländer, och förändringar av utsläpp av NO_x och NH₃ som sker i Sverige kan bidra till att påverka övergödningseffekter som även människor i andra Östersjöländer än Sverige bryr sig om. Ahtiainen et al. (2014) genomförde betalningsviljestudier i samtliga Östersjöländer och den samlade betalningsviljan i alla Östersjöländer är ca 6 gånger högre än svenskarnas totala betalningsvilja, se även

Söderqvist och Wallström (2017). Om det skulle anses rimligt att inkludera även välbefinnandeförändringar hos andra befolkningar än den svenska i de samhällsekonomiska analyserna borde alltså ovanstående värden per kg NO_x respektive NH₃ multipliceras med en faktor 6.

5.3.5. Rekommendation beträffande ASEK-kalkylvärden

Baserat på resultat och resonemang i föregående avsnitt (se även tabell 5.15) är vår rekommendation beträffande kalkylvärden som återspeglar konsekvenserna för marin övergödning av utsläpp av NO_x respektive NH₃ från den svenska transportsektorn att sådana kalkylvärden inte bör understiga 2 kr per kg NO_x respektive 8 kr per kg NH₃.

Tabell 5.15. Tratt-tabell för skadekostnader till följd av marin övergödning.

Effekter av marin övergödning	Olika skadekostnader till följd av effekten	Skadekostnader som vi avgränsar oss till att värdera
Övergödning av kustvatten och hav	Minskad tillgång på marina ekosystemtjänster för allmänheten, t.ex. försämrade rekreationsupplevelser, och för näringar som yrkesfiske och turism	En samlad värdering baserad på betalningsvilja ger kr per kg utsläpp av NO _x och NH ₃ , men det finns anledning att tro att denna ger en försiktig skattning av de totala skadekostnaderna, se vidare avsnitt 5.3.4.

6. Slutsatser och förslag

I det här kapitlet sammanställer vi i avsnitt 6.1 tämligen kortfattat de rekommendationer beträffande ASEK-kalkylvärden som har redovisats i tidigare kapitel. Först som sist ska betonas att rekommendationerna gäller ASEK-kalkylvärden för luftföroreningar från den svenska vägtrafiken. För att värdera utsläpp av luftföroreningar från andra typer av källor, t.ex. från industrier, behövs andra analyser. För fördjupade diskussioner av de resultat som rekommendationerna bygger på hänvisas till tidigare kapitel. Kapitlet avslutas med ett antal förslag till fördjupade analyser i avsnitt 6.2. Det här är analyser som vi ser som befogade för att ytterligare förbättra kunskapsunderlaget för ASEK-kalkylvärden för luftföroreningar. REVSEK:s ambition att göra beräkningar transparenta med hjälp av bl.a. de separata Excel-filerna (se kapitel 7) bör kunna underlätta framtida uppdateringar och kompletteringar av våra resultat i takt med att ny kunskap blir tillgänglig.

6.1. Sammanställning av rekommendationer beträffande ASEK-kalkylvärden

Hälsoeffekter. Rekommendationerna beträffande hälsoeffekter från den svenska vägtrafiken sammanfattas i tabell 6.1. Eftersom inte all exponering beaktas och fler hälsoutfall torde påverkas är rekommendationen att anta att värdena minst uppgår till dessa belopp. Det är önskvärt att de värden per kg utsläpp som anges baserade på det nationella förhållandet mellan emission och exponering ($885 \mu\text{g m}^{-3} \text{ pers ton}^{-1}$) vid tillämpningar justeras uppåt eller nedåt till ett lämpligt förhållande. Detta kan för specifika projekt beräknas vid en spridningsmodellering med befolkningsdata eller uppskattas med enklare metoder. Av samma skäl anges också en kostnad uttryckt som $\text{kr } \mu\text{g}^{-1} \text{ m}^3 \text{ pers}^{-1}$. Från en mindre stad till ett avgränsat storstadsområde kan det vara minst 10 gångers skillnad i den befolkningsexponering man får vid en given emission.

Beräkningar enligt värdena i tabell 6.1 kan göras med uppdelning på utsläpp som 1 + 4, 2 + 5 eller 2 + 3 + 4. Värdena i tabellen används alltså som faktorer som multipliceras med relevant enhet för viss typ av partiklar, exempelvis $6\,900 \times \text{kg avgaspartiklar} + 1\,400 \times \text{kg slitagepartiklar}$ som PM₁₀.

Som framgår av tabell 6.1 beräknas effekterna på hälsa utifrån enbart partikelutsläpp. Beträffande luftföroreningarnas hälsoeffekter så är det typiskt för konsekvensberäkningar att fokusera på partiklar och PM_{2.5}, medan frågorna kring en möjlig kausal roll för kvävedioxid fortfarande är kontroversiella. Det kan ses som en begränsning att bara räkna med effekter av partiklar. Å andra sidan är de samband med partikelhalten som används inte hämtade från studier som simultant justerar för kvävedioxid, bensen, bensoapyren, aldehyder etc., dvs. effekter av andra trafikföroreningar kan också vara inkluderade.

Tabell 6.1. Genomsnittligt monetärt värde av minskade utsläpp respektive exponering för hälsoeffekter från den svenska vägtrafiken, samt konfidensintervall från Monte Carlo-analys för att illustrera osäkerheten i skattningen.

	Skadekostnader i kr per kg utsläpp givet den generella nationella befolknings-exponeringen*	Skadekostnader i kr $\mu\text{g}^{-1} \text{m}^3 \text{pers}^{-1}$ (årsmedelvärde)	Monte Carlo 95 % k.i. för skadekostnader i kr per kg utsläpp givet den generella nationella befolknings-exponeringen*
1. PM2.5 (totalt)	6 900	7 800	2 900 – 15 000
2. Avgaspartiklar	6 900	7 800	2 900 – 15 000
3. Slitagepartiklar som PM2.5	6 900	7 800	2 900 – 15 000
4. Slitagepartiklar i grovfraktionen	40	45	11 - 160
5. Slitagepartiklar som PM10 (totalt)	1 400	1 600	630 – 3 200

* Den generella nationella befolkningsexponeringen, $885 \mu\text{g m}^{-3} \text{pers ton}^{-1}$, baseras här på förhållandet för slitageemissioner uttryckt som PM10, se avsnitt 2.2.2.

Kulturmiljöeffekter (nedsmutsning). Rekommendationen beträffande kulturmiljöeffekter (nedsmutsning) från den svenska vägtrafiken år 2017 är 319 kr per kg PM10 givet den generella nationella befolkningsexponeringen $885 \mu\text{g m}^{-3} \text{pers ton}^{-1}$. På samma sätt som för hälsoeffekter är det önskvärt att detta värde justeras uppåt eller nedåt för specifika projekt med tillgång till spridningsmodellering och befolkningsdata. Den totala kostnaden för nedsmutsning från den svenska vägtrafiken kan sammanfattas i värdet 360 kr $\mu\text{g}^{-1} \text{m}^3 \text{pers}^{-1}$. Om resultat från spridningsberäkningar kan sammanfattas i en befolkningsviktad halt per utsläpp i enheten $\mu\text{g m}^{-3} \text{pers kg}^{-1}$ kan vi multiplicera med detta värde för att få en kostnad för nedsmutsning i kr per kg PM10.

Naturmiljöeffekter till följd av marknära ozon. Ett nationellt kalkylvärde för utsläpp av NOx från den svenska vägtrafiken bör inte understiga 1 kr per kg NOx, eftersom studien har avgränsat sig till en delmängd av effekterna av marknära ozon på vegetation. Eftersom det finns en icke oväsentlig variation mellan olika landsdelar är det motiverat att använda olika kalkylvärden för utsläppsförändringar i tre olika landsdelar: För NOx-utsläpp i Norrland bör kalkylvärdet inte understiga ca 0,50 kr per kg, för Svealand bör det inte understiga ca 1 kr per kg och för Götaland bör det inte understiga ca 1,50 kr per kg.

Naturmiljöeffekter till följd av marin övergödning. Kalkylvärden för utsläpp av NO_x respektive NH₃ från den svenska vägtrafiken bör inte understiga 2 kr per kg NO_x respektive 8 kr per kg NH₃, eftersom det finns anledning att tro att värdena är försiktiga skattningar.

Det ska observeras att för samtliga beräknade värden ovan gäller att de uppstår för en minskning (ökning) av utsläpp under ett år. Om utsläppsminskningen (utsläppsökningen) jämfört med ett utgångsläge är permanent på så sätt att den kvarstår även under påföljande år, ska värderingen av det minskade (ökade) utsläppet upprepas för vart och ett av de påföljande åren. Observera också att uppräkningsmetoder med avseende på reala öknings i t.ex. priser och betalningsvilja över åren kan då vara nödvändiga. En nuvärdesberäkning blir aktuell om värderingarna för alla år ska summeras.

Det kan konstateras att ovanstående värden på många sätt skiljer sig från de nuvarande ASEK 6.1-värdena (se tabell 1.1 och 1.2). Att fördjupa sig i skillnaderna finner vi dock inte vara meningsfullt, eftersom de nuvarande värdenas ursprung i många fall är dunkelt och bygger på ett sätt att tänka kring utsläpp och exponering som inte har varit aktuellt för REVSEK. Dessutom har vissa av de nuvarande ASEK-värdena räknats ut utifrån åtgärds kostnader för att uppnå miljömål, dvs. baserats på en annan beräkningsansats än den skadekostnadsansats som har använts i REVSEK.

6.2. Förslag till fördjupade analyser

Nedan redovisar vi ett antal förslag till ytterligare analyser som vi ser som angelägna att utföra för att ytterligare förbättra underlaget för ASEK-kalkylvärden för luftföroreningar från vägtrafiken. Flera av förslagen finns även framförda i de föregående kapitlen. Vi går här inte in på vilka ytterligare typer av analyser som behövs för att värdera utsläpp av luftföroreningar från andra typer av källor, t.ex. industrier, men konstaterar att det vore önskvärt även med sådana analyser, eftersom t.ex. industriutsläpp kan ha andra typer av huvudsakliga effekter än utsläpp från vägtrafiken, exempelvis när det gäller sekundärt bildade partiklar där andra exponering-responssamband blir aktuella.

Emissioner och befolkningsexponering. Beträffande underlaget om relationerna mellan emissioner och befolkningsexponering vore det önskvärt med särskilda spridningsberäkningar med verkliga miljö- och befolkningsdata, där betydelsen av geografisk upplösning, befolkningstäthet och modellområdets avgränsning kunde studeras.

Utifrån rekommendationen att vid tillämpningar justera sambandet mellan emissioner och exponering (och därmed kostnad per utsläpp) till ett för sammanhanget lämpligt förhållande motiverar att man borde publicera några exempel (fallstudier). I dessa kan spridningsmodellering med befolkningsdata eller skattningar med enklare metoder ligga till grund.

Hälsoeffekter och deras skadekostnader. Generellt så växer kunskaperna om hälsosambanden succesivt, vilket skapar behov av revideringar i framtiden. Om några år kommer en ny översikt från WHO som ska ersätta Air Quality Guidelines från 2007. Det finns dock frågor där det vore särskilt önskvärt att initiera svenska analyser. En sådan fråga är de undermåliga underlag som finns om luftföroreningar och sjukdagar/sjukskrivning. Nu används samband baserade på amerikanska frågeundersökningar publicerade på 80-talet. För några andra hälsoutfall känns det också angeläget att ägna mer tid åt möjligt underlag,

hit hör vuxendebuterande astma och effekter på psykiatrisk sjukdom liksom kognitiv svikt och demens.

Kulturmiljöeffekter och deras skadekostnader. Materialmängder behövs dels i ett inledande skede för att identifiera de viktigaste materialen, dvs. de som står för störst kostnad relaterat till de beskrivna effekterna. Detta behövs för att göra ett bra urval av material för vilket kriterier för underhåll behöver undersökas och ER-samband tas fram. I ett senare skede, i samband med slutliga kostnadsberäkningar behövs mer detaljerade undersökningar av de utvalda materialen/komponenterna för att kvantifiera materialmängderna.

Uppskattning av materialmängder har gjorts här genom att utgå från att mängden material kan knytas till befolkning. Detta har en stor fördel genom att kostnader för nedsmutsning och hälsa då kan beräknas genom att använda samma indata. Däremot är de värden som använts (m² material per person) från en gammal studie (1993) i Stockholm och Sarpsborg och borde därför uppdateras.

Korrosion är en effekt som inte studerades i REVSEK, men som också bör studeras närmare framöver. För korrosion beror kriterier för underhåll inte bara på vilket material som används utan också på tillämpning och komponent. Här kan kanske Trafikverkets BATMAN-databas vara till hjälp för infrastruktur som en del av den trafikerade miljön, men för den bebyggda miljön i närheten av trafik behövs kompletterande data. Det är viktigt att ett arbete för att ta fram relevanta kriterier för underhåll relaterade till nedsmutsning och korrosion sker före framtagande av nya ER-funktioner.

De beräknade kostnaderna har begränsats till nedsmutsning eftersom det för korrosion finns över huvud taget inga funktioner att tillgå för de miljöer och parametrar som har pekats ut. För att ta fram ER-samband för vägmiljöer behövs framtagning av nya mätmetoder för att mäta effekt av vägsaltning i kombination med vägsalts samt fältexponeringar i vägmiljö för olika material kombinerat med luftföroreningsmätningar för dessa parametrar. Vid val av mätmetoder för vägsaltning i kombination med vägsalts är det viktigt att inte bara ta hänsyn till vad som ur korrosionssynpunkt är relevant men också att beakta vad som är möjligt att inkludera i spridningsmodeller, både på lokal och regional skala.

Analysen av nedsmutsning baseras på internationella studier och ett urval av material. Ur mekanismsynpunkt så kan man inte förvänta sig att Sverige skiljer sig från andra länder för dessa material men däremot är det viktigt att ta fram nya funktioner för material som har stor användning i Sverige jämfört med övriga Europa, t.ex. målat trä. En annan viktig aspekt är vilket partikelmått som är det rätta. Ett mer relevant mått än PM₁₀ för nedsmutsning kan vara BC (black carbon). I dagsläget saknas dock en komplett effektkedja för BC.

Arbetet med att ta fram nya ER-funktioner för korrosion och nedsmutsning bör dock drivas på internationell nivå. Därför är de viktigaste studierna som kan göras på nationell nivå att ta fram uppdaterade värden på materialmängder och undersöka i vilken grad som

Trafikverkets BATMAN-databas kan användas för att förbättra kostnadsberäkningarna (Söderqvist et al., 2017).

Som påpekades i avsnitt 4.3 verkar det inte finnas sentida värderingsresultat beträffande estetiska aspekter kopplade till nedsmutsning av vanliga byggnader som bostäder och kontor, vilket påkallar ett behov av värderingsstudier som fokuserar på dessa aspekter.

Naturmiljöeffekter och deras skadekostnader. För naturmiljöeffekter avgränsade sig REVSEK till effekter av marknära ozon och marin övergödning. Som framgår av avsnitt 5.1 finns generellt ett behov att närmare studera luftföroreningars effekter på biologisk mångfald och gödnings effekter till lands. När det gäller effekter av **marknära ozon** kommer modelleringen av exponeringen kunna göras bättre i framtiden genom ökad upplösning samt genom att ta hänsyn till växternas faktiska ozonupptag. Upplösningen är viktig för att få med både ozonsänkan nära stora NO_x-utsläpp och ozonbildningen en bit ifrån utsläppen. Har man för grov upplösning i modellen är det risk att man felskattar ozonet på viktiga ytor i närheten av stora källor. De i REVSEK studerade skadekostnaderna avgränsade sig vidare till kostnader till följd av mindre skogstillväxt och skördebortfall utifrån AOT40-måttet. Detta mått är ett haltbaserat tröskelmått, vilket inte tar hänsyn till växternas faktiska ozonupptag genom klyvöppningar. Forskning och sammanställning kring dos-respons baserat på måttet PODY pågår. PODY har förts in i den årliga miljöövervakningen med MATCH Sverigesystemet för generisk lövskog och generisk gröda, och fler markanvändningstyper införs och kommer att rapporteras till EU. Det bör följas upp vilka slutsatser som dras beträffande vegetationseffekter mätt utifrån detta mått. Om nya kostnadsuppskattningar inte görs inom några år med avseende på PODY samt bättre upplösning, kan det vara bra att vid större projekt göra platsspecifika detaljstudier där dessa metoder används.

Kostnader för skördeförluster samt minskad skogstillväxt som använts är för år 2006-2012. En beräkning för senare år kommer att öka tillförlitligheten av REVSEK-värdena.

Vidare bör de i REVSEK skattade skadekostnaderna kompletteras med de effekter som exponering av marknära ozon och kvävegödsling kan innebära för skogars kapacitet att binda kol och därmed bidra till att avhjälpa eller försämra negativ klimatpåverkan; resultat beträffande kolinbindning kan förväntas från det pågående forskningsprojektet SCAC (www.scac.se).

För **marin övergödning** finns utrymme till detaljerad modellering beträffande var i Sverige utsläpp av NO_x och NH₃ sker, i vilket havsområde som nedfall av kväve sker, och hur detta nedfall sedan sprider sig till andra havsområden. Beträffande skadekostnader är en genomgående svårighet att relatera värderingsstudiernas resultat till en viss reduktion av tillförseln av näringsämnen. Eftersom det ändå finns relativt gott om genomförda värderingsstudier vore det önskvärt att genomföra en statistisk metaanalys i vilka samtliga värderingsstudier gällande hela eller delar av Östersjön inkluderas, se avsnitt 5.3.4. Startsträckan för en sådan metaanalys torde kunna bli kort, med tanke på de nära kontakter som redan finns mellan värderingsinriktade miljöekonomier i länderna runt Östersjön.

7. Bilagor

Som framgått av rapporten återfinns beräkningsunderlag beträffande hälsoeffekter (kapitel 3), kulturmiljöeffekter (kapitel 4), naturmiljöeffekter till följd av marknära ozon (avsnitt 5.2) och naturmiljöeffekter till följd av marin övergödning (avsnitt 5.3) i följande fyra separata Excel-filer:

1. Bilaga REVSEK hälsoeffekter_korrigerad slutversion 2019-11-20.xlsm
2. Bilaga REVSEK kulturmiljöeffekter_slutversion 2019-07-02.xlsx
3. Bilaga REVSEK marknära ozon_slutversion 2019-07-02.xlsx
4. Bilaga REVSEK marin övergödning_slutversion 2019-07-02.xlsx

Referenser

- Aasa, M., Henriksson, M., Dellborg, M., Grip, L., Herlitz, J., Levin, L-Å., Svensson, L., Janzon, M., 2010. Cost and health outcome of primary percutaneous coronary intervention versus thrombolysis in acute ST-segment elevation myocardial infarction—Results of the Swedish Early Decision reperfusion Study (SWEDES) trial. *American Heart Journal* 160(2), 322-8.
- Ahtiainen, H., Artell, J., Czajkowski, M., Hasler, B., Hasselström, L., Hyytiäinen, K., Meyerhoff, J., Smart, J., Söderqvist, T., Zimmer, K., 2013. Public preferences regarding use and condition of the Baltic Sea – an international comparison informing marine policy. *Marine Policy* 42, 20-30.
- 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., Semenienė, 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.
- Alpfjord, H., Andersson, C., 2017. Nationell miljöövervakning med MATCH Sverigesystemet: Utvärdering och resultat för åren 2013-2015. Nr 2017/15, SMHI, Norrköping. https://www.smhi.se/polopoly_fs/1.117569!/Slutrapport2013-15_M%C3%96.pdf (läst 2019-04-01).
- Andersson, C., Langner, J., 2007. Inter-annual variations of ozone and nitrogen dioxide over Europe during 1958–2003 simulated with a regional CTM. *Water, Air, and Soil Pollution: Focus* 7, 15-23. doi:10.1007/s11267-006-9088-4.
- Andersson, C., Engardt, M., 2010. European ozone in a future climate: Importance of changes in dry deposition and isoprene emissions. *J. Geophys. Res.* 115, D02303. doi:10.1029/2008JD011690.
- Andersson, C., Andersson, S., Langner, J., Segersson, D., 2011. Halter och deposition av luftföroreningar. Förändring över Sverige från 2010 till 2020 i bidrag från Sverige, Europa och Internationell sjöfart. SMHI Meteorologi rapport nr 147. http://www.smhi.se/polopoly_fs/1.17092!/meteorologi_147.pdf (läst 2019-04-01).
- Andersson, C., Bergström, R., Bennet, C., Robertson, L., Thomas, M., Korhonen, H., Lehtinen, K. E. J., Kokkola, H., 2015. MATCH-SALSA – Multi-scale Atmospheric Transport and CHemistry model coupled to the SALSA aerosol microphysics model – Part 1: Model description and evaluation. *Geosci. Model Dev.* 8, 171–189. doi:10.5194/gmd-8-171-2015.
- Andersson, C., Alpfjord, H., Robertson, L., Karlsson, P.E., Engardt, M., 2017. Reanalysis of and attribution to near-surface ozone concentrations in Sweden during 1990-2013. *Atmos. Chem. Phys.* 17, 13869-13890, <https://doi.org/10.5194/acp-17-13869-2017>.

- Andersson, M., Hedman, L., Bjerg, A., Forsberg, B., Lundbäck, B., Rönmark, E., 2013. Remission and persistence of asthma followed from 7 to 19 years of age. *Pediatrics* 132(2), e435-42. doi:10.1542/peds.2013-0741.
- Aneja, V. P., Chauhan, J. P., Walker, J. T., 2000. Characterization of atmospheric ammonia emissions from swine waste storage and treatment lagoons. *Journal of Geophysical Research* 105, 11535-11545.
- Arne, M., Janson, C., Janson, S., Boman, G., Lindqvist, U., Berne, C., Emtner, M., 2009. Physical activity and quality of life in subjects with chronic disease: Chronic obstructive pulmonary disease compared with rheumatoid arthritis and diabetes mellitus. *Scandinavian Journal of Primary Health Care* 27(3), 141-147.
- Barregård, L., Staaf, H., Söderqvist, T., 2015. Utveckling av ASEKs kalkylvärden för luftföroreningar: En förstudie. PM, Trafikverket, Borlänge.
https://www.trafikverket.se/contentassets/ab2b717bc619425280126edb6e725188/tidigare_forstudie_lb_hs_ts_slutrapport_20151207.pdf (läst 2019-04-01).
- Bergfors, S., Åström, M., Burström, K., Egmar, A. C., 2015. Measuring health-related quality of life with the EQ-5D-Y instrument in children and adolescents with asthma. *Acta Paediatrica* 104(2), 167-73.
- Bickel, P., Friedrich, R., 2005. ExternE -- Externalities of Energy: Methodology 2005 Update. Luxembourg: Publications Office.
- Brazier, J. E., Roberts, J. R., 2004. The estimation of a preference-based index from the SF-12. *Medical Care* 42, 851-859.
- Briggs, A. H., Weinstein, M. C., Fenwick, E. A. L., Karnon, J., Sculpher, M. J., Paltiel, A. D., 2012. Model Parameter Estimation and Uncertainty Analysis: A Report of the ISPOR-SMDM Modeling Good Research Practices Task Force Working Group-6. *Medical Decision Making*. 32(5), 722-32.
- Brimblecombe, P., Grossi C. M., 2005. Aesthetic thresholds and blackening of stone buildings. *Science of the Total Environment*, 3-49, 175-189.
- Brouwer, R., Sheremet, O., 2017. The economic value of river restoration. *Water Resources and Economics* 17, 1-8.
- Brouwer, R., Neverre, N., 2018. A global meta-analysis of groundwater quality valuation studies. *European Review of Agricultural Economics*. <https://doi.org/10.1093/erae/jby043>.
- Bråbäck, L., Lodge, C. J., Lowe, A.J., Dharmage, S. C., Olsson, D., Forsberg, B., 2018. Childhood asthma and smoking exposures before conception-A three-generational cohort study. *Pediatr Allergy Immunol* 29(4), 361-368.

Burström, K., Diderichsen, F., Johannesson, M., 2001. Health-related quality of life by disease and socio-economic group in the general population in Sweden. *Health Policy* 55(1), 51-69.

Burström, K., Sun, S., Gerdtham, U-G., Henriksson, M., Johannesson, M., Levin, L-Å., Zethraeus, N., 2014. Swedish experience-based value sets for EQ-5D health states. *Quality of Life Research* 23(2), 431-442.

Cesaroni, G., Forastiere, F., Stafoggia, M., Andersen, Z.J., Badaloni, C., Beelen, R., Caracciolo, B., de Faire, U., Erbel, R., Eriksen, K. T., Fratiglioni, L., Galassi, C., Hampel, R., Heier, M., Hennig, F., Hilding, A., Hoffmann, B., Houthuijs, D., Jöckel, K. H., Korek, M., Lanki, T., Leander, K., Magnusson, P. K., Migliore, E., Ostenson, C.G., Overvad, K., Pedersen, N. L., Pekkanen, J., Penell, J., Pershagen, G., Pyko, A., Raaschou-Nielsen, O., Ranzi, A., Ricceri, F., Sacerdote, C., Salomaa, V., Swart, W., Turunen, A. W., Vineis, P., Weinmayr, G., Wolf, K., de Hoogh, K., Hoek, G., Brunekreef, B., Peters, A. 2014. Long term exposure to ambient air pollution and incidence of acute coronary events: prospective cohort study and meta-analysis in 11 European cohorts from the ESCAPE Project. *BMJ* 21;348:f7412.

CLRTAP, 2004. Manual on Methodologies and Criteria for Modelling and Mapping Critical Loads and Levels and Air Pollution Effects, Risks and Trends. Umweltbundesamt, Berlin. (Kap. 3 uppdaterad 2017) <https://www.umweltbundesamt.de/en/cce-manual> (läst 2019-04-01).

Colette, A., Andersson, C., Manders, A., Mar, K., Mircea, M., et al., 2017. EURODELTA-Trends, a multi-model experiment of air quality hindcast in Europe over 1990–2010. *Geoscientific Model Development, European Geosciences Union* 10 (9), 3255 - 3276. <https://doi.org/10.5194/gmd-10-3255-2017> (läst 2019-04-01).

Czajkowski, M., Ahtiainen, H., Artell, J., Budziński, W., Hasler, B., Hasselström, L., Meyerhoff, J., Nömmann, T., Semenine, D., Söderqvist, T., Tuhkanen, H., Lankia, T., Vanags, A., Zandersen, M., Żylicz, T., Hanley, N., 2015. Valuing the commons: An international study on the recreational benefits of the Baltic Sea. *Journal of Environmental Management* 156, 209-217.

Drummond, M.F., Sculpher, M.J., Claxton, K., Stoddart, G., Torrance, G.W., 2015. *Methods for the Economic Evaluation of Health Care Programmes*. 4. uppl. Oxford University Press, Oxford, UK.

Ejhed, H., Widén-Nilsson, E., Tengdelius Brunell J., Hytteborn, J., 2016. *Näringsbelastningen på Östersjön och Västerhavet 2014*. Havs- och Vattenmyndigheten Rapport 2016:12.

Ferreira De Magalhães, M., Amaral, R., Pereira, A.M., Sá-Sousa, A., Azevedo, I., Azevedo, L.F., Fonseca, J.A., 2017. Cost of asthma in children: A nationwide, population-based, cost-of-illness study. *Pediatric Allergy and Immunology* 28(7), 683-91.

Fredricsson, M., Brorström-Lundén, E., Danielsson, H., Hansson, K., Pihl-Karlsson, G., Nerentorp, M., Potter, A., Sjöberg K., Kreuger, J., Nanos, T., Areskoug H., Krejci R., Alpfjord Wylde, Andersson, C., Andersson, S., Carlund, T., Weine Josefsson, W., Leung, W., 2018.

Sakrapport med data från övervakning inom Programområde Luft t.o.m. 2017. IVL Svenska Miljöinstitutet. Rapport C 360.

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.

Gauss, M., Bartnicki, J., Alexey, A., Aas W., Klein, H., 2018. Atmospheric Supply of Nitrogen, Cadmium, Mercury, Benzo(a)pyrene and PCB-153 to the Baltic Sea in 2016 MSC-W Technical Report 1.

Gencer, B., Rodondi, N., Auer, R., Nanchen, D., Räber, L., Klingenberg, R., Girardin, F. R., 2016. Health utility indexes in patients with acute coronary syndromes. *Open Heart*, 3(1), e000419. <https://doi.org/10.1136/openhrt-2016-000419>.

Ghatnekar, O., Eriksson, M., Glader, E-L., 2013. Mapping health outcome measures from a stroke registry to EQ-5D weights. *Health and Quality of Life Outcomes* 11(34).

Gudbjörnsdóttir, S., Linder, E., Svensson, A-M., Samuelsson, P., Eliasson, B., Miftaraj, M., Olofsson Eeg, K., 2017. Årsrapport - 2017. Nationella Diabetesregistret.

Guinée, J. B., 2002. Handbook of Life Cycle Assessment Operational Guide to the ISO Standards. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands.

Gustafsson, M., Forsberg, B., Orru, H., Åström, S., Tekie, H., Sjöberg, K., 2014. Quantification of Population Exposure to NO₂, PM_{2.5} and PM₁₀ and Estimated Health Impacts in Sweden 2010. Report No. B 2197. IVL Svenska Miljöinstitutet AB, Stockholm.

Gustafsson, M., Lindén, J., Tang, L., Forsberg, B., Orru, H., Åström, S., Sjöberg, K., 2018. Quantification of population exposure to NO₂, PM_{2.5} and PM₁₀ and estimated health impacts. Report No. C 317, IVL Svenska Miljöinstitutet AB, Stockholm.

Hamilton, R. S., Mansfield, T. A., 1992. The soiling of materials in the ambient atmosphere. *Atmospheric Environment* 26A-18, 3291-3296.

Hammit, J. K., 2013. Admissible utility functions for health, longevity, and wealth: Integrating monetary and life-year measures. *Journal of Risk and Uncertainty* 47(3), 311-25.

He, D., Wu, S., Zhao, H., Qiu, H., Fu, Y., Li, X., He, Y., 2017. Association between particulate matter 2.5 and diabetes mellitus: A meta-analysis of cohort studies. *J Diabetes Investig* 8(5), 687-696.

HELCOM, 2015. Updated Fifth Baltic Sea pollution load compilation (PLC-5.5). Baltic Sea Environment Proceedings No. 145. Helsinki Commission, Helsingfors.

HELCOM, 2018. State of the Baltic Sea – Second HELCOM holistic assessment 2011-2016. Baltic Sea Environment Proceedings 155. Helsinki Commission, Helsingfors.

Henryson, K., Hansson, P-A., Sundberg, C., 2018. Spatially differentiated midpoint indicator for marine eutrophication of waterborne emissions in Sweden. *International Journal of Life Cycle Assessment* 23, 70-81.

Husby, I. M., Stray, K., Olsen, A., Lydersen, S., Indredavik, M. S., Brubakk, A-M., Skranes, J., Evensen, K. A., 2016. Long-term follow-up of mental health, health-related quality of life and associations with motor skills in young adults born preterm with very low birth weight. *Health and Quality of Life Outcomes* 14:56.

Jansson, S.A., Björkman, J., Lindberg, A., Rönmark, E., Lundbäck, B., 2007. Costs of COPD in Sweden according to disease severity. *Value in Health* 10(6), A307-A.

Jansson, S-A., Axelsson, M., Hedman, L., Leander, M., Stridsman, C., Rönmark, E., 2016. Subjects with well-controlled asthma have similar health-related quality of life as subjects without asthma. *Respiratory medicine* 120, 64-9.

Johansson, F., 2016. Metod för DALY-beräkningar i transportsektorn. Trafikverket, Borlänge.

Johansson, P-O., Kriström, B., 2016. *Cost-Benefit Analysis for Project Appraisal*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.

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: En uppdatering i samband av den fördjupade utvärderingen av miljö kvalitetsmålet Frisk Luft. Rapport C 59, IVL Svenska Miljöinstitutet, Stockholm.

Karlsson, P. E., Pleijel, H., Danielsson, H., Belhaj, M., Andersson, M., Hellsten, S., 2006. En ekonomisk utvärdering av inverkan av marknära ozon på växtligheten i Sverige i relation till föreslagna miljömål. Rapport B 1678, IVL Svenska Miljöinstitutet AB, Göteborg.

Kern, D. M., Mellström, C., Hunt, P.R., Tunceli, O., Wu, B., Westergaard, M., Hammar, N., 2016. Long-term cardiovascular risk and costs for myocardial infarction survivors in a US commercially insured population. *Current Medical Research and Opinion* 32(4), 703-11.

Khreis, H., Kelly, C., Tate, J., Parslow, R., Lucas, K., Nieuwenhuijsen, M., 2017. Exposure to traffic-related air pollution and risk of development of childhood asthma: A systematic review and meta-analysis. *Environ International*. 100, 1-31.

Kinell, G., Söderqvist, T., Hasselström, L., 2009. Monetära schablonvärden för miljöförändringar. Report 6322, Naturvårdsverket, Stockholm. (In English: Default monetary values for environmental change, Report 6323, Swedish EPA, Stockholm.)

Klepac, P., Locatelli, I., Korošec, S., Künzli, N., Kušec, A., 2018. Ambient air pollution and pregnancy outcomes: A comprehensive review and identification of environmental public health challenges. *Environ Research* 167, 144-159.

Kosenius, A-K., 2010. Heterogeneous preferences for water quality attributes: The case of eutrophication in the Gulf of Finland, the Baltic Sea. *Ecological Economics* 69, 528–538.

- 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. Costa, J.M., Mercer, A.D., (red.) Progress in the understanding and prevention of corrosion. London: Institute of Materials 1, 24-32.
- Langner, J., Bergström, R., Klein, T., Skagerström, M., 2004. Nuläge och scenarier för inverkan på marknära ozon av emissioner från Västra Götalands län. Beräkningar för 1999, Rapport SMHI Meteorologi Nr 117.
- Langner, J., Engardt, M., Andersson, C., 2012. European summer surface ozone 1990–2100, *Atmos. Chem. Phys.*, 12, 10097-10105. <https://doi.org/10.5194/acp-12-10097-2012> (läst 2019-04-01).
- Laukkanen, M., Huhtala, A., 2008. Optimal management of a eutrophied coastal ecosystem: Balancing agricultural and municipal abatement measures. *Environmental and Resource Economics* 39, 139-159.
- Lekander, I., Willers, C., von Euler, M., Lilja, M., Sunnerhagen, K. S., Pessah-Rasmussen, H., Borgström, F., 2017. Relationship between functional disability and costs one and two years post stroke. *PloS one* 12(4), e0174861.
- Lindberg, A., Eriksson, B., Larsson, L-G., Rönmark, E., Sandström, T., Lundbäck B., 2006. Seven-year cumulative incidence of COPD in an age-stratified general population sample. *Chest* 129(4), 879-885.
- Lisspers, K., Larsson, K., Johansson, G., Janson, C., Costa-Scharplatz, M., Gruenberger, J-B., Uhde, M., Jorgensen, L., Gutzwiller, F. S., Stållberg, B., 2018. Economic burden of COPD in a Swedish cohort: the ARCTIC study. *International Journal of Chronic Obstructive Pulmonary Disease* 13, 275.
- Mangham, L. J., Petrou, S., Doyle, L. W., Draper, E. S., Marlow, N., 2009. The cost of preterm birth throughout childhood in England and Wales. *Pediatrics* 123(2), e312.
- Markakis, K., Valari, M., Engardt, M., Lacressonniere, G., Vautard, R. and Andersson, C., 2016. Mid-21st century air quality at the urban scale under the influence of changed climate and emissions. Case studies for Paris and Stockholm. *Atmospheric Chemistry and Physics* 16, 1877-1894. <https://doi.org/10.5194/acp-16-1877-2016> (läst 2019-04-01).
- Mason, H., Jones-Lee, M., Donaldson, C., 2009. Modelling the monetary value of a QALY: a new approach based on UK data. *Health Economics* 18(8), 933-50.
- Meister, K., Johansson, C., Forsberg, J., 2012. Estimated short-term effects of coarse particles on daily mortality in Stockholm, Sweden. *Environ. Health Perspect.* 120, 431–436.
- Mills, G., Pleijel, H., Braun, S., Büker, P., Bermejo, V., Calvo, E., Danielsson, H., Emberson, L., Fernandez, I.G., Grunhage, L., Harmens, H., Hayes, F., Karlsson, P.E., Simpson, D., 2011.

New stomatal fluxbased critical levels for ozone effects on vegetation. *Atmospheric Environment* 45, 5064-5068.

Mourad, G., Alwin, J., Stromberg, A., Jaarsma, T., 2013. Societal costs of non-cardiac chest pain compared with ischemic heart disease - a longitudinal study. *BMC Health Services Research* 13(1), 403.

Muller, N. Z., Mendelsohn, R., 2009. Efficient pollution regulation: Getting the prices right. *American Economic Review* 99, 1714-1739.

Naturvårdsverket, 2015. Guide för värdering av ekosystemtjänster. Rapport 6690, Naturvårdsverket, Stockholm.

Naturvårdsverket, 2018. Informative Inventory Report Sweden 2018: Submitted under the Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution. Naturvårdsverket, Stockholm. <https://www.naturvardsverket.se/upload/sa-mar-miljon/klimat-och-luft/luft/luftfororeningar/informative-inventory-report-sweden-2018.pdf> (läst 2019-04-08).

Neumann, A., Schoffer, O., Norström, F., Norberg, M., Klug, S. J., Lindholm, L., 2014. Health-related quality of life for pre-diabetic states and type 2 diabetes mellitus: a cross-sectional study in Västerbotten Sweden. *Health and Quality of Life Outcomes* 12(1).

Nieminen, E., Ahtiainen, H., Lagerkvist, C.-J., Oinonen, S., 2019. The economic benefits of achieving Good Environmental Status in the Finnish marine waters of the Baltic Sea. *Marine Policy* 99, 181-189.

Norhammar, A., Bodegård, J., Nyström, T., Thuresson, M., Eriksson, J., Nathanson, W., 2016. Incidence, prevalence and mortality of type 2 diabetes requiring glucose-lowering treatment, and associated risks of cardiovascular complications: A nationwide study in Sweden, 2006–2013. *Diabetologia* 59(8), 1692-1701.

Ollikainen, M., Zandersen, M., Bendtsen, J., Lehtoranta, J., Saarijärvi, E., Pitkänen, H., 2016. Any payoff to ecological engineering? Cost-benefit analysis of pumping oxygen-rich water to control benthic release of phosphorus in the Baltic Sea. *Water Resources and Economics* 16, 28-38.

Olofsson, S., Persson, U., Hultkrantz, L., Gerdtham, U., 2016. Betalningsviljan för att minska risken för icke-dödliga och dödliga skador i samband med vägtrafikolyckor – en studie med kedje-ansats. IHE rapport 2016:7, Institutet för hälso- och sjukvårdsekonomi, Lund. https://ihe.se/wp-content/uploads/2016/10/IHE-rapport-2016_7.pdf (läst 2019-07-01).

Ostro, B.D., 1987. Air pollution and morbidity revisited. A specification test. *Journal of Environmental Economics and Management* 17, 87-98.

Otero, N., Sillmann, J., Mar, K. A., Rust, H. W., Solberg, S., Andersson, C., Engardt, M., Bergström, R., Bessagnet, B., Colette, A., Couvidat, F., Cuvelier, C., Tsyro, S., Fagerli, H., Schaap, M., Manders, A., Mircea, M., Briganti, G., Cappelletti, A., Adani, M., D'Isidoro, M., Pay, M.-T., Theobald, M., Vivanco, M. G., Wind, P., Ojha, N., Raffort, V., Butler, T., 2018. A

multi-model comparison of meteorological drivers of surface ozone over Europe. *Atmos. Chem. and Phys.*, 18, 12269-12288. <https://doi.org/10.5194/acp-18-12269-2018> (läst 2019-04-01).

Persson U., Olofsson, S., 2018. Ett QALY är värt mer än två miljoner kronor. *Läkartidningen* 2018; 115:E96F. <http://lakartidningen.se/Opinion/Debatt/2018/08/Ett-QALY-ar-vart-mer-an-tva-miljoner-kronor/> (läst 2019-04-18).

Persson, J., Levin, L-Å., Holmegaard, L., Redfors, P., Svensson, M., Jood, K., Jern, C., Blomstrand, C., Forsberg-Wärleby, G., 2017. Long- term cost of spouses' informal support for dependent midlife stroke survivors. *Brain and Behavior* 7(6).

Peters, M. L., Huisman, E. L., Schoonen, M., Wolffenbuttel, B. H. R., 2017. The current total economic burden of diabetes mellitus in the Netherlands. *The Netherlands journal of medicine* 75(7), 281.

Petrou S., Yiu H.H., Kwon J., 2018. Economic consequences of preterm birth: A systematic review of the recent literature (2009–2017). *Archives of Disease in Childhood* 2018.

Pimpin, L., Retat, L., Fecht, D., de Preux, L., Sassi, F., Gulliver, J., Belloni, A., Ferguson, B., Corbould, E., Jaccard, A., Webber, L., 2018. Estimating the costs of air pollution to the National Health Service and social care: An assessment and forecast up to 2035. *PLoS Medicine* 15(7), e1002602. <https://doi.org/10.1371/journal.pmed.1002602>.

Pio, C. A., Ramos, M. M., Duarte, A. C., 1998. Atmospheric aerosol and soiling of external surfaces in an urban environment. *Atmospheric Environment*, 32, 1979-1989.

Pollinico, M., Maddison, D., 2001. Valuing the benefits of cleaning Lincoln cathedral. *Journal of Cultural Economics* 25, 131-148.

Rabl, A., 1999. Air pollution and buildings: An estimation of damage costs in France. *Environmental Impact Assessment Review* 19, 361-385.

Ready, R., Navrud, S., Day, B., Dubourg, F., Machado, S., Mourato, F., ... Rodriquez, X., 2004. Benefit transfer in Europe: How reliable are transfers between countries? *Environmental and Resource Economics*, 29(1), 67–82. <https://doi.org/10.1023/B:EARE.0000035441.37039.8a>.

Robertson, L., Langner, J., Engardt, M., 1999. An Eulerian limited-area atmospheric transport model. *Journal of Applied Meteorology and Climatology* 38, 190-210.

Ryen, L., Svensson, M., 2015. The Willingness to Pay for a Quality Adjusted Life Year: A Review of the Empirical Literature. *Health Economics* 24(10), 1289-301.

Simpson, D., 1995. Biogenic emissions in Europe. 2. Implications for ozone control strategies. *Journal of Geophysical Research* 100, 22,891.

Simpson, D., Andersson-Sköld, Y., Jenkin, M. E., 1993. Updating the chemical scheme for the EMEP MSC-W oxidant model: current status. EMEP MSC-W Note 2/93.

Simpson, D., Andersson, C., Christensen, J. H., Engardt, M., Geels, C., Nyiri, A., Posch, M., Soares, J., Sofiev, M., Wind, P., Langner, J., 2014. Impacts of climate and emission changes on nitrogen deposition in Europe: a multi-model study. *Atmospheric Chemistry and Physics* 14, 6995-7017. <https://doi.org/10.5194/acp-14-6995-2014> (läst 2019-04-01).

Stafoggia, M., Cesaroni, G., Peters, A., Andersen, Z. J., Badaloni, C., Beelen, R., Caracciolo, B., Cyrys, J., de Faire, U., de Hoogh, K., Eriksen, K. T., Fratiglioni, L., Galassi, C., Gigante, B., Havulinna, A. S., Hennig, F., Hilding, A., Hoek, G., Hoffmann, B., Houthuijs, D., Korek, M., Lanki, T., Leander, K., Magnusson, P. K., Meisinger, C., Migliore, E., Overvad, K., Ostenson, C. G., Pedersen, N. L., Pekkanen, J., Penell, J., Pershagen, G., Pundt, N., Pyko, A., Raaschou-Nielsen, O., Ranzi, A., Ricceri, F., Sacerdote, C., Swart, W.J., Turunen, A. W., Vineis, P., Weimar, C., Weinmayr, G., Wolf, K., Brunekreef, B., Forastiere, F., 2014. Long-term exposure to ambient air pollution and incidence of cerebrovascular events: results from 11 European cohorts within the ESCAPE project. *Environmental Health Perspectives* 122(9), 919-25.

Struijs, J., Beusen, A., van Jaarsveld, H., Huijbregts, M. A. J., 2013. Eutrophication. In: Goedkoop, M., Heijungs, R., Huijbregts, M. A. J., De Schryver, A., Struijs, J., van Zelm, R. (eds.), *ReCiPe 2008. Report I: Characterisation*. First edition (version 1.08).

Ställberg, B., Janson, C., Larsson, K., Johansson, G., Kostikas, K., Gruenberger, J-B., Gutzwiller, F.S., Jorgensen, L., Uhde, M., Lisspers, K., 2018. Real-world retrospective cohort study ARCTIC shows burden of comorbidities in Swedish COPD versus non-COPD patients. *Npj Primary Care Respiratory Medicine* 28(1), 1-7. <https://doi.org/10.1038/s41533-018-0101-y>

Sundh, J., Johansson, G., Larsson, K., Lindén, A., Löfdahl, C., Janson, C., Sandström, T., 2015. Comorbidity and health-related quality of life in patients with severe chronic obstructive pulmonary disease attending Swedish secondary care units. *International Journal of Chronic Obstructive Pulmonary Disease* 10(1), 173-183. <https://doi.org/10.2147/COPD.S74645>

Svensson, A-M., Miftaraj, M., Cederholm, J., Gudbjörnsdottir, S., Eliasson, B., Rawshani, A., Samuelsson, P., 2018. 20 years of successful improvements. Swedish National Diabetes Register.

Svensson, M., 2019. Hälsoekonomisk utvärdering: metod och tillämpningar. Studentlitteratur AB.

Söderqvist, T., Ahtiainen, H., Artell, J., Czajkowski, M., Hasler, B., Hasselström, L., Huhtala, A., Källström, M., Khaleeva, J., Martinsen, L., Meyerhoff, J., Nömmann, T., Oskolokaite, I., Rastrigina, O., Semenienė, D., Soutukorva, Å., Tuhkanen, H., Vanags, A., Volchkova, N., 2010. BalticSurvey – a study in the Baltic Sea countries of public attitudes and use of the sea: Summary of main results. Report 6382, Swedish Environmental Protection Agency, Stockholm.

Söderqvist, T., Barregård, L., Johansson, N., Molnár, P., Nordäng, S., Staaf, H., Svensson, M., Tidblad, J., Wallström, J., 2017. Effektkedjor och skadekostnader som underlag för revidering av ASEK-värden för luftföroreningar. Ärendenummer TRV 2016/2932, Rapport, Trafikverket, Borlänge.

Söderqvist, T., Wallström, J., 2017. Bakgrund till de samhällsekonomiska schablonvärdena i miljömålsmyndigheternas gemensamma prisdatabas. Rapport 2017:8. Anthesis Enveco AB, Stockholm.

Thurston, G. D., Kipen, H., Annesi-Maesano, I., Balmes, J., Brook, R. D., Cromar, K., De Matteis, S., Forastiere, F., Forsberg, B., Frampton, M. W., Grigg, J., Heederik, D., Kelly, F. J., Kuenzli, N., Laumbach, R., Peters, A., Rajagopalan, S. T., Rich, D., Ritz, B., Samet, J. M., Sandstrom, T., Sigsgaard, T., Sunyer, J., Brunekreef, B., 2017. A joint ERS/ATS policy statement: what constitutes an adverse health effect of air pollution? An analytical framework. *European Respiratory Journal* 49(1).

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

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

Turner, M. C., Jerrett, M., Pope, C. A. 3rd., Krewski, D., Gapstur, S. M., Diver, W. R., Beckerman, B. S., Marshall, J. D., Su, J., Crouse, D. L., Burnett, R. T., 2016. Long-term ozone exposure and mortality in a large prospective study. *American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine* 193(10), 1134-42.

USEPA, 2012. Regulatory Impact Analysis for the Final Revisions to the National Ambient Air Quality Standards for Particulate Matter.

Watt, J., Jarrett, D., Hamilton, R., 2008. Dose-Response functions for the soiling of materials due to air pollution exposure. *Science of the Total Environment*. 400, 415-424.

Watt, J., Doytchinov, S., Lefevre, R-A., Ionescu, A., De la Fuente, D., Kreislova, K., Screpanti, A., 2009. Kap. 6 Stock at risk, i *The effects of air pollution on cultural heritage*, Watt, J., Tidblad, J., Kucera, V., Hamilton, R., Eds., ISBN 978-0-387-84892-1, Springer.

Weichenthal, S., Bai, L., Hatzopoulou, M., Van Ryswyk, K., Kwong, J.C., Jerrett, M., van Donkelaar, A., Martin, R. V., Burnett, R. T., Lu, H., Chen, H., 2017. Long-term exposure to ambient ultrafine particles and respiratory disease incidence in Toronto, Canada: a cohort study. *Environmental Health* 16(1), 64.

WHO, 2013a. Health Risks of Air Pollution in Europe – HRAPIE. Recommendations for Concentration-response Functions for Cost-benefit Analysis of Particulate Matter, Ozone and Nitrogen Dioxide.

WHO, 2013b. Review of Evidence on Health Aspects of Air Pollution – REVIHAAP Project: Final Technical Report.

Vivanco, M. G., Theobald, M. R., Garcia-Gomez, H., Garrido, J. L., Prank, M., Aas, W., Adani, M., Alyuz, U., Andersson, C., et al., 2018. Modeled deposition of nitrogen and sulfur in Europe estimated by 14 air quality model-systems: Evaluation, effects of changes in emissions and implications for habitat protection. *Atmospheric Chemistry and Physics* 18, 10199-10218. <https://doi.org/10.5194/acp-18-10199-2018>.

Yoo, S., Kwak, S., Lee, J., 2008. Using a choice experiment to measure the environmental costs of air pollution impacts in Seoul. *Journal of Environmental Management* 86, 308-318.

Östberg, K., Hasselström, L., Håkansson, C., 2012. Non-market valuation of the coastal environment: Uniting political aims, ecological and economic knowledge. *Journal of Environmental Management* 110, 166-178.

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



TRAFIKVERKET

Trafikverket, XXX XX Ort. Besöksadress: Gata XX.
Telefon: 0771-921 921, Texttelefon: 020-600 650

www.trafikverket.se