



**Helseeffekter og samfunnsøkonomiske
kostnader av luftforurensning**
Luftforurensninger – effekter og verdier (LEVE)

TA-1718/2000
ISBN 82-7655-205-6

Forord

Rapporten presenterer resultater fra en studie der helseskader og framskyndet dødelighet knyttet til luftforurensning i Norge er beregnet. Det er også gitt estimater av samfunnsøkonomiske kostnader forbundet med disse helseeffektene. Knut Einar Rosendahl i Statistisk sentralbyrå har utført studien og skrevet rapporten på oppdrag fra SFT.

Eivind Selvig i AS Civitas (tidligere SFT) ledet prosjektet i startfasen, og har bidratt med konstruktive innspill til studien. Leiv Håvard Slørdal ved Norsk institutt for luftforskning har bidratt i tolkningen av modellresultatene. I SFT har Audun Rosland vært prosjektansvarlig, og Marit Viktoria Pettersen har skrevet deler av sammendraget.

Denne rapporten inngår i en serie SFT-rapporter knyttet til prosjektet ”Luftforurensninger – effekter og verdier” (LEVE). LEVE har som overordnet mål å utarbeide et godt underbygd datamateriale og utvikle et rasjonelt verktøy for beregning av samfunnsøkonomiske konsekvenser av utslipp til luft og støy. På siste side i rapporten er prosjektet beskrevet nærmere. SFT vil i løpet av året sammenfatte alle delstudiene i LEVE-prosjektet i en rapport. Rapporten vil inkludere effekter av luftforurensning og støy på helse, materialer, vegetasjon og forsuring, og gi et estimat på de totale samfunnsøkonomiske kostnadene forbundet med disse effektene.

SFT, Oslo, 20. mars 2000

Janne Sollie,
Direktør i Samfunnsavdelingen

Innhold

1	SAMMENDRAG.....	3
1.1	BAKGRUNN	3
1.2	BEREGNINGER.....	3
1.3	RESULTATER.....	5
2	INNLEDNING	8
3	DATAGRUNNLAG FOR KONSENTRASJONER OG UTSLIPP.....	10
3.1	FIRE 'MODELL-BYER': OSLO, BERGEN, TRONDHEIM OG DRAMMEN.....	10
3.2	RESTEN AV NORGE	16
4	VITENSKAPELIG GRUNNLAG FOR BEREGNINGENE	18
4.1	DOSE-RESPONS FUNKSJONER.....	18
4.1.1	<i>Partikler</i>	18
4.1.2	<i>NO₂</i>	21
4.1.3	<i>Terskelverdier og funksjonsform ved lave konsentrasjoner</i>	22
4.2	VERDSETTING AV HELSESKADER.....	24
4.3	VERDSETTING AV FRAMTIDIGE EFFEKTER.....	28
5	BEREGNINGER AV FYSIS KE HELSEEFFEKTER	30
5.1	FRAMGANGSMÅTE FOR BEREGNINGER.....	30
5.2	RESULTATER.....	31
6	BEREGNINGER AV SAMFUNNSØKONOMISKE KOSTNADER	34
6.1	FRAMGANGSMÅTE FOR BEREGNINGER.....	34
6.2	SAMFUNNSØKONOMISKE KOSTNADER AV LUFTFORURENSNING I NORGE.....	34
6.3	KOSTNADER AV LOKALE BØDRAG TIL LUFTFORURE NSNINGEN.....	40
6.4	KOSTNADER I 2010	44
7	KONKLUSJON	46
8	REFERANSER	49
	VEDLEGG A. BASISRISIKO I BEFOLKNINGEN	52
	VEDLEGG B. SAMMENHENGEN MELLOM BEGRENSEDE AKTIVITETSDAGER OG UTFØRTE TIMEVERK	53

1 Sammendrag

1.1 Bakgrunn

Et av de viktigste problemene knyttet til luftforurensning er økt risiko for helseskader. Det er godt dokumentert i internasjonale studier at økte konsentrasjoner av gasser og partikler fører til økt risiko for sykdommer og framskyndet dødelighet (WHO 1997 m.fl.). Selv om usikkerheten fortsatt er stor når det gjelder den konkrete sammenhengen mellom luftkvalitet og helseeffekter, gir mangfoldet av studier en god indikasjon på omfanget av skader ved ulike nivåer av forurensning.

Helseskadene er en kostnad for samfunnet, først og fremst i form av økt lidelse og framskyndet dødelighet for enkelte personer, men også i form av økt sykefravær, redusert arbeidsproduktivitet og økt sykebehandling. Enkelte av kostnadene kan beregnes ut fra den verdi skaden har i markedet i form av eksempelvis redusert ytelse eller økt etterspørsel etter kostbare helsetjenester. Statistisk sentralbyrå (SSB) har her beregnet disse kostnadene. I tillegg kommer velferdstapet, som kan være vanskelig å verdsette siden det ikke omsettes i et marked. SFT har tidligere forsøkt å estimere befolkningens verdsetting av å unngå helseeffekter, støy og forsuring (Navrud 1997). Resultatene fra studien og andre europeiske studier er benyttet i dette arbeidet (se tabell 4.4), slik at både kostnader ved skader som har en pris i markedet, og velferdstapet er inkludert. I velferdstapet inngår også verdsetting av framskyndet dødelighet.

Denne rapporten forsøker å beregne helseskader og framskyndet dødelighet knyttet til luftforurensning i Norge, og den gir et anslag på de totale samfunnsøkonomiske kostnadene av helseeffektene. Rapporten tar for seg to helsefarlige komponenter når det gjelder lokal luftforurensning i Norge; partikler og NO₂. Den omfatter ikke alle helseeffekter, blant annet omhandler den ikke kreft. Vi har skilt mellom utslipp fra to kildekategorier; veitrafikk og andre kilder. Inndelingen skyldes veitrafikkens andel av det totale bidraget sett i forhold til andre kilder. I rapporten beregnes også marginale kostnader ved ulike typer utslipp, og det anslås kostnader av luftforurensningen man forventer i 2010, basert på oppdaterte utslippsprognoser.

1.2 Beregninger

Sammenhengen mellom luftforurensning og helseeffekter uttrykkes ved hjelp av dose-respons funksjoner. Disse angir hvordan en enhets økning i konsentrasjonen av en bestemt komponent er forventet å slå ut i økt risiko for en konkret helseeffekt (for befolkningen som utsettes for økt konsentrasjon). Det skilles mellom korttidseksposering (dvs. timer eller døgn) og langtidseksposering (et eller flere år).

Videre beregnes kostnadene av helseeffekter knyttet til luftforurensning i Norge ved hjelp av den såkalte skadefunksjonsmetoden. Metoden er basert på at de samfunnsøkonomiske kostnadene skal kunne knyttes opp mot konkrete effekter på helse og miljø som oppstår som følge av forurensningssituasjonen (eller en endring i denne). Kostnadene kan enten framstå som tradisjonelle markedsbaserte kostnader knyttet til sykefravær, sykehuskostnader etc., der

faktiske priser eksisterer, eller som kostnader knyttet til redusert livskvalitet. Kostnader som gjelder reduksjon i velferden til individer er mest problematisk å verdsette. En kan for eksempel forsøke å avdekke hvilken betalingsvillighet befolkningen har for å unngå eller fjerne en helserisiko gjennom ulike typer intervjuer. Andre metoder går enten ut på å benytte ulike markedspriser til indirekte å anslå verdien av goder som ikke omsettes i markedet, eller å basere seg på eksplisitt eller implisitt verdsetting fra myndigheter eller ekspertpanel.

Det beste datagrunnlaget for konsentrasjoner av luftforurensning har vi for de fire byene Oslo, Bergen, Trondheim og Drammen, der Norsk institutt for luftforskning (NILU) har spredningsmodeller. Her benytter vi resultater for utslipp av partikler (Particulate Matter; PM_{10} og $PM_{2,5}$) og NO_2 fra nye beregninger NILU har gjort for SFT. Modellberegningene gir informasjon om hvilke konsentrasjonsnivåer befolkningen i disse byene er utsatt for, og hvordan ulike kilder bidrar til konsentrasjonen. Alt i alt utgjør befolkningen i disse 'modellbyene' 19 prosent av Norges befolkning. I tillegg har vi gjort antakelser om konsentrasjonsnivåer i andre byer og tettsteder, og i mindre tettbygde strøk. Dette er basert på modellresultatene for de fire byene og målinger i sju andre byer (se kap. 3.2). NILU har også simulert en beregning for forventet situasjon i Oslo i 2010.

Det er i tillegg angitt et bakgrunnsnivå for hver av komponentene, noe som i stor grad reflekterer langtransportert forurensning fra andre land i Europa. I studien har vi skilt mellom helseeffekter og kostnader forårsaket av norske og utenlandske aktiviteter, samt beregnet marginalkostnader av norske utslipp.

Resultatene som presenteres gir et godt uttrykk for den kunnskapen de norske og internasjonale fagmiljøene sitter inne med i dag selv om beregningene som presenteres i rapporten vil være beheftet med flere typer usikkerhet. Tolkningen av resultatene må ta høyde for dette. Rapporten gir et godt bilde av kunnskapsnivået når det gjelder sammenhengen mellom forurensningsnivået i norske byer og omfanget av helseeffekter. Spørsmålet om såkalte terskelverdier er her sentralt. Det vil si gyldigheten av dose-respons funksjonene generelt ved lave konsentrasjoner. Vi presenterer tre alternative forutsetninger om terskelverdi. En av disse legger til grunn at det ikke finnes noen nedre terskel, dvs. at dose-respons funksjonene for partikler kan anvendes for alle konsentrasjoner. De to andre legger til grunn ulik forståelse av hvordan en eventuell terskel virker. Vi har ikke tatt stilling til hvilken av de tre forutsetningene som er mest realistisk, men vi har for enkelthet skyld valgt å konsentrere oss om resultatene for en situasjon uten terskelverdi i sammendraget. De andre forutsetningene vil naturlig nok gi lavere kostnader.

Verdsetting av helseeffekter er komplisert, og utgjør en av usikkerhetskildene. Spesielt er det vanskelig å verdsette framskyndet dødelighet. To alternative framgangsmåter er anvendt i rapporten - verdsetting av et statistisk liv og verdsetting av tapte leveår. Den førstnevnte gir klart høyere kostnader. Verdien er hentet fra Kostnadsberegningsutvalgets (NOU 1997:27) generelle anbefaling om verdsetting av ulykkesrisiko, og er basert på betalingsvilligheten hos befolkningen generelt for å redusere risikoen for å dø nå. Beregningen av den andre verdien er basert på samme utgangspunkt, ved å anta at betalingsvilligheten synker proporsjonalt med gjenværende levetid (justert for en diskonteringsrente). Kostnadsberegningsutvalget mener at "verken forutsetningen om ingen variasjon med levealder eller forutsetningen om proporsjonal variasjon med levealder vil trolig holde fullt ut". I rapporten har vi derfor beregnet kostnader for begge alternativene over, og konkluderer med at verdsettingen bør ligge et sted imellom. Verdsetting av et statistisk liv gir klart høyere kostnader knyttet til

luftforurensning. Dette henger sammen med at den gjenværende levetida som går tapt ved slike dødsfall er relativt liten.

1.3 Resultater

Vi har beregnet helseeffekter og tilhørende kostnader av luftforurensning basert på tre ulike forutsetninger om terskelverdier og to ulike forutsetninger om kostnaden av et framskyndet dødsfall. Hvis vi konsentrerer oss om helseeffektene dagens luftforurensning kan gi opphav til i Norge, finner vi spesielt at langtidseksponeringen for partikler årlig kan framskynde et stort antall dødsfall. Våre beregninger gir at antallet framskyndede dødsfall pga. langtids-eksponering for PM₁₀ er på 2.200 dersom en forutsetter ingen terskelverdi (dose-respons funksjonene for partikler kan anvendes for alle konsentrasjoner). Helseeffektene blir nesten halvert når vi antar null effekt for individer eksponert for årsmiddelkonsentrasjon under terskelverdien på 7,5 µg/m³, men full effekt for øvrige individer. Dersom vi antar at funksjonene kun er relevante for differansen mellom konsentrasjonsnivået og terskelverdien, blir effektene ytterligere halvert. Ved disse dødsfallene er antall tapte leveår gjennomsnittlig rundt 7 år.

Oslos andel av de totale helseeffektene av luftforurensning i Norge er høy, og varierer mellom 27 og 60 prosent avhengig av terskelverdi. Til sammenligning utgjør Oslos befolkning 11 prosent av Norges innbyggertall. Ved ingen terskelverdi er det beregnet at 600 dødsfall framskyndes pga. luftforurensning i Oslo.

Langtidseksponering for partikler kan også, under de forutsetninger som er valgt, føre til at flere hundre barn og voksne hvert år utvikler bronkitt eller en annen kronisk lungesykdom. Her kan det være lang tid mellom eksponering og effekt. Vi merker oss ellers at luftforurensningen kan føre til et bortfall av flere hundre årsverk (først og fremst knyttet til korttidseksponering for PM₁₀), og til flere tusen ekstra døgn på sykehus (hovedsakelig som følge av flere kroniske lungesykdommer).

Vi vil nå se på de samfunnsøkonomiske kostnadene ved helseeffektene. Vi vil understreke at usikkerheten her er høyere enn for sammenhengen mellom eksponering av luftforurensninger og helseeffekter. Dette vises også ved at det er stort spenn i de endelige resultatene på kostnadssiden - det skiller en faktor på 10 mellom laveste og høyeste kostnad. De totale samfunnsøkonomiske kostnadene av helseeffekter knyttet til luftforurensning i Norge anslås til å ligge mellom 10 og 28 milliarder kroner årlig, dersom vi antar ingen terskelverdi. Antas det å være en terskelverdi, vil kostnaden ligge mellom 3 og 16 milliarder kroner per år. Kostnadene er nesten utelukkende knyttet til effekter av partikkelforurensning. Som nevnt er den klart dominerende helseeffekten framskyndet dødelighet som følge av langvarig konsentrasjon av partikler. Dette gjenspeiles også i at mesteparten av kostnadene er knyttet direkte til redusert livskvalitet ved økt sykkelighet og framskyndet dødelighet - de markedsbaserte kostnadene utgjør mindre enn fem prosent av totalkostnadene.

Deler av de totale samfunnsøkonomiske kostnadene som beregnes skyldes utenlandske utslipp som transporteres til Norge. Spesielt i mindre tettbygde strøk utgjør disse en stor andel, da det lokale bidraget her er mindre enn i store byer. Det lokale bidraget til partikkelforurensningen anslås til å ha en kostnad på mellom 4 og 11 milliarder kroner, når man forutsetter at dose-respons funksjonen gjelder for alle konsentrasjoner (ingen terskelverdi). Oslos andel av de lokale bidragene utgjør rundt halvparten.

Det forventes en betydelig teknologiutvikling i veitrafikken spesielt, samt en kraftig nedgang i andelen biler med piggdekk. Ifølge NILUs beregninger er det dermed ventet at konsentrasjonen av PM₁₀ og NO₂ reduseres med henholdsvis 40 og 34 prosent, til tross for en forventet økning i trafikken generelt. Beregningene våre viser at dette resulterer i at de totale samfunnsøkonomiske kostnadene av luftforurensning i Oslo kan falle med mellom 25 og 60 prosent fram mot 2010.

Tabell 1.1. Samfunnsøkonomiske kostnader fordelt geografisk (1998). Mrd. 1997-Nkr

	Ingen terskelverdi ^a T1	Med terskelverdi ^b T2	Med terskelverdi ^c T3
Oslo	2,8 - 7,8	2,8 - 7,7	1,6 - 4,2
Bergen	0,7 - 1,8	0,5 - 1,5	0,2 - 0,6
Trondheim	0,4 - 1,1	0,3 - 0,8	0,1 - 0,3
Drammen	0,2 - 0,5	0,2 - 0,5	0,1 - 0,2
Andre tettsteder > 15.000 innb.	3,1 - 8,3	1,9 - 5,1	0,7 - 1,8
Resten av Norge	3,2 - 8,5	0	0
Norge	10,5 - 28,0	5,7 - 15,5	2,6 - 7,1

^a Ved forutsetning T1 antas det ingen terskel for PM₁₀, men terskel for NO₂ lik 20 µg/m³. Her antas terskelen å virke på samme måte som under forutsetning T2.

^b Ved forutsetning T2 antas det en terskel for PM₁₀ ved 7,5 µg/m³, og en terskel for NO₂ lik 20 µg/m³. Dose-respons funksjonene antas å være gyldige for hele konsentrasjonsnivået dersom dette overstiger terskelnivået.

^c Ved forutsetning T3 antas det en terskel for PM₁₀ ved 7,5 µg/m³, og en terskel for NO₂ lik 20 µg/m³. Dose-respons funksjonene antas å være gyldige kun for differansen mellom konsentrasjonsnivået og terskelnivået.

Når det gjelder den marginale kostnaden av å slippe ut et kilo PM₁₀ (*med unntak av veistøv*) i de fire 'modell-byene', beregnes disse til å ligge mellom 400 og 4.000 kroner, se tabell 1.2. på neste side. Dette gjelder uavhengig av terskelverdi. Kostnaden er høyest i Oslo og lavest i Drammen, og noe høyere for eksosutslipp enn for utslipp fra andre kilder. I mindre byer og tettsteder er marginalkostnaden trolig enda noe lavere enn i Drammen. I tillegg kommer kostnader knyttet til økt bidrag til bakgrunnskonsentrasjonen av PM₁₀, som ikke er beregnet.

Hva vil en kostnad på mellom ca. 400 og 4.000 kroner per kilo PM₁₀ si? Det betyr at miljøkostnaden ved partikkelutslipp alene av å kjøre et gjennomsnittlig dieselskjøretøy i de største byene ligger mellom 1 og 10 kroner literen. Da er ikke klimaeffekten, bidraget til sur nedbør, skader på materialer og vegetasjon, eller økningen av kreftrisiko inkludert. Til sammenligning ligger den totale avgiften på diesel (eks. mva) på noe over 4 kr. per liter.

Med utgangspunkt i marginalkostnadene for veistøv, har vi beregnet at den eksterne kostnaden per bil knyttet til piggdekkbruk i Oslo ligger mellom 2.500 og 7.000 kroner i året. Som kjent er piggdekkavgiften i Oslo på 1000 kroner for en sesong. Dette indikerer at dagens avgift for bruk av piggdekk i Oslo er betydelig lavere enn de kostnadene piggdekkbruk påfører samfunnet. Det er imidlertid mulig at beregningene har undervurdert den relative betydningen av de aller minste partiklene. I så fall vil kostnadene av piggdekkbruk være noe mindre enn antydnet, mens kostnadene av eksos-utslipp vil være tilsvarende større.

Når det gjelder PM₁₀-utslipp fra andre kilder, varierer marginalkostnaden mellom ca. 300 og 3.500 kroner per kg. For tradisjonell fyring i vanlige vedovner tilsvarer dette mellom 3 og 35 kroner per kilo ved. Partikkelutslippene fra småovner varierer imidlertid betydelig med

fyringsmåte og fyringsteknologi. Utslippene er særlig høye ved såkalt rundfyring, dvs. ved lav lufttilførsel. Utslippene fra moderne, store bioenergianlegg er betydelig lavere. For fyringsolje utgjør kostnaden mellom 5 og 50 øre per liter.

Tabell 1.2. Marginalkostnader av utslipp av PM₁₀ i 'modell-byene' (1997-Nkr pr. kg), basert på utslippsdata fra NILU og SSB.

	Veitrafikk - eksos	Veitrafikk - veistøv	Andre kilder
Oslo	1.100 - 3.700	700 – 13.300	800 – 3.600
Bergen	1.000 - 2.600	500 – 8.300	400 - 1.900
Trondheim	900 – 4.000	800 – 19.000	300 - 1.100
Drammen	400 - 1.600	400 – 3.500	300 – 1.400

Marginalkostnaden av et kg NO_x-utslipp anslås til mellom 0,2 og 90 kroner i de fire 'modell-byene'. Vi har da ikke beregnet NO_x-utslippenes bidrag til partikkeldannelse og økt bakgrunnskonsentrasjon av PM_{2,5} og PM₁₀ i Norge og andre land. Studier hvor sekundære partikkeldannelser tas med, viser at denne effekten av NO_x-utslippene er vel så viktig som den direkte NO₂-effekten (f.eks. Saez and Linares, 1999). I vår studie inkluderer dermed totalkostnadene for partikkelforurensningene også et NO_x-bidrag. Det har ikke vært datagrunnlag godt nok for å tilordne dette til NO_x-utslippene. I vår studie underestimerer vi derfor NO_x-kostnaden.

På tross av stor usikkerhet konkluderer vi med at de samfunnsøkonomiske kostnadene av helseeffekter knyttet til luftforurensning er høye. I verste fall kan det være snakk om noen titalls milliarder kroner hvert år - i beste fall flere hundre millioner. Det er da tatt hensyn til usikkerheten i beregningene. Potensialet for samfunnsøkonomiske gevinster kan derfor være betydelig ved effektive tiltak mot utslipp fra veitrafikk og andre kilder i byer og større tettsteder. Selv om usikkerheten er stor, er det viktig at helseeffekter av luftforurensning tas hensyn til på en konsistent måte i offentlige konsekvensanalyser av tiltak som påvirker luftkvaliteten.

2 Innledning

Denne studien tar sikte på å utnytte eksisterende informasjon til å gi et anslag på de totale samfunnsøkonomiske kostnadene av helseeffekter knyttet til luftforurensning i Norge. Dette gjøres ved hjelp av den såkalte skadefunksjonsmetoden (se for eksempel EC (1995)). Metoden bygger på at de samfunnsøkonomiske kostnadene skal kunne knyttes opp mot konkrete effekter på helse og miljø som oppstår som følge av forurensningssituasjonen (eller en endring i denne). Det vil si at man beregner sekvensielt effektene av ulike utslipp på konsentrasjoner av gasser og partikler, dernest effektene av konsentrasjoner på spesifikke helse- og miljøparametre, og dernest verdsettes endringene i disse parameterne. Skadefunksjonsmetoden krever dermed dokumentasjon av mange vitenskapelige sammenhenger for å kunne brukes.

Beregninger av helseeffekter må ta utgangspunkt i enten målte eller beregnede nivåer på luftforurensningen. Norsk institutt for luftforskning (NILU) har modeller som beregner konsentrasjonen av luftforurensning i byene Oslo, Bergen, Trondheim og Drammen (se Slørdal (1998)). NILU har ved hjelp av disse modellene beregnet veiet årsmiddelkonsentrasjon for befolkningen i disse byene basert på utslippsdata etc. for vintersesongen 1995/96 og for framtidige utslipp i Oslo. Effekten av ulike typer utslipp er også beregnet i disse modellene. I tillegg har NILU målinger fra en rekke målestasjoner i Norge som kan brukes til å anslå årsmiddelkonsentrasjoner ellers i landet (Hagen m.fl. 1999a,b).

Ekspertene knyttet til blant andre WHO har på bakgrunn av tallrike epidemiologiske studier kommet fram til konkrete dose-respons funksjoner, dvs. sammenhenger mellom konsentrasjoner av partikler og enkelte gasser, og ulike helseeffekter (WHO 1997). Disse kan anvendes i forbindelse med anslag for helseeffekter av luftforurensning i ulike byer. I tillegg gjør vi bruk av enkelte funksjoner anbefalt av Folkehelsen (SFT 1998) og EC (1997), og noen funksjoner beskrevet i Rosendahl (1996).

Samfunnsøkonomiske kostnader av sykdom og framskyndet dødelighet kan baseres på betalingsvillighetsstudier eller andre studier som forsøker å verdsette helseeffekter. I og med at det kan være problematisk (både av etisk og metodisk art) å fastslå slike estimater, kan selve verdsettingen eventuelt overlates til beslutningstakerne ved å framheve de fysiske effektene. En konkret beslutning gir da en implisitt verdsetting av de fysiske effektene. Noen helseeffekter har også virkninger på økonomisk aktivitet, og disse kan verdsettes direkte ved bruk av eksisterende priser i markedet. Det kan også være aktuelt å benytte makroøkonomiske modeller for å undersøke om de eksisterende prisene gir et skjevt bilde av den faktiske alternativverdien av den økonomiske ressursen (for eksempel om gjennomsnittlig lønnskostnad er forskjellig fra merverdien av økt arbeidskraft).

Denne studien følger i fotsporene til en tilsvarende studie av helseeffekter av luftforurensninger i Oslo (Rosendahl 1996) og en studie av endrede helseeffekter ved et større vegprosjekt (Rosendahl 1999). I begge disse studiene ble skadefunksjonsmetoden brukt til å

anslå samfunnsøkonomiske kostnader/gevinster av helseeffekter. Denne nye rapporten bruker samme vitenskapelig grunnlag som Rosendahl (1999), som skiller seg noe fra studien for Oslo. Resultatene for Oslo i den nye rapporten vil derfor være noe forskjellig fra resultatene i Rosendahl (1996), noe som understreker at resultatene er usikre. ECON (1998) bruker metoden til å anslå samfunnsøkonomiske gevinster ved reduserte helseeffekter som følge av trafikkreduksjoner i Oslo. Andre norske studier der skadefunksjonsmetoden er brukt på miljøeffekter generelt er presentert i Rosendahl (1998). Vennemo (1995) benytter metoden til å beregne samfunnsøkonomiske kostnader ved avfallsforbrenning.

3 Datagrunnlag for konsentrasjoner og utslipp

3.1 Fire 'modell-byer': Oslo, Bergen, Trondheim og Drammen

Det beste datagrunnlaget for konsentrasjoner av luftforurensning har vi for de fire byene Oslo, Bergen, Trondheim og Drammen, der NILU har spredningsmodeller. Her benytter vi resultater fra nye beregninger NILU har gjort for SFT. Spredningsberegningene er basert på modellen EPISODE, se Slørdal (1998) for en nærmere beskrivelse av metoden.

Det er beregnet en befolkningsveid årsmiddelkonsentrasjon i hver av disse byene for komponentene PM₁₀, PM_{2,5} og NO₂ (se tabell 3.1). Dette er gjort ved først å beregne halvårsmiddelkonsentrasjonen for vintersesongen 1995/96 (1994/95 for Trondheim) i hver geografisk rute av modellen. Deretter finnes et veiet gjennomsnitt av denne konsentrasjonen med befolkningsantallet i ruten som vektor. Ifølge NILU er forholdet mellom årsmiddelkonsentrasjon og vintermiddelkonsentrasjon rundt 0,8 for partikler og rundt 0,85 for NO₂. Årsmiddelkonsentrasjonen beregnes derfor ved å multiplisere med disse faktorene. Spredningsmodellene dekker til en viss grad utslipp utenfor kommunegrensene (gjelder i første rekke Oslo og Drammen), samtidig som ikke hele kommunen er med i modellene (gjelder i første rekke Bergen). I beregningen av befolkningsveid årsmiddelkonsentrasjon er kun de av kommunens innbyggere som bor innenfor modellens nedslagsfelt inkludert. Alt i alt utgjør befolkningen i disse 'modell-byene' rundt 840 tusen innbyggere, det vil si 19 prosent av Norges befolkning.

Tabell 3.1. Befolkningsveid årsmiddelkonsentrasjon (ÅMK) og bakgrunnsnivå (BK) (i mg/m³) av PM₁₀, PM_{2,5} og NO₂ i de fire 'modell-byene' for 1995/1996.

	PM ₁₀		PM _{2,5}		NO ₂		Befolkning
	ÅMK	BK	ÅMK	BK	ÅMK	BK	
Oslo	16,8	5,46	10,4	3,71	27,6	2,09	469 703
Bergen	9,9	3,41	6,0	2,32	22,0	1,79	184 664
Trondheim ^a	8,2	1,59	3,9	1,08	19,9	0,70	136 179
Drammen	10,5	5,46	7,0	3,71	20,1	2,09	51 955

Kilde: NILU

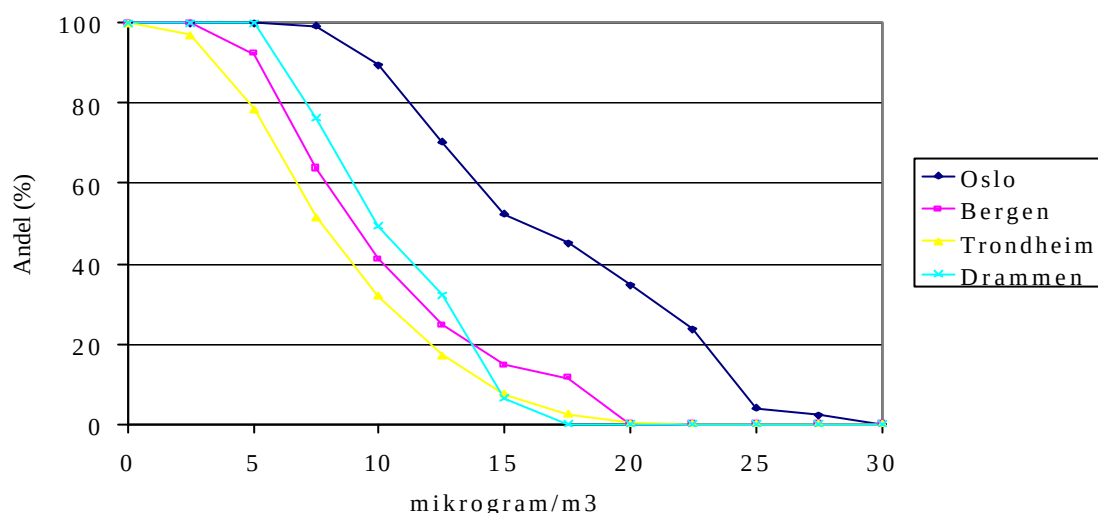
^a Konsentrasjonene for Trondheim er beregnet for 1994/1995.

Det er også angitt et bakgrunnsnivå for hver av komponentene, som i stor grad reflekterer langtransportert forurensning. Dette bidraget er langt viktigere for partikler enn for NO₂. For partikler består bakgrunnsbidraget av blant annet nitrat, som dannes som følge av utslipp av NO_x (såkalte sekundærpartikler). En mindre andel av dette kommer fra norske NO_x-utslipp. Senere i rapporten ønsker vi å skille mellom helseeffekter og kostnader forårsaket av norske og utenlandske aktiviteter, samt beregne marginalkostnader av norske utslipp. Vi vil da gå utfra at norske partikkelutslipp forårsaker differansen mellom årsmiddelkonsentrasjon og bakgrunnsnivå av PM₁₀, mens norske NO_x-utslipp forårsaker differansen mellom årsmiddelkonsentrasjon og bakgrunnsnivå for NO₂ pluss en mindre, udefinert andel av bakgrunnsnivået for PM₁₀.

NILU har også gitt oss data over hvordan befolkningen i hver av byene fordeler seg på ulike områder med ulike konsentrasjonsintervaller. Dette er illustrert i Figur 3.1. Figuren viser at

spredningen er størst i Oslo og minst i Drammen, noe som henger sammen med størrelsen på byene. Disse fordelingene gir en viss mulighet til å ta hensyn til at helseeffektene kan være knyttet til at eventuelle terskelverdier for konsentrasjonene overstiges. Eksistensen og virkningen av slike verdier er usikker, og har svært stor betydning for omfanget av helseeffekter. Dette vil vi komme tilbake til i den videre drøftingen.

Figur 3.1. Kumulativ fordeling av befolkningen i de fire 'modell-byene' på årsmiddelskonsentrasjoner



Kilde: NILU

I tillegg har NILU beregnet effekten på konsentrasjonene av de to hovedgrupper av utslipp, veitransport og andre kilder, slik at vi kan beregne marginalkostnader av de ulike utslippene. Dette er gjort ved å fjerne en av hovedgruppene om gangen, og undersøke hva konsentrasjonen blir uten dette utslippet. I tabell 3.2 er det angitt hvor mye konsentrasjonen faller med i hvert tilfelle, slik at dette er et mål på bidraget fra den enkelte utslippskilde (for NO₂ vil bidraget strengt tatt være noe avhengig av nivået på andre bidrag inkludert bakgrunnsnivået, men dette ser vi bort fra her).²

² Det kan være grunn til tro at bidraget til PM₁₀-konsentrasjon fra veistøv overvurderes noe, mens bidraget fra eksos-utslipp undervurderes i tabell 3.2. Dette skyldes at beregningene er opprinnelig gjort for en vintersesong, og deretter er alle bidrag skalert med faktoren 0,8. Siden veistøv kun oppvirvles om vinteren, mens eksos-utslipp er forholdsvis jevnt fordelt over året, gir dette en skjevhet i de respektive bidragene. Dette har betydning for beregning av marginalkostnader basert på utslippsdata fra SSB (se nedenfor), som gjelder på årsbasis.

Tabell 3.2. Bidrag fra veitrafikk og andre kilder til befolkningsveid årsmiddelkonsentrasjon (i mg/m³) av PM₁₀, PM_{2,5} og NO₂ i de fire 'modell-byene' for 1995/1996.

	PM ₁₀		PM _{2,5}		NO ₂	
	Veitrafikk	Andre kilder	Veitrafikk	Andre kilder	Veitrafikk	Andre kilder
Oslo	6,70	4,40	2,10	4,40	21,20	2,50
Bergen	4,40	2,10	1,60	2,10	16,80	1,50
Trondheim ^a	5,30	1,30	1,50	1,30	17,80	0,70
Drammen	3,20	1,90	1,40	1,90	16,50	0,80

Kilde: NILU

^a Konsentrasjonene for Trondheim er beregnet for 1994/1995

For å beregne kostnader pr. kg utslipp, må vi vite utslippsnivåene fra veitrafikk og andre kilder i de fire byene. Disse kan enten hentes direkte fra de utslippsdataene NILU bruker i sine modellberegninger, eller fra Statistisk sentralbyrås statistikk for kommunale utslipp.⁴ Fordelen med å bruke NILUs utslippsdata er at disse er tidsmessig og geografisk konsistente i forhold til modellresultatene. Siden modellen simuleres for vinterhalvåret 1995/96, og ikke følger kommunegrensene strengt, må SSBs årlige utslippsdata på kommunalt nivå justeres noe før de kan brukes. En ulempe med å basere seg på NILUs data er nettopp knyttet til at modellen kun gjelder for vinterhalvåret. Man kan ikke uten videre trekke konklusjoner på årsbasis uten å forutsette samme forhold mellom utslipp og konsentrasjon sommer som vinter. Fordelen med SSBs data er for det første at de er Norges offisielle utslippsdata, som brukes av blant annet miljømyndighetene. De er dessuten mer oppdaterte og derfor bedre enn NILUs data når det gjelder hvor store utslippene faktisk var i den aktuelle perioden. NILUs data for utslipp fra andre kilder er basert på SSBs data for 1994, og korrigert for endringer i klimatiske forhold i 1995/96. Utslippene fra veitrafikken er basert på trafikktegninger og drivstoff-/utslippsfaktorer, men NILU og SSB bruker ulike kilder. SSB kalibrerer dessuten sine drivstoffaktorer med drivstofforbruket for hele landet (utslippsmodellen til SSB dekker hele Norge), mens NILU kalibrerer sine utslippsdata fra vegtrafikken på basis av målinger av luftforurensning i alle de fire byene.

Når utslippsdataene til NILU og SSB sammenlignes, er det tydelig at disse ikke er konsistente for enkelte byer og utslippskilder, selv når man tar hensyn til forskjellene i tid og rom (se tabell 3.3 og 3.4 - husk at tallene fra NILU gjelder kun for vinterhalvåret). Ved sammenligning av data for en vintersesong med data for hele året, er det rimelig å anta at eksosutslippene er noe lavere om sommeren enn om vinteren, at utslipp fra veistøv er lik null om sommeren, og at utslippene fra andre kilder er noe lavere om sommeren enn om vinteren som følge av mindre behov for oppvarming (her utgjør imidlertid båttrafikk en viktig andel, spesielt for NO_x). Utslipp knyttet til veistøv er spesielt usikkert, og varierer aller mest mellom de to datakildene. Siden det er såpass store og uforklarlige sprik mellom NILUs og SSBs utslippsdata, vil vi ta utgangspunkt i begge dataene i beregningene av marginalkostnader.

Utslippsdataene som er lagt inn i NILUs spredningsmodell er vist i tabell 3.3. Disse utslippene refererer som sagt til vinterhalvåret, og kan knyttes til halvårsmiddelkonsentrasjonene som NILU egentlig beregner. Disse finnes som tidligere nevnt ved å dele bidragene til årsmiddelkonsentrasjonene i tabell 3.2 med henholdsvis 0,8 og 0,85 for partikler og NO₂. For å finne effekten av de ulike utslippene på årsmiddelkonsentrasjonen må vi først forutsette at sammenhengen mellom utslipp og konsentrasjon er den samme i sommerhalvåret som i vinterhalvåret. Deretter må vi dele på to. NILU oppgir utslipp av både PM_{2,5} og PM₁₀. PM_{2,5}-utslipp skal ifølge NILU forstås som eksos-utslipp, mens differansen mellom PM₁₀-utslipp og PM_{2,5}-utslipp skal forstås som veistøv.⁵ I tabellen er det kun fokusert på PM₁₀, men det skilles mellom de ulike kildene. Et problem med dataene er at modellen inkluderer noe utslipp utenfor kommunegrensene, mens kun befolkningen innenfor grensene er inkludert i beregningen av årsmiddelkonsentrasjon. Det gjelder hovedsakelig utslipp fra veitrafikk. I Oslo er Østre Bærum og deler av Nesodden med (pluss andre kilder på Fornebu), mens i Drammen er noe av E18 øst for byen samt Nedre Eiker med. Bergen og Trondheim

⁴ http://www.ssb.no/luft/luft_e_fylke.shtml

⁵ I virkeligheten vil deler av veistøv-partiklene være såpass små at de går inn under PM_{2,5}-målet, mens deler av eksos-utslippet består av større partikler enn PM_{2,5}.

følger stort sett kommunegrensene. Dette kan føre til at kostnadene av utslippet undervurderes noe, siden befolkningen utenfor grensene også påvirkes av disse utslippene. Problemet gjelder først og fremst Oslo, og delvis Drammen (befolkningen i Nedre Eiker).

SSBs utslippsdata for den enkelte bykommune er som nevnt over ikke helt konsistente med de geografiske utslippskilder som er dekket av NILUs spredningsmodell. Det gjelder for det første utslippene utenfor kommunegrensene. Dette skaper også problemer her, men i motsatt retning. Samtidig som utslipp utenfor kommunegrensa gir opphav til økt konsentrasjon innenfor, kan utslipp innenfor grensa gi opphav til økt konsentrasjon utenfor. Dersom det er mye bebyggelse utenfor bygrensa, slik som i Oslo, kan det være grunn til å tro at disse effektene mer eller mindre motsvarer hverandre. I Drammen, derimot, er det grunn til å tro at utslippene fra E18 øst for byen (dvs. deler av Lier kommune) burde vært inkludert i våre beregninger. I motsatt fall kan marginalkostnadene overvurderes noe. I Bergen og Trondheim er dette trolig et lite problem. For det andre dekker ikke spredningsmodellene hele befolkningen i kommunene. I Bergen utgjør dette 18 prosent av befolkningen, i de andre byene mellom 3 og 7 prosent. Dette kompenserer vi ved å redusere de kommunale utslippene tilsvarende mye. Utslippene som benyttes i beregningene er vist i tabell 3.4. SSB presenterer ikke $PM_{2,5}$ -utslipp eksplisitt, men for veitrafikk skilles det mellom eksosutslipp og utslipp fra veistøv. Den samme fordelingen mellom $PM_{2,5}$ og resten av PM_{10} som NILU presenterer, kan derfor også konstrueres basert på dataene fra SSB.

Tabell 3.3. Utslipp fra veitrafikk og andre kilder i de fire 'modell-byene' i vintersesongen 1995/96, hentet fra NILUs modellberegninger. Tonn.

	PM ₁₀			NO _x	
	Veitrafikk - eksos	Veitrafikk - veistøv	Andre kilder	Veitrafikk	Andre kilder
Oslo	192	654	604	4.187	631
Bergen	68	236	206	1.481	438
Trondheim ^a	52	138	94	1.129	143
Drammen	37	53	77	807	79

Kilde: NILU

^a Utslippene for Trondheim gjelder for 1994/1995.

Tabell 3.4. Utslipp fra veitrafikk og andre kilder i de fire 'modell-byene' i 1996, basert på SSBs utslippsdata.^a Tonn.

	PM ₁₀			NO _x	
	Veitrafikk - eksos	Veitrafikk - veistøv	Andre kilder	Veitrafikk	Andre kilder
Oslo	255	154	536	4.533	1.851
Bergen	108	59	194	1.806	569
Trondheim	48	26	208	791	660
Drammen	43	25	68	693	152

Kilde: SSB

^a De kommunale utslippene er redusert med henholdsvis 6, 18, 7 og 3 prosent i Oslo, Bergen, Trondheim og Drammen (se diskusjonen over).

Sist men ikke minst har NILU gjort modell-simuleringer for forventet situasjon i Oslo i 2010. Simuleringene er basert på forventet utvikling dersom vedtatte lovreguleringer gjennomføres og kjent teknologi innføres, her inngår en forventet trafikkvekst. For det første er det antatt en nedgang i bakgrunnsnivået av både PM₁₀ og NO₂ på 20 prosent i forhold til situasjonen beskrevet i tabell 3.1. Videre er det antatt en reduksjon i eksosutslipp på 76,3 og 57,3 prosent for henholdsvis PM₁₀ og NO₂. For PM₁₀ er det i tillegg antatt en reduksjon i utslipp fra vedfyring på 10 prosent, og en økning i andelen biler med piggfrie dekk fra 10 til 80 prosent. Resultatene av disse modell-simuleringene er vist i tabell 3.5. Det er sett bort fra eventuelle endringer i befolkningen i disse simuleringene.

Tabell 3.5. Forventet befolkningsveid årsmiddelkonsentrasjon (ÅMK) og bakgrunnsnivå (BK) (i mg/m³) av PM₁₀ og NO₂ i Oslo i 2010.

	PM ₁₀		NO ₂	
	ÅMK	BK	ÅMK	BK
Oslo	10,1	4,37	18,2	1,67

Kilde: NILU

3.2 Resten av Norge

Forurensningssituasjonen utenom de fire 'modell-byene' er langt mer usikker. Vi ønsker likevel å gi noen indikasjoner på omfanget av helseeffekter i resten av landet også, og gjør derfor noen grove antakelser om befolkningsveid årsmiddelkonsentrasjon i ulike deler av Norge. Vi presiserer imidlertid at usikkerheten er ekstra stor utenom de fire 'modell-byene'.

Vi undersøker kun PM₁₀-konsentrasjoner i resten av landet, ikke konsentrasjoner av NO₂. Dette henger sammen med at eksistensen av terskelverdier er mer sannsynlig for NO₂ enn for partikler, samtidig som bakgrunnsnivået utgjør en større andel for partikler enn for NO₂ (se tabell 3.1). Dessuten viser partikler seg å være langt viktigere enn NO₂ i beregningene av helseeffekter.

Vi tar her utgangspunkt i blant annet resultater fra målestasjoner i Stavanger og 6 andre middels store norske byer og tettsteder utenom 'modell-byene'. PM₁₀-konsentrasjoner er rapportert av NILU i Hagen mfl. (1999a,b). Et viktig spørsmål er hvor representative målestasjonene er i forhold til der befolkningen bor og oppholder seg. I rapportene fra NILU er det angitt om stasjonene er nær trafikkerte gater eller om de representerer bybakgrunn. Ved å sammenligne måleresultatene for de fire 'modell-byene' med de befolkningsveide årsmiddelkonsentrasjonene som er beregnet, finner vi omtrentlige justeringsfaktorer for ulike typer stasjoner. Generelt justeres observerte vintermiddelkonsentrasjoner ved bybakgrunnsstasjoner med 0,5, mens ved gatestasjoner brukes en faktor på 0,25. Vi kommer da fram til en befolkningsveid årsmiddelkonsentrasjon lik 10,5 µg/m³ i Stavanger (samme som Drammen, se tabell 3.1), og en tilsvarende konsentrasjon i de seks andre byene/tettstedene lik 7,9 µg/m³ (noe mindre enn Trondheim).

For å kunne skille mellom bakgrunnsnivå og lokale bidrag til forurensningen, deler vi Norge inn i tre soner. Den ene sonen dekker kystfylkene fra Rogaland til Østfold. Her antas bakgrunnsnivåene å være høyest og lik nivåene i Oslo og Drammen. Den neste sonen dekker resten av Østlandet og de to Vestlandsfylkene Hordaland og Sogn og Fjordane, som antas å ha bakgrunnsnivå lik Bergen. Den siste sonen dekker resten av landet, dvs. Midt- og Nord-Norge. Her er bakgrunnsnivåene antatt å være lavest og lik nivået i Trondheim. Denne inndelingen er naturlig nok svært grov, men er basert på blant annet samtaler med NILU. Resultatet blir et lokalt bidrag i Stavanger lik 5,0 µg/m³ (omtrent som Drammen) og gjennomsnittlig 2,9 µg/m³ i de 6 andre byene/tettstedene (betydelig lavere enn i de fire 'modell-byene'). Befolkningen i disse 7 byer og tettsteder er i alt 300 tusen, eller 7 prosent av Norges befolkning.

For 21 *andre* byer og tettsteder med flere enn 15.000 innbyggere (Statistisk sentralbyrå 1998) antas det et lokalt bidrag lik gjennomsnittet av de 6 byene/tettstedene utenom Stavanger (vi har her inkludert resten av tettstedet Oslo, som totalt har rundt 740 tusen innbyggere). Dette er altså lik 2,9 µg/m³. I tillegg bruker vi antakelsene om bakgrunnsnivåer nevnt over til å anslå en omtrentlig årsmiddelkonsentrasjon i disse tettstedene. For alle 21 tettstedene til sammen kommer vi fram til en gjennomsnittlig årsmiddelkonsentrasjon lik 7,4 µg/m³, som er noe lavere enn for de seks byene over. Siden det lokale bidraget er det samme (gjennomsnittlig), må bakgrunnsnivået alt i alt være noe lavere (dvs. at tettstedene ligger lenger nord). Disse 21 tettstedene har en total befolkning på 820 tusen, dvs. 19 prosent av landets befolkning.

For resten av landet, dvs. 55 prosent av befolkningen, setter vi det lokale bidraget lik 0. Bakgrunnsnivåene bestemmes på samme måte som over, slik at uten terskelverdier vil det være helseeffekter her også. Gjennomsnittlig årsmiddelkonsentrasjon for disse mindre tettbygde strøkene blir $3,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$. I og med at tettsteder med befolkning opp til 15.000 er med i denne gruppen, er det grunn til å tro at det kan være noe lokale bidrag av betydning her også. Vi undersøker derfor effekten av å sette det lokale bidraget lik $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ i stedet for 0.

4 Vitenskapelig grunnlag for beregningene⁶

4.1 Dose-respons funksjoner

I denne studien beregnes det som nevnt helseeffekter knyttet til konsentrasjoner av partikler (PM₁₀) og NO₂. Epidemiologiske studier har i første rekke utpekt partikler som den mest helsefarlige komponenten. For NO₂ er det også påvist viktige helseeffekter, men sammenhengene her er noe mer usikre. Andre forurensningskomponenter er også ansett som helsefarlige. Ozon vurderes til å være et nesten like stort helseproblem internasjonalt som partikler. I norske byer er imidlertid ozonkonsentrasjonene betydelig mindre enn på kontinentet, og episoder med høye ozonnivåer skyldes hovedsakelig utenlandske utslipp. Svoveldioksid (SO₂) var lenge regnet som en svært helseskadelig komponent. Det siste tiåret er imidlertid konsentrasjonen av SO₂ betydelig redusert i de fleste norske byer, og det er uklart i hvilken grad helseeffektene oppstår ved lave SO₂-konsentrasjoner.

Sammenhengen mellom luftforurensning og helseeffekter uttrykkes ved hjelp av dose-respons funksjoner. Disse angir hvordan en enhets økning i konsentrasjonen av en bestemt komponent er forventet å slå ut i økt risiko for en konkret helseeffekt (for befolkningen som utsettes for økt konsentrasjon). Det skilles mellom korttidseksposering (dvs. timer eller døgn) og langtidseksposering (et eller flere år). Effekter av langtidseksposering er vanskeligst å dokumentere, men studiene som foreligger indikerer at disse effektene kan være de alvorligste. Funksjonene blir enten uttrykt som endring i relativ/prosentvis risiko eller absolutt risiko. Funksjonene er videre lineære i konsentrasjonsendringen, noe som gjør at de kan relateres til for eksempel årsmiddelkonsentrasjoner. Lineære funksjoner er imidlertid en forenkling av virkeligheten. Dette gjelder ikke minst når konsentrasjonene blir svært lave. Et stort usikkerhetsmoment i beregningene av totale helseeffekter er hvorvidt det eksisterer terskelverdier og/eller hvorvidt funksjonene endrer karakter ved lave konsentrasjoner. Dette vil vi diskutere nærmere i avsnitt 4.1.3, og presentere hvilke antakelser vi gjør.

I avsnittene 4.1.1 og 4.1.2 ser vi bort fra dette problemet, og gjennomgår dose-respons funksjonene slik de framkommer i litteraturen. Ved beregning av endring i årlige helseeffekter som følge av endret forurensning, trenger man derfor å vite *endringen i årsmiddelkonsentrasjon, antall personer som utsettes for endret konsentrasjon og koeffisientene i de ulike dose-respons funksjonene*. For funksjonene som er uttrykt som endring i relativ risiko, må man også ha kunnskap om *basisrisikoen i populasjonen* for å beregne den absolutte effekten.

Det legges vekt på å benytte dose-respons funksjoner som er anbefalt av Folkehelsa (SFT 1998), WHO (1997) eller EC (1997). Utover dette benyttes noen funksjoner beskrevet i Rosendahl (1996).

4.1.1 Partikler

Det eksisterer tallrike studier som rapporterer signifikante sammenhenger mellom partikkelkonsentrasjoner og ulike helseeffekter. For noen effekter, for eksempel framskyndet dødelighet som følge av korttidseksposering, er flere studier foretatt og en klar sammenheng er etablert. For andre helseeffekter, for eksempel sykefravær eller begrensede aktivitetsdager,

⁶ Store deler av dette kapitlet (med unntak av 4.1.3) er hentet direkte fra Rosendahl (1999). Noen av vurderingene er imidlertid endret, spesielt i 4.2 og 4.3.

eksisterer færre studier. Sammenhengene er blant annet funnet ved forholdsvis lave konsentrasjonsnivåer, og hittil har man ikke funnet noen klar terskelverdi (se for øvrig diskusjonen i 4.1.3). En viss usikkerhet hersker med hensyn til hvilke typer partikler som forårsaker helseskadene, blant annet om finfraksjonen av PM_{10} (det vil si $PM_{2,5}$) er en bedre indikator enn PM_{10} . Dette diskuteres som en mulighet av WHO (1997), og i rapporten listes det opp sammenhenger mellom både PM_{10} og $PM_{2,5}$ og ulike helseeffekter. Effekten av en konsentrasjonsenhet $PM_{2,5}$ er omtrentlig halvannen gang større enn effekten av en enhet PM_{10} i disse funksjonene. Ettersom konsentrasjonen av PM_{10} er omtrentlig halvannen gang så stor som konsentrasjonen av $PM_{2,5}$ i tre av de fire 'modell-byene' (for Trondheim er forholdet vel 2), se tabell 3.1, er denne mulige feilkilden av liten betydning i forhold til beregning av totalt antall helseeffekter og kostnader. Når kostnadene skal fordeles på ulike utslippskilder, må man være mer forsiktig. Et annet usikkerhetsmoment er at sammensetningen av PM_{10} til en viss grad er annerledes i Norge enn i de landene dose-respons funksjonene er funnet. Dette gjelder den fraksjonen av PM_{10} som skyldes oppvirvling av veistøv.

I tabell 4.1 er det listet opp koeffisientestimer for ulike dose-respons funksjoner for partikler (PM_{10}). I siste kolonne står det hvor funksjonen er hentet fra. Det er også angitt nedre og øvre estimer i den grad de eksisterer i studiene. Senere i rapporten undersøker vi effekten på totalkostnadene av å velge disse estimatene i stedet (gjelder først og fremst korttidseffekter). I andre tilfeller gjøres andre vurderinger av hva som er nedre og øvre grenser (se diskusjonen nedenfor og resultatene i avsnitt 6.2).

Tabell 4.1. Dose-respons funksjoner for PM_{10}

	Prosentvis endring i risiko pr. mg/m ³			Kilde
	lavt	middels	høyt	
Korttidseksponering:				
Framskyndet dødelighet (i.f.t. dødelighetsraten i bef.)	0,062	0,074	0,086	WHO (1997)
Sykehusinnleggelse pga. luftveislidelser	0,048	0,080	0,112	WHO (1997)
Øvre luftveissymptomer barn	*	0,12	*	EC (1997)
Nedre luftveissymptomer barn	0,185	0,324	0,464	WHO (1997)
Begrenset aktivitetsdag ^a (antall dager pr. person pr. år)	0,036	0,058	0,090	Ostro (1987) - se Rosendahl (1996)
Langtidseksponering:				
Framskyndet dødelighet - lunge-hjerte-kar	0,4	1,1	1,9	SFT (1998)
Framskyndet dødelighet - lungekreft	-0,7	1,1	3,0	SFT (1998)
Forekomst av bronkitt, barn	0	2,9	8,3	WHO (1997)
Forekomst av kronisk lungesykdom (COPD), voksne	0,5	1,1	1,7	Abbey m.fl. (1993) - se Rosendahl (1996)

* Ikke angitt

^a Denne funksjonen er uttrykt som endring i absolutt risiko.

Med ett unntak er funksjonene uttrykt som endring i prosentvis risiko. Som nevnt over, trenger vi derfor også kunnskap om basisrisikoen i populasjonen. Disse er angitt i Vedlegg A.

Grunnlaget for de enkelte dose-respons funksjonene er diskutert grundig i litteraturen, og det henvises til WHO (1997), SFT (1998) og EC (1997) for en nærmere gjennomgang. Rosendahl (1996) gir også en presentasjon av litteraturen og hvordan den kan anvendes på blant annet økonomisk aktivitet i Norge. I denne case-studien gis det kun en kort diskusjon av de viktigste dose-respons funksjonene over.

Funksjonene for framskyndet dødelighet er de to viktigste i tabell 4.1. Sammenhengen mellom korttidseksponering for PM_{10} og framskyndet dødelighet er godt dokumentert gjennom flere titalls studier over hele verden (f.eks. Schwartz (1993)). Koeffisienten i tabell 4.1 er et konsensus estimat basert på en gjennomgang av studiene som foreligger. Problemet med funksjonen er at det er vanskelig å vurdere hvor lang levetid som går tapt som følge av forurensningen. Det er imidlertid klart at det først og fremst er eldre og kronisk syke mennesker som rammes. AEA (1999) indikerer at gjennomsnittlig tap av levetid kan være et sted mellom to måneder og ett år.

Sammenhengen mellom langtidseksponering for PM_{10} og dødelighet er basert på to omfattende oppfølgingsstudier fra USA. Disse er presentert i WHO (1997) og gjennomgått av Folkehelsa (jf. SFT 1998). WHO angir at den ene av de to amerikanske studiene finner en økning i risiko for dødelighet generelt på 1,1% pr. $\mu g/m^3$ økning i PM_{10} . Den andre studien oppgir ingen estimat for PM_{10} , men estimatet for $PM_{2,5}$ er halvparten så høyt som det tilsvarende fra den første studien. Et rimelig koeffisientestimat for PM_{10} basert på begge studiene kan derfor være 0,8%. Det vil si omtrent 10 ganger større enn estimatet for korttidseksponering. Det er imidlertid viktig å presisere at usikkerheten er spesielt stor her, blant annet fordi det kun foreligger to studier å forholde seg til. På den annen side er tapt levetid mye større her enn ved korttidseksponering.

I SFT (1998) fokuserer Folkehelsa på risikoøkningen for død knyttet til spesifikke sykdommer, henholdsvis lunge-hjerte-kar sykdommer og lungekreft, basert på resultatene i de to amerikanske studiene. Disse dose-respons funksjonene er referert i tabell 4.1, og de brukes i den foreliggende studien. Ifølge SFT (1998) er antall tapte leveår knyttet til lunge-hjerte-kar dødsfall 7 år, mens for lungekreft er det 11 år. Vi legger forøvrig merke til at nedre estimat for funksjonen knyttet til lungekreft er negativ. Et negativt estimat indikerer at økt konsentrasjon gir *nedgang* i risikoen for å dø. Siden nedre estimat er negativt i denne funksjonen, er sammenhengen ikke statistisk signifikant ved 95% nivå. Dette er ikke kommentert i SFT (1998). Som vi skal se senere i rapporten får denne funksjonen uansett forholdsvis liten betydning.

Tolkningen av de amerikanske resultatene kan videre være forskjellig. I SFT (1998) stilles det opp ulike scenarier. I noen av scenariene tolkes resultatet slik at redusert PM_{10} -konsentrasjon i Norge *ikke* gir noen langtidsreduksjon i dødelighet. Sammenhengen skyldes i stedet andre faktorer, enten annen luftforurensning eller andre viktige faktorer som man ikke har klart å ta godt nok hensyn til i analysene. I de andre tolkningsscenariene ser man for seg ulike latenstider mellom eksponering og død. Det ene ytterpunktet er at virkningen er umiddelbar (for eksempel innen et år), mens det andre ytterpunktet er at det er ingen tilbakegang av dødsrisiko så lenge man har vært eksponert over en viss tid (for eksempel 25 år). I andre scenarier velges det ulike terskelverdier, eller det antas at størrelsen på koeffisienten i høy grad skyldes eksponering langt tilbake i tid. I SFT (1998) beregnes antall sparte liv ved å redusere PM_{10} -konsentrasjonen i Oslo med $1 \mu g/m^3$ under de forskjellige tolkningene. Det tas ikke stilling til hvilken av tolkningene som er mest realistisk.

På denne bakgrunn velger vi å gjennomføre beregninger for noen utvalgte tolkninger eller scenarier i SFT (1998). De totale samfunnsøkonomiske kostnadene av luftforurensning vil i stor grad avhenge av nettopp hvilken tolkning man her trekker. SFT anslår i sitt notat (SFT 1998) en gjennomsnittlig effekt basert på de ulike tolkningene. Dette er gjort i forståelse med Folkehelsa. Denne gjennomsnittlige effekten ville gitt noe lavere kostnad enn det som framkommer i hovedalternativet i studien.

Sammenhengene mellom langtidseksponering for PM₁₀ og utvikling av bronkitt hos barn eller kroniske lungesykdommer generelt hos voksne er de viktigste funksjonene når man ser bort fra dødelighet. Funksjonen for voksne er ikke inkludert i oversiktene hos WHO (1997), men er diskutert i rapporten uten noen spesiell vurdering. Den er tidligere blitt brukt av blant annet EPA (1995), se forøvrig Rosendahl (1996). I denne studien vil den bli behandlet på samme måte som funksjonen for dødelighet som følge av langtidseksponering. For begge funksjonene er det usikkert hvor lang tid det tar fra forurensningen reduseres til det slår fullt ut i redusert forekomst av sykdommen (jf. diskusjonen over om dødelighet). Det antas her at dette tar 10 år. Redusert forekomst av kroniske sykdommer er også antatt å slå ut i reduserte innleggelser på sykehus og færre uføretrygdede.

Til slutt, funksjonen for begrensede aktivitetsdager (BAD) er hentet fra Ostro (1987), men er også presentert i EC (1997). Der er den imidlertid uttrykt som endring i relativ risiko, mens den i tabell 4.1 er uttrykt som endring i absolutt risiko. Sistnevnte sammenheng er i Rosendahl (1996) utnyttet til å beregne effekter på utførte timeverk i økonomien (via sykefravær og nedsatt produktivitet). Derfor er denne varianten valgt her. Sammenhengen mellom BAD og timeverk er kort gjengitt i Vedlegg B. Sammenhengen mellom PM₁₀-konsentrasjon og sykefravær er forøvrig bekreftet i en egen studie fra Oslo (Hansen og Selte 1997).

4.1.2 NO₂

I den epidemiologiske litteraturen har helseeffekter av NO₂ ikke vært like framtreddende som effekter av partikler. Det har vært diskusjon om hvorvidt dette skyldes analyseproblemer eller ei, blant annet fordi kliniske studier og studier av innendørs NO₂-forurensning har påvist viktige effekter. Noen dose-respons funksjoner for utendørs NO₂ konsentrasjon har imidlertid blitt etablert de siste årene, og i tabell 4.2 er det stilt opp to funksjoner hentet fra EC (1997). Disse funksjonene er basert på studier der man har vært opptatt av å rendyrke effektene av NO₂, noe som kan være vanskelig i en byluft der mange ulike komponenter kan variere i takt. Dose-respons funksjonene for NO₂ er derfor antatt å komme i tillegg til de for PM₁₀. Denne forutsetningen kan imidlertid diskuteres.

Tabell 4.2. Dose-respons funksjoner for NO₂

	Prosentvis endring i risiko pr. mg/m ³			Kilde
	lavt	middels	høyt	
Korttidseksponering:				
Framskyndet dødelighet (i.f.t. dødelighetsraten i bef.)	0,01	*	0,04	EC (1997)
Sykehusinnleggelse pga. luftveislidelser	*	*	0,08	EC (1997)

* Ikke angitt

Sammenhengen mellom NO₂-konsentrasjon og dødelighet bygger på en omfattende studie av utvalgte europeiske byer (Touloumi og Katsouyanni 1996). Man fant økt risiko for dødelighet knyttet til hjerte- og karsykdommer som følge av økt NO₂-forurensning, mens tilsvarende resultater knyttet til dødelighet av luftveissykdommer var mer usikre. Koeffisienten i tabell 4.2 er knyttet til all dødelighet. Siden denne dose-respons funksjonen kun bygger på en studie, må sammenhengen sies å være betraktelig mer usikker enn den tilsvarende funksjonen for PM₁₀.

Siden det ikke er angitt noen middels verdi for funksjonene i tabell 4.2, benyttes gjennomsnittet av nedre og øvre estimat. Der hvor nedre estimat heller ikke er angitt, antas denne å være lik 0.

4.1.3 Terskelverdier og funksjonsform ved lave konsentrasjoner

Dose-respons funksjonene som er presentert i de to avsnittene over er relevante å bruke når man skal beregne endrede helseeffekter som følge av endret forurensning *gitt at forurensningsnivået er tilstrekkelig høyt* både før og etter endringen har funnet sted. Det vil imidlertid være delte meninger om hva som menes med tilstrekkelig høyt. WHO (1997) har på bakgrunn av den epidemiologiske litteraturen valgt å ikke lenger anbefale noen grenseverdi for partikler i og med at litteraturen ikke antyder noen terskelverdi. I regneeksempler anvendes dose-respons funksjoner på det totale konsentrasjonsnivået for å beregne akutte helseeffekter av en episode med høy luftforurensning. I et annet regneeksempel anvender WHO (1997) det *lokale* konsentrasjonsbidraget, som kommer på toppen av et bakgrunnsnivå på 10 µg/m³ (PM_{2,5}), for å beregne langtidseffekter av dette bidraget på bronkitt hos barn.

Samtidig framgår det av rapporten til WHO at middelkonsentrasjonene av PM_{2,5} i den ene av de to studiene av langtidseffekter på dødelighet varierte fra 11 til 29,6 µg/m³. Ved å sammenligne med konsentrasjonene i de fire 'modell-byene' i tabell 3.1 ser vi at kun Oslo er omtrent på nedre grense - de andre er godt under. Det kan derfor stilles kritiske spørsmål til å bruke denne funksjonen for å beregne effekter og kostnader av forurensning i Norge, ikke minst helt ned til null konsentrasjon.

Det kan være naturlig å skille mellom korttidseffekter og langtidseffekter her, noe WHO implisitt gjør i sine regneeksempler. Grunnen til det er at korttidseffekter studeres ved tidsserier der daglige observasjoner kan variere og av og til være lave selv om årsmiddelkonsentrasjonen er relativt høy. Langtidseffekter tar imidlertid utgangspunkt i årsmiddelkonsentrasjoner i ulike byer, og da er gjerne selv de minste observasjonene moderate. På tross av dette behandler vi korttids- og langtidseffekter likt i beregningene, ettersom vi ikke har noe vitenskapelig holdepunkt for denne hypotesen.

Det neste spørsmålet, gitt at dose-respons funksjonene ikke er gyldige helt ned til null, er hvordan man skal ta hensyn til dette i beregningene. For det første kan det diskuteres hvordan en eventuell terskel fungerer. En mulighet kan være at kun differansen mellom konsentrasjonen og terskelnivået er relevant og kan knyttes til dose-respons funksjonene. En annen mulighet er at når terskelen først overskrides blir den totale konsentrasjonen effektiv, slik at dose-respons funksjonen kan anvendes på det totale konsentrasjonsnivået. I så fall blir marginalkostnaden ved å gå fra en situasjon like under terskelnivået til en situasjon like over, svært høy. Gitt at den siste tolkningen er riktig, vil likevel både terskelnivå og

middelkonsentrasjon variere fra person til person, slik at marginalkostnaden i makroperspektiv blir jevnere.

Som nevnt vil terskelnivå variere fra person til person. Det er derfor lite trolig at man kan finne en terskelverdi som er lik i alle populasjoner. Det virker mer nærliggende å se for seg at helningen på dose-respons funksjonen kan avta mot null når man kommer under et bestemt konsentrasjonsnivå. På det nåværende stadium er det imidlertid umulig å konkretisere hvilket nivå dette skulle være og hvor fort funksjonen avtar.

Et annet problem som gjelder effekter av kortvarig eksponering er at årsmiddelkonsentrasjonen skjuler variasjonen over året. Dersom funksjonene ikke er gyldige i hele konsentrasjonsintervallet, vil graden av variasjon også være viktig for beregningen av helseeffekter.

I denne rapporten ønsker vi ikke å konkludere med hvorvidt terskelverdier eksisterer for partikler og hvordan de skal tas hensyn til. I stedet presenterer vi resultater for ulike forutsetninger. Disse er angitt i tabell 4.3. Selv om det ble antydnet at redusert helning på funksjonene virker mer sannsynlig enn absolutte terskelverdier, velger vi sistnevnte antakelse i beregningene. Ved å benytte ulike terskelverdier får vi likevel illustrert effekten av å redusere gyldigheten av dose-respons funksjonene. I hovedberegningene antar vi imidlertid en eventuell terskelverdi for årsmiddelkonsentrasjonen lik $7,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Denne er noe tilfeldig valgt, men samsvarer i henhold til Rosendahl (1999) med en maksimal døgnkonsentrasjon (over noen år) rundt $35 \mu\text{g}/\text{m}^3$, som er SFTs grenseverdi for 24 timer. Sammenlignet med konsentrasjonene i den epidemiologiske studien av dødelighet nevnt over, er denne terskelverdien forøvrig rundt halvparten av nedre intervallgrense for årsmiddelkonsentrasjoner.

Det som gir opphav til de største kostnadene er naturligvis forutsetningen om at dose-respons funksjonene er gyldige helt ned til null (T1). På den annen side vil forutsetningen om terskelverdi kombinert med den første antakelsen nevnt over om hvordan terskelverdien virker, gi opphav til de laveste kostnadene (T3). Vi vil i drøftingen av resultatene presentere effekten av å endre terskelnivået både under forutsetning T2 og T3 (se tabell 4.3).

Tabell 4.3. Ulike forutsetninger om terskelverdier for partikler (PM_{10})

Forutsetning T1	Ingen terskel for partikler. Dose-respons funksjonene er gyldige helt ned til null konsentrasjon.
Forutsetning T2	Terskel for PM_{10} ved $7,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Dose-respons funksjonene er gyldige for hele konsentrasjonsnivået dersom dette overstiger terskelnivået.
Forutsetning T3	Terskel for PM_{10} ved $7,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Dose-respons funksjonene er gyldige kun for differansen mellom konsentrasjonsnivået og terskelnivået.

Når det gjelder terskelverdier for NO_2 er det langt mindre sannsynlig at dose-respons funksjonene er gyldige ved lave konsentrasjoner. Både WHO og SFT anbefaler fortsatt grenseverdier for denne gassen. Det er imidlertid usikkert også for NO_2 hvordan dose-respons funksjonene virker ved lave konsentrasjoner. Vi vil derfor benytte forutsetning T2 og T3 for NO_2 parallelt med partikler, men forutsetning T1 er ikke aktuell for NO_2 . Vi velger å bruke en årsmiddelkonsentrasjon på $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ som terskel for NO_2 . Denne er funnet på samme måte

som for partikler - i henhold til Rosendahl (1999) samsvarer det med en maksimal timeskonsentrasjon på $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$, som er SFTs grenseverdi for 1 time.

Når vi beregner helseeffekter under forutsetning T2 og T3, bruker vi informasjonen illustrert i Figur 3.1 for de fire 'modell-byene'. For resten av landet har vi ikke slik informasjon om hvordan befolkningen i et tettsted fordeler seg på ulike konsentrasjonsnivåer. Som en tilnærming antar vi for PM_{10} at befolkningseksposeringen som gir opphav til helseeffekter i tettsteder med årsmiddelkonsentrasjon høyere enn $6,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$, reduseres proporsjonalt med resultatet for Trondheim når terskel innføres (Trondheim har omtrent lik årsmiddelkonsentrasjon som disse tettstedene). For andre tettsteder antar vi ingen helseeffekter ved forutsetningen om terskelverdi. I sensitivitetstester mot slutten lar vi imidlertid alle tettsteder med mer enn 15.000 innbyggere følge Trondheim på samme måte som over når terskelverdien er lavere enn $7,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$. For NO_2 ser vi kun på de fire 'modell-byene'.

En oppsummering av dette avsnittet er at spørsmålet om terskelverdier og funksjonsform ved lave konsentrasjoner er både vanskelig og svært avgjørende. Forutsetningene som er valgt kan synes noe tilfældige, og resultatene vil derfor spenne ut et mulighetsområde mer enn et bestemt nivå.

4.2 Verdsetting av helseskader

Helseskader er en samfunnsøkonomisk kostnad i den forstand at samfunnet eller det enkelte individ er villig til å gi avkall på materielt konsum for å unngå skadene. Kostnadene kan enten framstå som tradisjonelle markedsbaserte kostnader knyttet til sykefravær, sykehuskostnader etc., der faktiske priser eksisterer, eller som kostnader direkte knyttet til redusert livskvalitet.

Markedsbaserte kostnader kan verdsettes ved å utnytte priser i markedet, for eksempel prisen på arbeidskraft (dvs. lønnskostnad pr. timeverk). Det er imidlertid ikke gitt at denne gjennomsnittsverdien gir et riktig bilde av alternativverdien av mer arbeidskraft. Det henger sammen med at lønnskostnadene varierer mellom sektorer, og at sektorene ikke vokser/avtar proporsjonalt ved endringer i arbeidstilbudet. Dessuten kan det være imperfeksjoner eller andre forhold i sektorene som gjør at lønnskostnaden ikke er identisk med marginalverdien av økt arbeidskraft (slik den er i teorien). I tillegg kan det tenkes at fordelingen mellom konsum og sparing/investeringer ikke er optimal i utgangspunktet. Dersom det for eksempel av en eller annen grunn er underinvesteringer i økonomien, samtidig som en marginal produksjonsøkning påvirker forholdet mellom konsum og investeringer i retning av mer investeringer, kan nåverdien av økt produksjon være større enn den umiddelbare produksjonsverdien. Ved svært omfattende effekter kan det også oppstå prisendringer i økonomien, som kan gi opphav til annenordenseffekter. Rosendahl (1999) konkluderte imidlertid med at makroøkonomiske effekter var av liten betydning for helseeffekter av luftforurensning, slik at vi ser bort fra disse i denne studien.

Kostnader som gjelder direkte reduksjon i velferden til individer er mer problematisk å verdsette. Den vanligste framgangsmåten for å anslå slike kostnader er å utføre en metode kalt betinget verdsetting. Gjennom ulike typer intervjuer med et befolkningsutvalg forsøker en her å avdekke hvilken betalingsvillighet befolkningen har for å unngå eller fjerne en helserisiko (eller et annet miljøproblem). På den måten konstruerer man hypotetiske priser for goder som ikke omsettes i noe marked, men som er like viktig å inkludere. Andre metoder går enten ut

på å benytte ulike markedspriser til indirekte å anslå verdien av goder som ikke omsettes i markedet, eller å basere seg på eksplisitt eller implisitt verdsetting fra myndigheter eller ekspertpanel. Ved alle metodene kan det stilles spørsmålstegn, av metodisk og/eller etisk art. Metodene er presentert og diskutert av Kostnadsberegningssutvalget i NOU 1997:27 og NOU 1998:16 i deres utredning om nytte-kostnadsanalyser. Det er naturlig å ta utgangspunkt i utvalgets konklusjoner i den grad de foreligger. I denne studien gjelder det kostnaden av økt dødelighet, som er den viktigste helseeffekten.

Et generelt problem ved verdsetting av helseskader basert på dose-respons funksjoner er at man må være oppmerksom på faren for dobbelttelling. Det er i første rekke to mulige kilder. For det første opereres det med helseeffekter av både korttids- og langtidseksponering for forurensning, og noen effekter kan oppstå som følge av begge former for eksponering (se for eksempel dødelighet i tabell 4.1). Man må dermed vurdere hvorvidt disse effektene er additive eller ikke. I denne studien velger vi en forsiktig antakelse og antar at effektene ikke er additive (se neste kapittel).

For det andre beskriver dose-respons funksjonene både konkrete diagnoser (for eksempel kronisk bronkitt, øvre luftveissymptom etc.) og sosiale responser på sykdom (for eksempel sykefravær, sykehusinnleggelse etc.), og det kan være vanskelig å vurdere sammenhengen mellom disse. Dersom diagnosene og de sosiale responsene verdsettes hver for seg og deretter adderes, risikerer man derfor å telle noen kostnader to ganger. For eksempel kan det tenkes at verdsettingsestimatene som anvendes for kronisk bronkitt inkluderer tapte arbeidsinntekter fra sykefravær og kostnader forbundet med å ligge på sykehus. Det kan også tenkes at verdsettingsestimatet som anvendes for sykehusinnleggelse inkluderer hele sykdomsfasen, ikke bare døgnene på sykehus. Disse vurderingene må gjøres for hver enkelt effekt som skal verdsettes. Likevel er det klart at sluttresultatet i liten grad avhenger av om man tar hensyn til dette problemet eller ikke. Det skyldes at det er to effekter (dødelighet og kroniske lungesykdommer) som til sammen utgjør minst 95 prosent av de totale kostnadene knyttet til helseeffekter av luftforurensning.

I tabell 4.4 er det listet opp hvilke kostnadsanslag som blir brukt i denne studien for ulike helseeffekter. Nedre og øvre grense er angitt for de to viktigste effektene. Markedsbaserte kostnader er knyttet til tapte timeverk (som følge av begrensede aktivitetsdager, se Vedlegg B) og sykehuskostnader. Kostnadsanslagene er basert på faktiske priser fra tilgjengelig statistikk (jf. Rosendahl (1996)).

Tabell 4.4. Kostnadsanslag for ulike helseeffekter

	1.000 1997-Nkr ^a pr. helseeffekt	Kilde
Markedsbaserte kostnader:		
▪ Tapte timeverk	0,165	Statistisk sentralbyrå (1998)
▪ Sykehuskostnader pr. døgn	3,78	Rosendahl (1996)
Andre velferdskostnader:		
▪ Framskyndet dødsfall		
<i>A1. Verdien av et statistisk liv</i>	11.300 (4.500 - 28.200)	NOU 1998:16
<i>A1. Verdien av et tappt leveår</i>	517	Basert på verdien av et statistisk liv
▪ Forekomst av kronisk lunge- sykdom, voksne	1.800 (1.000 - 2.900)	EPA (1995) ^b
▪ Forekomst av bronkitt, barn	1.800 (1.100 - 2.900)	EPA (1995) ^b
▪ Liggedøgn på sykehus	4,6	EC (1997) ^b
▪ Dager med øvre luftveissymptomer, barn	0,2	Navrud (1997)
▪ Dager med nedre luftveissymptomer, barn	0,5	Navrud (1997)

^a Der hvor kildene har brukt andre mål enn 1997-Nkr, er det brukt valutakurser ved utgangen av 1997 og konsumprisindeks (Statistisk sentralbyrå 1998).

^b For disse estimatene er de markedsbaserte kostnadene trukket fra i forhold til betalingsvillighetsestimatene i kildehenvisningen.

Den direkte velferdskostnaden av framskyndet dødsfall er som nevnt basert på NOU 1998:16 (gjelder også nedre og øvre grense). I den internasjonale litteraturen fins det mangfoldige studier som forsøker å anslå nettopp verdien av et statistisk liv (f.eks. Jones-Lee m.fl. (1985)). I forbindelse med luftforurensning kan man spørre i hvilken grad dødstidspunktet framskyndes. Mens akutte effekter trolig reduserer levetida med gjennomsnittlig opp til et år (AEA 1999), vil langtidseffekten kunne medføre en signifikant reduksjon i levetida, nærmere bestemt rundt 7 år (SFT 1998). Dette er likevel atskillig mindre enn tapte leveår ved trafikkulykker, som ofte har vært basis for verdsetting av et statistisk liv.

Det er derfor naturlig at det stilles spørsmål ved å bruke samme verdsetting av statistisk liv i forbindelse med luftforurensning som ved trafikkulykker, spesielt når det gjelder akutte effekter av luftforurensning. Et alternativ som er dukket opp er å beregne kostnaden av tapte leveår. Dette diskuteres også av Kostnadsberegningssutvalget. Usikkerheten rundt dette alternativet er imidlertid enda større og kunnskapsgrunnlaget mindre. En mulighet er å ta utgangspunkt i de undersøkelsene som er gjort på verdien av et statistisk liv, beregne forventet gjenværende levetid i den aktuelle konteksten (som ofte har vært trafikkulykker), og fordele totalverdien på de gjenværende leveårene (gjør ved å diskontere framtidige leveår). Den enkleste fordelingsprosedyren vil være å la hvert år telle likt, slik at 10 tapte leveår er verdt 10 ganger mer enn ett tappt leveår (eventuelt justert for diskontering). Det er imidlertid mange problemer med en slik prosedyre. For det første er det lite empirisk grunnlag for en slik grov fordeling på tapte leveår. Jones-Lee m.fl. (1985) fant at personer i alderen 40-50 år oppgav høyest betalingsvillighet for reduksjoner i dødelighetsrisiko, mens personer på 25 og 70 år oppgav omtrent 20 prosent lavere betalingsvillighet. Dette henger blant annet sammen med hvilken budsjettbetingelse man står overfor, men også at verdien av å beholde livet ikke bare er knyttet til antall gjenværende leveår. Det virker derfor inkonsistent å bruke resultater fra studier av gjennomsnittlig betalingsvillighet til å beregne en enhetlig verdi på et tappt

leveår. For det andre er det etisk problematisk nok å skulle sette en verdi på et statistisk liv om en ikke også skal verdsette livet i tidsenheter. Selv om det kan høres rimelig ut å satse mer på forebyggende arbeid blant unge enn blant eldre, fører en slik mekanisk prosedyre til en for ekstrem forskjellsbehandling av grupper av mennesker.

AEA (1999) velger likevel å bruke denne framgangsmetoden i sin beregning av samfunnsøkonomiske kostnader av luftforurensning. Det fører til en mye lavere verdsetting av framskyndet dødsfall som følge av korttidseksponering, men forskjellen er mindre for effektene av langtidseksponering som teller klart mest i resultatene. NERA (1997) velger i stedet å justere anslagene for verdien av et statistisk liv slik at dødsfall som rammer personer over 70 (80) år blir verdsatt 15 (50) prosent lavere enn for personer under 70 år. Samtidig verdsettes dødsfall som følge av luftforurensning høyere enn dødsfall i trafikken (ved gitt alder) på grunn av ulike omstendigheter (blant annet knyttet til frivillighet). EPA (1995) velger å verdsette dødsfall for personer over 65 år 25 prosent lavere enn verdien som brukes for personer under 65 år. Dette estimatet er likevel høyere enn det som anbefales av Kostnadsberegningsutvalget (NOU 1998:16).

Kostnadsberegningsutvalget oppsummerer med å skrive at "verken forutsetningen om ingen variasjon med levealder eller forutsetningen om proporsjonal variasjon med levealder vil trolig holde fullt ut". Vi vil derfor i denne studien undersøke effekten av begge disse forutsetningene, og hevde at svaret ligger et sted imellom. Verdien av et tapt leveår beregnes ved å fordele verdien av et statistisk liv på 39 år (halvparten av forventet levealder for nyfødte i Norge - Statistisk sentralbyrå 1998), ved en risikofri diskonteringsrente på 3,5 prosent (se neste avsnitt). Det gir 517 tusen kroner pr. leveår. Kostnaden pr. dødsfall settes lik nåverdien av tapte leveår. Denne blir da redusert til 5 prosent for akutte effekter (antar tapte leveår lik 1, da akutte effekter normalt rammer personer som har kort forventet levetid), og til 29 og 43 prosent for henholdsvis langtidseffekter på lunge-hjerte-kar og lungekreft.

Velferdskostnaden ved bronkitt og andre kroniske lungesykdommer er basert på EPA (1995). EPA tar også utgangspunkt i dose-respons funksjonene fra Abbey mfl. (1993) for kroniske lungesykdommer (se tabell 4.1), og forsøker å verdsette denne effekten. EPA baserer seg på ulike betalingsvillighetsstudier for både svært alvorlige og mindre alvorlige sykdomstilfeller, og kommer fram til midtre, nedre og øvre estimater. I mangel av gode verdsettingsestimater for forekomsten av bronkitt hos barn, velger vi å bruke samme estimater som for voksne.⁷ Siden estimatene bygger på amerikanske studier, er det grunn til å tro at deler av betalingsvilligheten knytter seg til tapte arbeidsinntekter og økte sykehusutgifter etc. (det vil si sosiale responser), som bare i liten grad belastes offentlige budsjetter i USA (jf. diskusjon i EPA (1995)). For å unngå dobbelttelling har vi derfor beregnet de markedsbaserte kostnadene, det vil si de som knytter seg til redusert arbeidstilbud og flere sykehusinnleggelser som følge av økt forekomst av kroniske sykdommer, og trukket dette fra estimatene fra betalingsvillighetsstudiene. Da står vi igjen med et mål på verdsettingen av den fysiske plagen ved sykdommen. Ved beregningen av de markedsbaserte kostnadene har vi tatt nåverdien over 25 år etter at sykdommen inntreffer (EPAs estimater er også et mål på nåverdien over hele sykdomsforløpet). Kostnadene knyttet til flere uføretrygdete er relatert til kroniske sykdommer hos voksne, mens kostnadene knyttet til flere liggedøgn er fordelt likt på barn og

⁷ Her opererer EC (1997) med et merkelig lavt anslag for bronkitt hos barn, nemlig 28 ECU (eller 240 kroner). Samtidig står det i teksten at ingen monetær verdi ble funnet i litteraturen for blant annet langvarig luftveissykdom. Spørsmålet er om bronkitt hos EC oppfattes annerledes enn det som er beskrevet i WHO (1997), der man beskriver helseeffekten som antall barn med bronkitt-symptomer.

voksne. Det viser seg at de markedsbaserte kostnadene kun utgjør vel 5 prosent av de totale kostnadene som reflekteres ved betalingsvillighetsestimaterne.

Velferdskostnadene pr. døgn på sykehus anslås basert på EC (1997).⁸ Her oppgis en kostnad pr. innleggelse, og vi dividerer dette med gjennomsnittlig antall liggedøgn pr. innleggelse for luftveissykdommer (dvs. 5,96 - se Statistisk sentralbyrå (1995)). Siden ECs estimat trolig inkluderer sykehusutgifter, som er inkludert i første del av tabell 4.4, trekkes disse ifra. Resultatet vi ender opp med virker unaturlig høyt - det sier at folk er villige til å betale 4.600 kroner for å slippe et døgn på sykehus. Det er derfor rimelig å tro at de spurte har sett for seg hele sykdomsfasen. Det er en viss risiko for overlapping mellom dette estimatet og kostnaden knyttet til kroniske lungesykdommer diskutert over. Funksjonen for sykehusinnleggelse inkluderer imidlertid også andre luftveissykdommer. I tillegg er det andre forhold som gjør at overlappingen trolig er liten (se Rosendahl 1996). Siden denne effekten også har svært liten effekt på sluttresultatet, lar vi dette problemet ligge.

Kostnaden for de to siste helseeffektene, øvre og nedre luftveissymptomer, er basert på en betinget verdsetting studie av Navrud (1997). Han finner estimater for blant annet ulike typer "lettere" luftveissymptomer, og betalingsvilligheten for selv å unngå symptomet varierer mellom 99 kroner pr. dag (hoste og sår hals) og 267 kroner pr. dag (pustebesvær) (for astmaanfall er betalingsvilligheten ca. 10 ganger større). Tilsvarende betalingsvillighet for egne barn er omtrent dobbelt så stor. Utfra Navruds resultater anslås kostnaden ved øvre og nedre luftveissymptomer for barn å være henholdsvis 200 og 500 kroner pr. dag. Det er liten grunn til å tro at det er overlapping mellom disse estimatene og verdiene for sykefravær og sykehusinnleggelse. Uansett er de så små at de har marginal betydning.

4.3 Verdsetting av framtidige effekter

Når kostnader helt eller delvis framkommer på senere tidspunkt, må det beregnes en nåverdi av de totale kostnadene i dag og i framtida. I en slik beregning må en ta stilling til hva som er riktig diskonteringsrente. Dette er også diskutert utførlig av Kostnadsberegningssutvalget (NOU 1997:27; NOU 1998:16). Utvalget tilrår en risikofri diskonteringsrente på 3,5 prosent pr. år (reelt). I tillegg kommer et eventuelt risikotillegg som avhenger av om kostnader og gevinster samvarierer med avkastningen ellers i økonomien. I vårt tilfelle dreier usikkerheten seg om størrelsen på framtidige helseeffekter knyttet til dagens utslipp. Usikkerheten er derfor ikke knyttet til hvordan samfunnet utvikler seg framover, men til mangel på kunnskap om hvordan forurensning påvirker helsa vår. Det er dermed ikke naturlig å inkludere noe risikotillegg i en slik isolert beregning som denne. Noe annet ville vært tilfellet dersom man skulle vurdere tiltak mot forurensning med usikker framtidig effekt på trafikkutvikling etc. (se Rosendahl 1999).

Et annet viktig poeng ved verdsetting av helsegevinster i framtida er at betalingsvilligheten for å unngå konkrete helseskader sannsynligvis vil stige etter hvert som inntekten stiger. Denne utviklingen er tydelig i dagens samfunn, der etterspørselen etter helsetjenester er sterkt voksende. Dette henger sammen med at når det materielle forbruket vokser, vil forholdet mellom marginalnytt av økt forbruk og marginalnytt av bedre helse trolig avta. Det vil si at man vil gi avkall på større materielt forbruk i bytte mot å unngå en konkret sykdom eller å redusere risikoen for å dø. Det er rimelig å anta at dette vil gjelde selv om den generelle

⁸ En betinget verdsetting studie fra blant annet Norge er i ferd med å avsluttes (ledes i Norge av Ståle Navrud).

helsetilstanden også vil bedres over tid. Dette forholdet mellom inntekt og betalingsvillighet kommer tydelig fram i studier av verdien av et statistisk liv. Både folks betalingsvillighet og myndigheters implisitte verdsetting er sterkt korrelert med bruttonasjonalproduktet i landet (se for eksempel Dowrick m.fl. (1998)). Det er likevel vanskelig å anslå hvor mye kostnaden ved helseskader vil stige pr. år. Et mulig anslag kan være at veksten vil være lik veksten i BNP pr. innbygger, slik at betalingsvilligheten er proporsjonal med inntekten. Et mer forsiktig anslag kan være å opphøye veksten i BNP pr. innbygger i et tall mindre enn 1. Disse to alternativene er brukt av Pearce and Crowards (1996), der eksponenten i siste tilfellet er 0,35. Noen av de markedsbaserte kostnadsanslagene kan også stige over tid. De reelle lønnskostnadene pr. timeverk har for eksempel steget med 3 prosent pr. år i perioden 1993-97 (Statistisk sentralbyrå 1998). På lang sikt er reallønnsveksten nært knyttet til produktivitetsforbedringene av arbeidskraften.

Vi vil anta i denne studien at verdsettingsestimatene (inkludert markedsbaserte priser)⁹ øker proporsjonalt med BNP pr. innbygger. Basert på det siste Langtidsprogrammet fra Finansdepartementet (St.meld. nr. 4) antar vi en økonomisk vekst pr. innbygger på 1,5 prosent i perioden 1995-2010, og 1,0 prosent deretter. I praksis innebærer dette at diskonteringsrenta for gevinster fram til 2010 blir 2,0 prosent (3,5 - 1,5 prosent) når kostnaden pr. effekt holdes konstant. Se forøvrig diskusjonen i Kostnadsberegningsutvalget (NOU 1998:16, kap. 3.5.2), som anbefaler å justere framtidige priser framfor å bruke ulike diskonteringsrenter ved slike problemer.

⁹ Alle realpriser kan selvfølgelig ikke stige over tid. De markedsbaserte prisene det her er snakk om dreier seg imidlertid først og fremst om lønnskostnader, som normalt stiger raskere enn det generelle prisnivået (se over).

5 Beregninger av fysiske helseeffekter

I forrige kapittel ble det gjort grundig rede for hva beregningene av helseeffekter er basert på, og det har vært antydning i grove trekk hvordan beregningene gjøres. Vi vil nå beskrive i detalj hvordan dette er foretatt. Tabell 5.1 viser hvilke alternative forutsetninger som blir studert, og det angis hvilket alternativ som er valgt som hovedalternativ. Alternativ 1 og 2 fungerer som henholdsvis nedre og øvre grense.

Tabell 5.1. Ulike valg av forutsetninger i beregningene av fysiske effekter

	Hovedalternativ	Alternativ 1 (nedre grense)	Alternativ 2 (øvre grense)
Lokale PM ₁₀ -bidrag utenom de fire 'modell-byene'	<i>Se avsnitt 3.2</i>	- 1 µg/m ³	+ 1 µg/m ³
Terskel for NO ₂ ^a	20 µg/m ³		Ingen terskel
Terskel for PM ₁₀ ^a	<i>Se tabell 4.3</i>	15 µg/m ³	
Korttidseffekter av PM ₁₀	Middels estimat i tabell 4.1	Nedre estimat i tabell 4.1	Øvre estimat i tabell 4.1
Langtidseffekter av PM ₁₀ - på kroniske sykdommer	Middels estimat i tabell 4.1	Ingen effekt	Øvre estimat i tabell 4.1
Langtidseffekter av PM ₁₀ - på dødelighet	Gradvis virkning ^b	Ingen effekt	Øyeblikkelig virkning
Effekter av NO ₂	Middels estimat i tabell 4.2	Nedre estimat i tabell 4.2	Øvre estimat i tabell 4.2

^a Terskelverdiene relateres til årsmiddelkonsentrasjoner.

^b Gradvis reduksjon i risiko over 5 år for lunge-hjerte-kar, og 30 års latenstid for lungekreft.

5.1 Framgangsmåte for beregninger

De fysiske helseeffektene (ΔH) i de ulike byer og tettsteder beregnes på følgende måte:

$$\Delta H = \text{BEF} * \Delta K * (\text{DRF} * 0,01) * \text{RISK}$$

der ΔK angir den befolkningsveide årsmiddelkonsentrasjonen (eller endringen i denne) i byen/tettstedet. Ved terskelverdi må ΔK justeres i tråd med tabell 4.3 og fordelingen av årsmiddelkonsentrasjoner vist i figur 3.1. DRF angir koeffisientestimatet fra dose-respons funksjonene i tabell 4.1 eller tabell 4.2, og RISK basisrisikoen i befolkningen (målt pr. innbygger, se Vedlegg A - for noen funksjoner er RISK ikke med). For de fleste helseeffektene gjelder funksjonen over effekter pr. år. For kroniske sykdommer gjelder funksjonen imidlertid *forekomsten i befolkningen*. Siden kroniske lungesykdommer er antatt å oppstå på bakgrunn av konsentrasjoner over 10 år (se avsnitt 4.1.1), divideres resultatet med 10 for å finne årlige nye tilfeller av slike sykdommer.

Alternativene som er listet opp i tabell 5.1 gjenspeiler en del av usikkerheten ved de fysiske beregningene. For det første er årsmiddelkonsentrasjonen usikker, spesielt utenom de fire 'modell-byene'. Vi undersøker derfor effekten av å øke eller redusere det lokale bidraget til konsentrasjonen med 1 µg/m³ (i mindre tettbygde strøk kan ikke det lokale bidraget bli mindre enn i hovedalternativet, der det er satt lik 0). Videre undersøker vi effekten av ulike

terskelverdier for PM₁₀ og NO₂ (se diskusjonen i avsnitt 4.1.3). Usikkerhet ved dose-respons funksjonene er ikke bare knyttet til eventuelle terskelverdier, men også til størrelsen på koeffisientene og tolkningen av funksjonene. I tabell 5.1 er det listet opp hvilke alternativer vi vurderer. Funksjonene er delt inn i grupper etter viktighet og usikkerhet. Usikkerheten ved kortidseffekter av PM₁₀ vurderes samlet, det samme gjelder usikkerheten ved effekter av NO₂. I begge tilfellene anvendes middels-estimatene fra tabell 4.1 og tabell 4.2 som hovedalternativ, mens nedre og øvre estimater anvendes som nedre og øvre grense i beregningene. Usikkerheten ved langtidseffekter av PM₁₀ på kroniske sykdommer studeres for seg. Her benyttes også middels- og øvre estimatet som henholdsvis hovedalternativ og øvre grense, mens som nedre grense antas det ingen effekt (på grunn av relativt større usikkerhet ved disse funksjonene).¹⁰ Av samme årsak antas det også null effekt som en nedre grense for langtidseffekten på dødelighet (korttidseffekten på dødelighet gjelder imidlertid fortsatt). Her er hovedalternativet en gradvis reduksjon av risiko over 5 år for død knyttet til lunge-hjerte-kar sykdommer, og 30 års latenstid (tid mellom eksponering og død) for lungekreft. Som øvre grense antas det øyeblikkelig virkning. Disse ulike alternativene er presentert i SFT (1998). I oppstillingen av fysiske effekter i tabell 5.2 vil alle disse alternativene se like ut (unntatt alternativ 1), siden tidsperspektivet ikke er med i tabellen. I beregningene av samfunnsøkonomiske kostnader tas det imidlertid hensyn til tiden mellom utslipp og effekt ved at framtidige helseeffekter neddiskonteres.

5.2 Resultater

I tabell 5.2 er det vist hvilke årlige helseeffekter som er forbundet med dagens forurensningsnivå i Norge under de tre ulike forutsetningene om terskelverdier som er angitt i tabell 4.3. Som følge av den store usikkerheten ved mange andre forutsetninger som er gjort, må anslagene tolkes svært forsiktig. Tabell 5.3 presenterer hvordan antall framskyndet dødsfall av langtidseksponering for PM₁₀ er fordelt på de fire 'modell-byene', andre større tettsteder og resten av Norge, under de tre ulike forutsetningene om terskelverdier. De andre effektene av PM₁₀ vil fordele seg prosentvis helt likt, mens effektene av NO₂ vil fordele seg noe annerledes.

¹⁰ Nedre estimat i tabell 4.1 brukes dermed ikke for disse funksjonene.

Tabell 5.2. Anslag på årlige helseeffekter av luftforurensning i Norge ved ulike forutsetninger om terskelverdier

	Forutsetning T1 ^a	Forutsetning T2 ^b	Forutsetning T3 ^c
<i>Korttidseksponering:</i>			
Framskyndet dødsfall (PM ₁₀)	220	120	55
Liggedøgn (PM ₁₀)	1.600	860	390
Øvre luftveissymptomer, barn (PM ₁₀)	160	85	39
Nedre luftveissymptomer, barn (PM ₁₀)	13	7	3
Tapte timeverk (PM ₁₀)	2,1 mill.	1,2 mill.	530.000
Framskyndet dødsfall (NO ₂)	42	42	15
Liggedøgn (NO ₂)	440	440	160
<i>Langtidseksponering:</i>			
Framskyndet dødsfall - lunge-hjerte-kar (PM ₁₀)	2.050	1.100	510
Framskyndet dødsfall - lungekreft (PM ₁₀)	160	85	39
Nye tilfeller av bronkitt, barn (PM ₁₀)	980	540	250
Nye tilfeller av kronisk lungesykdom, voksne (PM ₁₀)	1.200	670	310
Liggedøgn (PM ₁₀ -langtidseffekt)	12.000	6.800	3.100
Tapte timeverk (PM ₁₀ -langtidseffekt)	470.000	260.000	120.000

^a Ved forutsetning T1 antas det ingen terskel for PM₁₀, men terskel for NO₂ lik 20 µg/m³. Her antas terskelen å virke på samme måte som under forutsetning T2.

^b Ved forutsetning T2 antas det en terskel for PM₁₀ ved 7,5 µg/m³, og en terskel for NO₂ lik 20 µg/m³. Dose-respons funksjonene antas å være gyldige for hele konsentrasjonsnivået dersom dette overstiger terskelnivået.

^c Ved forutsetning T3 antas det en terskel for PM₁₀ ved 7,5 µg/m³, og en terskel for NO₂ lik 20 µg/m³. Dose-respons funksjonene antas å være gyldige kun for differansen mellom konsentrasjonsnivået og terskelnivået.

Tabell 5.3. Anslag på antall framskyndet dødsfall av langtidseksponering for PM₁₀ fordelt geografisk ved ulike forutsetninger om terskelverdier.

	Forutsetning T1	Forutsetning T2	Forutsetning T3	Befolkning (%)
Norge	2.200 (100%)	1.200 (100%)	550 (100%)	100%
Oslo	600 (27%)	600 (49%)	330 (60%)	11%
Bergen	140 (6,3%)	110 (9,1%)	43 (7,8%)	4,4%
Trondheim	85 (3,8%)	60 (5,0%)	21 (3,9%)	3,1%
Drammen	41 (1,9%)	35 (2,9%)	13 (2,3%)	1,2%
Andre tettsteder med mer enn 15.000 innb.	660 (30%)	410 (34%)	140 (26%)	25%
Resten av Norge	690 (31%)	0	0	55%

Før vi kommenterer omfanget av de enkelte helseeffektene, kan det være hensiktsmessig å undersøke hvorvidt de ulike forutsetningene om terskelverdier gir opphav til veldig ulike resultater. I tabell 5.2 legger vi merke til at betydningen av hvilken forutsetning vi velger er stor. Ved å gå fra antakelsen om ingen terskelverdi for partikler (T1), blir helseeffektene nesten halvert når vi antar null effekt for individer eksponert for årsmiddelkonsentrasjon under terskelverdien på 7,5 µg/m³ men full effekt over (T2). Når vi går videre til å anta at funksjonene kun er relevante for differansen mellom konsentrasjonsnivået og terskelverdien (T3), blir effektene ytterligere halvert.

Det samme mønsteret ser vi ikke når vi studerer resultatene for de enkelte geografiske områdene i tabell 5.3. For Oslo betyr det ingenting om vi velger forutsetning T1 eller T2.

Dette henger sammen med at nesten ingen i hovedstaden er eksponert for årsmiddelkonsentrasjoner lavere enn terskelverdien, slik at dose-respons funksjonene anvendes på hele konsentrasjonsnivået i både T1 og T2. I de tre andre 'modell-byene' er det mellom 25 og 50 prosent som er eksponert for årsmiddelkonsentrasjoner lavere enn terskelnivået, slik at her er forskjellen mellom T1 og T2 viktig, men ikke like stor som på nasjonalt nivå. Det samme gjelder øvrige større tettsteder i Norge. I resten av landet, derimot, har vi antatt at befolkningen kun er utsatt for bakgrunnsnivåer, som er lavere enn $7,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$. I disse områdene finner vi derfor kun helseeffekter under forutsetning T1. Den største forskjellen mellom T2 og T3 får vi i tettsteder der mange individer er eksponert for årsmiddelkonsentrasjoner rett over terskelnivået. Dette gjelder spesielt i byer utenom Oslo, men også i hovedstaden blir effektene nesten halvert fra T2 til T3.

Oslos andel av de totale helseeffektene av luftforurensning i Norge er høy, og varierer mellom 27 og 60 prosent avhengig av forutsetning om terskelverdi. Til sammenligning utgjør Oslos befolkning 11 prosent av Norges innbyggertall. De tre andre 'modell-byene' har en samlet befolkningsandel på nesten 9 prosent, mens helseeffektene av luftforurensning varierer mellom 12 og 17 prosent. Ved kun å fokusere på de fire byene med gode spredningsmodeller, der 20 prosent av Norges befolkning bor, får vi dermed inkludert mellom 40 og 75 prosent av helseeffektene av luftforurensning i Norge.

Vi vil nå se på hvilke helseeffekter dagens luftforurensning kan gi opphav til i Norge, på basis av våre forutsetninger. Husk at disse kan være svært diskutabelt, spesielt når det gjelder effektene av langtidseksponering. Vi finner spesielt at langtidseksponeringen for partikler årlig kan framskynde flere hundre dødsfall. Ved disse dødsfallene kan antall tapte leveår være gjennomsnittlig rundt 7 år. Tiden mellom eksponering og effekt kan imidlertid være lang, slik at dødsfall i år er knyttet til historiske konsentrasjoner, mens dagens konsentrasjon bidrar til å øke risikoen i framtida. Anslagene over kan enten tolkes som effekter i år gitt at forurensningen i tidligere år hadde vært på størrelse med dagens forurensning, eller som totale effekter i framtida forårsaket av årsmiddelkonsentrasjonen i år (den siste varianten anvendes i kostnadsberegningene).

Framskyndet dødsfall som følge av korttidseksponering for PM_{10} er omtrent en tiendedel av langtidseffekten. Det er usikkert om korttids- og langtidseffektene på dødelighet er additive, eller om noe av langtidseffekten fanges opp i studiene av korttidseffekter. For å unngå dobbelttelling vil vi derfor i fortsettelsen trekke 10 prosent fra effektene av langtidseksponering (som imidlertid kan oppstå gradvis i løpet av noen år). Effektene av NO_2 eksponering på dødelighet er mellom en tredel og en femdel av korttidseksponeringen for PM_{10} .

Langtidseksponering for partikler kan også, under de forutsetninger som er valgt, føre til at flere hundre barn og voksne hvert år utvikler bronkitt eller en annen kronisk lungesykdom. Her kan det også være lang tid mellom eksponering og effekt.

Vi merker oss ellers at luftforurensningen kan føre til et bortfall av flere hundre årsverk (først og fremst knyttet til korttidseksponering for PM_{10}), og til flere tusen ekstra døgn på sykehus (hovedsakelig som følge av flere kroniske lungesykdommer). Økningen i antall luftveissymptomer hos barn virker merkelig lav sammenlignet med økningen i mer alvorlige helseeffekter.

6 Beregninger av samfunnsøkonomiske kostnader

I dette kapitlet tar vi utgangspunkt i beregningene av fysiske effekter i forrige kapittel, og beregner de tilhørende samfunnsøkonomiske kostnader. Framgangsmåten er beskrevet i førstkomende avsnitt. I tabell 6.1 er det angitt hvilke alternative forutsetninger som undersøkes, med angitt hovedalternativ og nedre og øvre grense (Alternativ 1 og 2).

6.1 Framgangsmåte for beregninger

Kostnadene av korttidseffektene av luftforurensning beregnes rett fram ved å multiplisere de fysiske effektene med kostnadsanslagene per effekt i tabell 4.4. Effektene av langtidseksposering opptrer mer eller mindre først etter noen år. Det tar vi hensyn til ved å diskontere framtidige effekter av dagens konsentrasjonsnivå, samtidig som kostnadsanslagene per effekt justeres i takt med økonomisk vekst (se diskusjonen i avsnitt 4.3). Dette innebærer for eksempel at kostnadene av langtidseksposering for PM₁₀ på dødelighet er avhengig av hvor lang tid det tar før effektene slår ut - ikke bare totalomfanget over tid.

Som nevnt i avsnitt 4.2 velger vi å beregne kostnadene ved framskyndet dødsfall på to måter - ved å bruke verdien av et statistisk liv og ved å verdsette tapte leveår. Ingen av framgangsmåtene anses som fullgode; vi velger derfor ikke noe konkret hovedalternativ, men antar at kostnadene ligger et sted imellom. I sensitivitetsanalysene ser vi ellers på ulike valg av estimer for verdien av et statistisk liv (som også har implikasjoner for verdien av et tapt leveår), og for ulike kostnadsanslag for kronisk lungesykdom. Dette er de to viktigste helseeffektene. Vi studerer også effekten av null diskonteringsrente, og av ingen justering av kostnadsanslagene over tid.

Tabell 6.1. Ulike valg av forutsetninger i de økonomiske beregningene

	Hovedalternativ	Alternativ 1 (nedre grense)	Alternativ 2 (øvre grense)
<i>Kostnaden ved framskyndet dødsfall</i>		<i>Verdsetter tapte leveår</i>	<i>Verdsetter tap av statistisk liv</i>
Verdien av et statistisk liv	Middels estimat i tabell 4.4	Nedre estimat i tabell 4.4	Øvre estimat i tabell 4.4
Kostnaden ved bronkitt/kronisk lungesykdom	Middels estimat i tabell 4.4	Nedre estimat i tabell 4.4	Øvre estimat i tabell 4.4
Diskonteringsrente per år	3,5%		0% ^a
Justeringsrate per år av kostnadsanslagene	1,5%	0%	

^a I dette tilfellet settes justeringsraten også lik 0%, slik at ikke nåverdien av framtidige effekter overstiger verdien av tilsvarende effekter i nåtida.

6.2 Samfunnsøkonomiske kostnader av luftforurensning i Norge

I tabell 6.2 presenteres våre anslag på de samfunnsøkonomiske kostnadene av helseeffekter knyttet til luftforurensning i Norge. Anslagene er gitt for hver av de tre forutsetningene om terskelverdi som ble benyttet i forrige kapittel, og for de to ulike verdsettingene av framskyndet dødsfall. Dette forårsaker et stort sprik i totalresultatene - høyeste anslag er ti ganger større enn laveste. Senere i dette avsnittet vil vi diskutere betydningen av andre

forutsetninger som også er usikre. I tabell 6.3 viser vi hvordan kostnadene fordeler seg på de fire 'modell-byene', andre større tettsteder og resten av Norge.

Vi ser av tabell 6.2 at luftforurensningen i Norge kan forårsake kostnader i størrelsesorden 2,5 til 28 milliarder kroner årlig. Deler av kostnadene påføres oss fra utenlandske utslipp, noe vi kommer tilbake til senere i avsnittet. Det høyeste anslaget framkommer når vi antar ingen terskelverdi for partikler og verdsetter framskyndet dødsfall utfra verdien av et statistisk liv. Det laveste anslaget framkommer når vi antar at dose-respons funksjonene kun er gyldige ned til terskelnivåene på $7,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ for PM_{10} og $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ for NO_2 , og verdsetter framskyndet dødsfall utfra verdien av tapte leveår.

De markedsbaserte kostnadene er i størrelsesorden 100-500 millioner kroner, og er først og fremst knyttet til tapte timeverk som følge av sykefravær og flere uføretrygdde. Avhengig av hvordan framskyndet dødelighet verdsettes, utgjør de markedsbaserte kostnadene som ventet bare 1,7-4,5 prosent av totalkostnadene. Dette bekrefter at de største samfunnsøkonomiske kostnadene ved helseeffekter av luftforurensning er relatert til redusert livskvalitet direkte forårsaket av økt sykелighet og framskyndet dødelighet.

Det er svært avgjørende for kostnaden av framskyndet dødsfall om vi velger den ene eller den andre metoden for verdsetting. Ved å anvende verdien av et statistisk liv, blir kostnaden av denne effekten nesten fire ganger høyere enn om vi går veien om tapte leveår. Størrelsen på totalkostnadene er også veldig avhengig av hvilken metode vi bruker - her er forskjellen en faktor på 2,7. Uansett hvordan vi velger å verdsette framskyndet dødelighet, utgjør denne effekten mer enn halvparten av totalkostnadene. Ved verdsetting av tapte leveår utgjør den 60 prosent, ved verdsetting av statistisk liv 85 prosent. Ved verdsetting av statistisk liv teller hvert dødsfall likt, slik at korttidseffekten av PM_{10} utgjør omkring 10 prosent av langtidseffekten. Ved verdsetting av tapte leveår, derimot, teller dødsfall forbundet med korttidseffekter av luftforurensning langt mindre på grunn av lite tap av levetid. I dette tilfellet utgjør denne effekten kun 1,5 prosent av langtidseffekten.

Kostnadene ved flere tilfeller av bronkitt hos barn og kroniske lungesykdommer hos voksne er også betydelige, mellom 1 og 3,5 milliarder kroner pr. år, og utgjør 85-90 prosent av de resterende kostnadene (når vi ser bort fra framskyndet dødsfall). Den direkte velferdskostnaden av ekstra liggedøgn utgjør noen titalls millioner kroner, mens kostnaden ved flere luftveissymptomer hos barn er forbausende liten (jf. resultatene i 5.2).

Tabell 6.2. Samfunnsøkonomiske kostnader av helseeffekter knyttet til luftforurensning i Norge, mill. 1997-Nkr.

	Forutsetning T1	Forutsetning T2	Forutsetning T3
Markedsbaserte kostnader			
Tapte timeverk	421	230	105
Liggedøgn	51	29	13
<i>Totalt</i>	<i>472</i>	<i>258</i>	<i>118</i>
Andre velferds-kostnader			
Framskyndet dødsfall ^a	6.334 - 23.923	3.470 - 13.282	1.585 - 6.028
Nye tilfeller av bronkitt, barn	1.647	899	411
Nye tilfeller av kronisk lungesykdom, voksne	1.939	1.059	484
Liggedøgn	62	35	16
Luftveissymptomer, barn	<1	<1	<1
<i>Totalt</i>	<i>9.981 - 27.570</i>	<i>5.463 - 15.276</i>	<i>2.496 - 6.940</i>
Totale samfunnsøkonomiske kostnader	10.453 - 28.042	5.721 - 15.534	2.614 - 7.058

^a Nedre grense er funnet ved å verdsette tapte leveår, mens øvre grense er funnet ved å verdsette tap av statistisk liv

Det aller meste av kostnadene i tabell 6.2 er knyttet til partikkelforurensning. I forrige kapittel så vi at NO₂ bidro til en mindre andel av korttidseffekter på dødelighet og på liggedøgn. Ettersom korttidseffektene på dødelighet er svært følsomme for valg av verdsetningsmetode, blir kostnadene av NO₂ enda mer avhengig av dette valget enn tilfellet er for partikler. Alt i alt finner vi at de samfunnsøkonomiske kostnadene av NO₂ beløper seg til mellom 9 og 476 millioner kroner, noe som utgjør mellom 0,3 og 3,1 prosent av totalkostnadene. Årsaken til at NO₂ bidrar såpass lite til totalkostnadene er at tilgjengelige dose-respons funksjoner for partikler er langt mer alvorlige enn de for NO₂. Dessuten er det mer sannsynlig at en terskelverdi eksisterer for NO₂ enn for partikler, noe som er reflektert i beregningene. Som nevnt tidligere er ekspertene usikre på om dette svært skjeve forholdet er reelt, eller om det skyldes måleproblemer ved epidemiologiske studier.

Fra tabell 6.3 ser vi hvordan kostnadene fordeler seg geografisk. Disse følger naturlig nok fordelingen av fysiske effekter i form av framskyndet dødelighet vist i tabell 5.3. Vi ser for eksempel at kostnadene i Oslo beløper seg til mellom 1,6 og 7,8 milliarder kroner pr. år, avhengig av forutsetning som velges. Kostnadene i Bergen ligger mellom 200 millioner og 1,8 milliarder, i Trondheim mellom 100 millioner og 1,1 milliarder, og i Drammen halvparten av kostnadene i Trondheim. Den største usikkerheten er knyttet til mindre tettsteder og spredtbygde strøk, der kostnadene varierer fra null til 8 milliarder kroner.

Tabell 6.3. Samfunnsøkonomiske kostnader fordelt geografisk, mill. 1997-Nkr.

	Forutsetning T1	Forutsetning T2	Forutsetning T3
Norge	10.453 - 28.042	5.721 - 15.534	2.614 - 7.058
Oslo	2.834 - 7.763	2.826 - 7.742	1.566 - 4.244
Bergen	657 - 1.809	521 - 1.450	205 - 565
Trondheim	401 - 1.107	288 - 806	102 - 283
Drammen	196 - 538	168 - 464	60 - 164
Andre tettsteder med mer enn 15.000 innb.	3.131 - 8.276	1.919 - 5.072	682 - 1.802
Resten av Norge	3.234 - 8.549	0	0

Vi vil nå presentere en sensitivitetstest, der vi viser viktigheten av de enkelte forutsetningene som er listet opp i tabell 5.1 og 6.1.¹¹ Dette gjøres ved å ta utgangspunkt i hovedresultatene i tabell 6.2, angitt som et intervall for totalkostnadene (dvs. 2,6 - 28 mrd. Nkr). Vi undersøker så den prosentvise endringen i nedre og øvre grense av dette intervallet av å endre en og en forutsetning til det som kalles henholdsvis alternativ 1 (nedre grense) og 2 (øvre grense).¹² Resultatet er vist i tabell 6.4. Nederst i tabellen er det også vist effekten av å endre flere forutsetninger simultant.

Tabell 6.4. Prosentvis endring i samfunnsøkonomiske kostnader ved alternative forutsetninger.

	Alternativ 1 (nedre grense)	Alternativ 2 (øvre grense)
Enkeltvise forutsetninger		
Lokale PM ₁₀ -bidrag utenom de fire 'modell-byene'	(-2 % , -3%)	(+2% , +11%)
Terskel for NO ₂	(0% , -1%)	(+1% , +0%)
Korttidseffekter av PM ₁₀	(-1% , -2%)	(+2% , +2%)
Langtidseffekter av PM ₁₀ - på kroniske sykdommer	(-36% , -13%)	(+31% , +11%)
Langtidseffekter av PM ₁₀ - på dødelighet	(-59% , -75%)	(+5% , +5%)
Effekter av NO ₂	(0% , -1%)	(+0% , +1%)
Verdien av et statistisk liv	(-36% , -51%)	(+91% , +128%)
Kostnaden ved bronkitt/kronisk lungesykdom	(-15% , -6%)	(+21% , +8%)
Diskonteringsrente per år		(-17% , +6%)
Justeringsrate per år av kostnadsanslagene	(-5% , -4%)	
Multiple forutsetninger		
Alle fysiske forutsetninger	(-97% , -92%)	(+43% , +34%)
Alle økonomiske forutsetninger	(-54% , -59%)	(+67% , +151%)
Alle forutsetninger	(-98% , -96%)	(+128% , +209%)

Vi ser først at andre antakelser om lokale PM₁₀-bidrag utenom de fire 'modell-byene' kun har signifikant betydning når dette økes (med 1 µg/m³), samtidig som vi antar ingen terskelverdi for partikler. Reduserte lokale bidrag har kun virkning i tettsteder med mer enn 15.000 innbyggere (ellers er det antatt å være lik 0), mens en antakelse om terskelverdi gjør luftforurensningen i mindre tettsteder irrelevant i beregningene. Videre konstaterer vi uten

¹¹ Effekten av andre terskelverdier for PM₁₀ er diskutert lenger ned.

¹² Betydningen av 'nedre' og 'øvre' er hele tiden knyttet til hvordan forutsetningen slår ut på de totale kostnadene.

overraskelse at andre antakelser om NO₂-effekter har marginal betydning. Mer uventet er det at alternative koeffisienter i dose-respons funksjonene for kortvarig PM₁₀-eksponering har nesten like liten effekt. Dette henger delvis sammen med at langtidseffektene er antatt å være av større betydning, men også med at usikkerheten ved estimatene for korttidseffekter er atskillig mindre enn hva gjelder estimatene for langtidseffekter.

Nedre og øvre grense for langtidseffektene på kroniske lungesykdommer gir store utslag på totalkostnadene. Den relative endringen er spesielt stor, mer enn 30 prosent, når vi verdsetter framskyndet dødsfall ved tapte leveår, ettersom kostnaden av kroniske lungesykdommer da utgjør en større andel av totalkostnadene. Det store utslaget knyttet til denne dose-respons funksjonen skyldes at den er ekstra usikker, noe som medførte at vi satt nedre grense lik null effekt.

Som ventet får vi den største reduksjonen i kostnader ved å endre forutsetningen om langtidseffekten av PM₁₀ på dødelighet. Her er også nedre grense satt lik null effekt, noe som medfører at totalkostnaden reduseres til en fjerdedel når vi bruker verdien av et statistisk liv i beregningene. I tilfellet der vi går veien om tapte leveår reduseres kostnadene med 60 prosent. Samtidig ser vi at øvre grense, som er en antakelse om øyeblikkelig i motsetning til gradvis effekt (hovedsakelig over 5 år), kun øker totalkostnaden med 5 prosent. En høyere diskonteringsrente enn 3,5 prosent og/eller en lavere justeringsrate enn 1 prosent ville gitt større forskjeller mellom disse alternativene.

Den klart største kostnadsøkningen får vi dersom vi benytter anbefalt øvre grense for verdien av et statistisk liv fra NOU 1998:16 (denne verdien danner også utgangspunkt for verdien av tapte leveår). Totalkostnadene blir mer eller mindre doblet. Bruk av nedre grense har også stor innvirkning på resultatet. Utslagene her er likevel mindre enn forskjellen mellom å bruke verdien av et statistisk liv direkte og å gå veien om verdien av tapte leveår. Førstnevnte metode ga som tidligere nevnt nesten tre ganger høyere totalkostnad enn sistnevnte. Endring i kostnaden ved et nytt tilfelle av kronisk lungesykdom gir også signifikant utslag, men langt fra like stort som for framskyndet dødsfall. Dette skyldes både at denne effekten utgjør en mindre del av totalresultatet og at usikkerhetsintervallet for kostnadsanslaget er mindre.

Ved å sette diskonteringsrenta (og justeringsraten) lik null, blir kostnadene av framtidige effekter høyere, noe som skulle tilsi at totalkostnadene stiger. I tabell 6.4 ser vi at når vi bruker verdien av et statistisk liv direkte, øker kostnadene med 6 prosent. Når vi går veien om tapte leveår, får vi imidlertid en annen effekt i tillegg. Selve verdien av et tapt leveår er nemlig avhengig av hvilken diskonteringsrente som brukes, og en lavere rente fører til en lavere verdi per år (se avsnitt 4.2). Ved å gå fra 3,5 til 0 prosent pr. år reduseres verdien med 45 prosent. Dette forklarer hvorfor totalkostnadene i dette tilfellet reduseres med 17 prosent når renta settes lik null. Til slutt ser vi at forutsetningen om justeringsrate har liten betydning for resultatet.

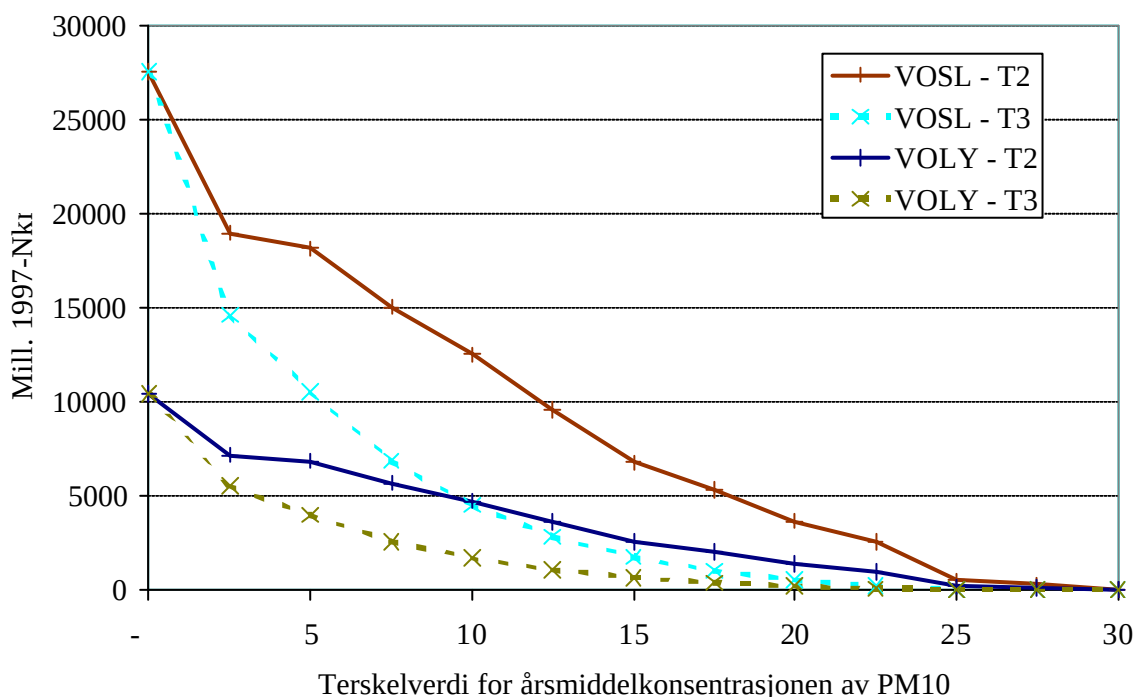
Dersom vi benytter nedre grense for alle fysiske effekter, ser vi at vi sitter igjen med mellom 3 og 8 prosent av de opprinnelige totalkostnadene. I dette tilfellet har vi ikke lenger noen langtidseffekter av luftforurensning. Dersom vi benytter øvre grense for alle fysiske effekter, øker totalkostnadene med rundt 40 prosent. Nedre grense for alle økonomiske forutsetninger reduserer totalkostnadene med i overkant av 50 prosent, mens øvre grense gir en økning på 67 og 150 prosent. Vi konstaterer at de fysiske effektene har størst usikkerhet nedover, mens de økonomiske parameterne har størst usikkerhet oppover. Dette henger sammen med

vanskelighetene med å påvise fysiske sammenhenger som gjør at nedre grense for estimatene ofte er nær null. Det er mindre usikkerhet knyttet til om faktiske helseskader er en stor kostnad for samfunnet eller ikke, selv om det kan være vanskelig å vurdere hvordan man skal verdsette dødsfall som framskynder dødstidspunktet med mindre enn et år. Her er likevel usikkerheten ofte større den andre veien.

Til slutt, dersom vi velger nedre grense for alle forutsetninger, inkludert bruk av terskelnivåer for PM₁₀ og verdsetting av tapte leveår, står vi igjen med en total kostnad på 65 millioner kroner. På den annen side, dersom vi velger øvre grense, inkludert ingen terskelverdi for partikler og verdsetting av statistisk liv, blir total kostnaden lik 87 milliarder kroner. Begge disse alternativene er imidlertid ekstremt lite sannsynlige.

Som en avslutning på denne sensitivitetstesten kan det være interessant å studere effekten av å endre nivået på en eventuell terskelverdi for PM₁₀. Totalkostnadene ved ulike terskelnivåer er presentert i figur 6.1 for begge tolkningsalternativene av en terskelverdi (henholdsvis T2 og T3 - se tabell 4.3), og for begge alternative verdsettingsmetoder for kostnaden av framskyndet dødsfall. I figuren refererer VOSL til verdien av et statistisk liv, mens VOLY refererer til verdien av et leveår. Kostnadene av NO₂ forurensning er trukket fra i disse beregningene. Merk at vi finner igjen de seks resultatene i tabell 6.2 (fratrasket de lave kostnadene av NO₂) i figuren som de punktene der terskelverdien er lik 0 eller 7,5 µg/m³.

Figur 6.1. Sammenhengen mellom terskelverdi for PM₁₀ og de totale samfunnsøkonomiske kostnadene knyttet til PM₁₀ i Norge.



Vi ser at nivået på en eventuell terskelverdi har svært stor betydning for resultatet. Dette gjelder helt opp til en årsmiddelkonsentrasjon på 25 µg/m³, der kostnadene er tilnærmet lik

null. Dersom vi for eksempel doubler terskelverdien fra 7,5 til 15 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, faller kostnadene med henholdsvis 55 og 75 prosent under forutsetning T2 og T3. Det største skillet går likevel mellom 0 og 2,5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, ettersom 55 prosent av befolkningen (de som bor i mindre tettbygde strøk) er ekskludert fra beregningene ved positive terskelverdier. Betydningen av terskelverdi er spesielt stor under forutsetning T3, der det antas at kun differansen mellom årsmiddelkonsentrasjonen og terskelnivået kan knyttes til dose-respons funksjonene.

Et annet interessant poeng er at Oslos andel av totalkostnadene stiger etter hvert som terskelnivået øker. Ved for eksempel 15 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ utgjør kostnadene i Oslo henholdsvis 74 og 86 prosent av totalkostnadene under forutsetningene T2 og T3. Dette skyldes naturlig nok at kostnadene i Oslo er langt mer stabile i forhold til varierende terskelverdier - spesielt ved forutsetning T2. Under denne forutsetningen blir kostnadene først halvert (sammenlignet med null terskel) når terskelverdien når 17,5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

6.3 Kostnader av lokale bidrag til luftforurensningen

Fram til nå har vi diskutert de totale samfunnsøkonomiske kostnadene av luftforurensningen i Norge. Det vil si at vi ikke har skilt mellom det som forårsakes av norske utslipp, og det som transporteres gjennom lufta fra andre land. Et interessant spørsmål kan derfor være hvilke kostnader norske utslipp fører til. I kapittel 3 ble det diskutert hvor stort det lokale bidraget er, og hvor stor bakgrunnskonsentrasjonen (hovedsakelig forårsaket av utenlandske utslipp) er. For de fire 'modell-byene' er dette direkte opplyst av NILU - for resten av landet er det gjort grove antakelser for PM_{10} (se avsnitt 3.2). Bakgrunnsnivåene for NO_2 utgjør bare knapt 10 prosent av årsmiddelkonsentrasjonene i de fire 'modell-byene', slik at kostnadene forårsaket av det lokale bidraget vil være omtrent like stort som totalkostnadene funnet i forrige avsnitt. Vi konsentrerer oss derfor om PM_{10} i dette avsnittet.

Usikkerheten rundt valg av eventuell terskelnivå blir mindre i en slik beregning, ettersom vi kun er interessert i differansen mellom årsmiddelkonsentrasjonen og bakgrunnsnivået. Så lenge terskelverdien ikke antas å være høyere enn bakgrunnsnivået, blir resultatet uavhengig av dette valget. Bakgrunnsnivået varierer imidlertid mellom 1,6 og 5,5 for PM_{10} , mens vi så på en eventuell terskelverdi lik 7,5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ i våre hovedberegninger. En viss betydning har dermed dette valget. I dette avsnittet vil vi likevel anta at dose-respons funksjonene kan anvendes på hele det lokale konsentrasjonsbidraget. En spesiell grunn til dette kan være at det lokale bidraget i større grad enn bakgrunnsnivået gir opphav til høye eksponeringer på gateplan. Dersom man ønsker å sammenligne resultatene i dette avsnittet med det man ville fått med en terskel på 7,5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ gitt forutsetning T3, henvises det til siste kolonne i tabell 6.3.

I tabell 6.5 er det angitt hvor høye kostnadene av lokale utslipp i de ulike byene kan være, og totalsummen for hele landet. De totale samfunnsøkonomiske kostnadene av det norske bidraget til luftforurensning ligger ifølge beregningene mellom 4 og 10,5 milliarder kroner, avhengig av hvordan vi verdsetter framskyndet dødsfall. Som nevnt over er det her forutsatt ingen terskelverdi, og dette forklarer hvorfor den nedre grensen for lokale bidrag ligger over den nedre grensen for totalkostnader i alternativ T3 i tabell 6.3. Usikkerheten er fortsatt stor, og sensitivitetstesten som er illustrert i tabell 6.4 kan i stor grad overføres på resultatene for lokale bidrag. I beregningene er det som tidligere nevnt antatt at det lokale bidraget utenom tettsteder med mer enn 15.000 innbyggere er lik null. Dersom vi i stedet hadde satt det lik 1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, ville totalkostnadene økt med vel 20 prosent.

Vi ser at rundt halvparten av totalkostnadene skyldes lokale utslipp i og ved Oslo. I Rosendahl (1996) ble de tilsvarende kostnadene for hovedstaden anslått til ca. 1,7 milliarder kroner. Forskjellen mellom dette anslaget og de som presenteres her, er først og fremst at langtidseffekten på dødelighet kun ble *omtalt* i studien fra 1996, men ikke inkludert i kostnadsberegningene (sammenhengen ble ansett å være for usikker). Videre var dose-respons funksjonen for kronisk bronkitt hos barn ikke med. På den annen side var det lokale bidraget til partikkel-forurensningen i Oslo lik $14,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ i studien fra 1996, mens det i denne studien er redusert til 11, 3. Dette henger delvis sammen med at PM_{10} -konsentrasjonen i hovedstaden falt noe fra 1992 (som var basis for Rosendahl (1996)) til sesongen 1995/96 som er basis for denne nye studien.

Tabell 6.5. Samfunnsøkonomiske kostnader av helseeffekter knyttet til lokale bidrag til partikkelforurensningen i Norge, mill. 1997-Nkr.^a

Norge	3.999 - 10.572
Oslo	1.901 - 5.027
Bergen	428 - 1.131
Trondheim	321 - 849
Drammen	93 - 247
Andre tettsteder med mer enn 15.000 innb.	1.255 - 3.318
Resten av Norge	0

^a Her er det forutsatt ingen terskelverdi

Før vi går videre kan det være nyttig å oppsummere kostnadsberegningene ved å beregne den årlige samfunnsøkonomiske kostnaden av å øke årsmiddelkonsentrasjonen for 1 person med $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Denne vil være lik for alle byer og tettsteder så sant konsentrasjonene er over en eventuell terskelverdi. Den vil imidlertid variere avhengig av hvordan vi verdsetter framskyndet dødsfall, så vi presenterer et intervall i likhet med resultatene i tabell 6.5. For PM_{10} finner vi at kostnaden pr. person pr. $\mu\text{g}/\text{m}^3$ er lik 357-944 Nkr pr. år, mens for NO_2 er kostnaden 1,5-29 Nkr.

Vi vil nå prøve å anslå hvor høye de eksterne kostnadene av et kg utslipp er i de fire 'modell-byene'. Dette gjelder kun kostnader relatert til helseeffekter - andre eksterne kostnader kommer i tillegg. Vi skiller mellom utslipp fra veitrafikken og andre kilder. For partikler skilles det dessuten mellom eksos-utslipp og veistøv. I kapittel 3 ble det gjort rede for hvilket konsentrasjonsbidrag de ulike kildene gir opphav til (basert på NILUs beregninger), og det ble presentert to forskjellige sett med utslippsdata (basert på data fra henholdsvis NILU og SSB). Vi kan dermed beregne forholdet mellom konsentrasjonsbidrag og utslipp, multiplisere med befolkningsantallet, og knytte dette til kostnaden pr. person pr. $\mu\text{g}/\text{m}^3$ som vi nettopp fant. Resultatene er presentert i tabell 6.6 og 6.7. Her er det ikke tatt hensyn til effekten av norske NO_x -utslipp på bakgrunnskonsentrasjonen av partikler (se neste side).

Tabell 6.6. Marginalkostnader av utslipp av PM_{10} i 'modell-byene' (1997-Nkr pr. kg), basert på utslippsdata fra henholdsvis NILU og SSB.

	Veitrafikk - eksos		Veitrafikk - veistøv		Andre kilder	
	NILU-data	SSB-data	NILU-data	SSB-data	NILU-data	SSB-data
Oslo	1.146 - 3.030	1.383 - 3.656	737 - 1.949	5.016 - 13.259	763 - 2.018	1.377 - 3.641
Bergen	969 - 2.563	975 - 2.577	489 - 1.292	3.134 - 8.285	420 - 1.110	715 - 1.889
Trondheim	876 - 2.317	1.516 - 4.007	837 - 2.212	7.191 - 19.010	420 - 1.111	303 - 802
Drammen	439 - 1.160	598 - 1.580	394 - 1.041	1.317 - 3.480	286 - 756	516 - 1.363

Tabell 6.7. Marginalkostnader av utslipp av NO_x i 'modell-byene' (1997-Nkr pr. kg), basert på utslippsdata fra henholdsvis NILU og SSB.

	Veitrafikk		Andre kilder	
	NILU-data	SSB-data	NILU-data	SSB-data
Oslo	2,3 - 43	3,4 - 63	1,8 - 33	1,0 - 18
Bergen	2,0 - 38	2,6 - 49	0,6 - 11	0,7 - 14
Trondheim	2,1 - 39	4,7 - 88	0,6 - 12	0,2 - 4
Drammen	1,0 - 19	1,9 - 36	0,5 - 9	0,4 - 8

Vi legger først merke til utslippsdataene fra NILU og SSB gir til dels svært forskjellige resultater, noe som ble antydnet i kapittel 3. For partikler gjelder det særlig veistøv, der SSB-dataene gir mellom 4 og 9 ganger høyere marginalkostnad enn NILU-dataene. I fotnote 1 er det angitt en feilkilde for SSB-dataene som bidrar til å overvurdere kostnadene fra veistøv, og undervurdere kostnadene fra eksos-utslipp. For andre kilder er det også stor forskjell - SSB-dataene gir omkring dobbelt så høye kostnader for alle byene unntatt Trondheim. For eksos-utslippene er det mindre forskjell, unntatt for Trondheim der SSB-dataene igjen gir dobbelt så høye kostnader. For NO_x er forskjellene noe mindre - SSB-dataene gir høyest kostnader for veitrafikken, mens NILU-dataene gir stort sett høyest kostnader for andre kilder.

Hva kan vi så trekke ut av disse beregningene? Vi konsentrerer oss først om partikler. Marginalkostnadene er som ventet stort sett høyest i Oslo og lavest i Drammen (to til tre ganger høyere i hovedstaden enn i Drammen). Marginalkostnadene i Bergen og Trondheim er forholdsvis like - i noen tilfeller er de nesten på linje med kostnadene i Oslo (spesielt veitrafikken i Trondheim), mens i andre tilfeller er de mer på linje med kostnadene i Drammen (hovedsakelig andre kilder).

Tabell 6.6 viser at i alle byene er marginalkostnadene høyere for eksos-utslipp enn for utslipp fra andre kilder. Dette forsterkes i og med at kostnadene av eksos-utslipp undervurderes ved bruk av SSB-dataene. Denne klare forskjellen skyldes at utslipp fra veitrafikken skjer på bakkenivå, mens utslipp fra andre kilder som vedfyring skjer fra mer eller mindre store høyder og vil derfor lettere fraktes bort med vinden. Dataene fra NILU antyder at gevinsten av å redusere utslipp fra veitrafikken med 1 kg er like stor som gevinsten av å redusere utslipp fra andre kilder med 1,5-2 kg. Dette forholdet må imidlertid tolkes med varsomhet, selv om den kvalitative konklusjon er relativt sikker.

Størrelsen på marginalkostnadene fra eksos-utslipp av PM_{10} varierer mellom 400 og 4.000 kroner pr. kg i de fire byene ifølge tabell 6.6 (øvre grense er trolig enda høyere - se over). Hva vil det si? For et gjennomsnittlig dieselskjøretøy utgjør 1.000 kroner pr. kg PM_{10} -utslipp rundt 2,50 kroner pr. liter, slik at den eksterne kostnaden av å kjøre et dieselskjøretøy i disse byene ligger mellom 1 og 10 kroner pr. liter (knyttet til helseeffekter av partikler). For bensin er den eksterne kostnaden pr. liter mindre enn en tidel av kostnadene for diesel. Når det gjelder PM_{10} -utslipp fra andre kilder, varierer marginalkostnaden mellom 300 og 3.500 kroner pr. kg. For fyring i småovner tilsvarer 1.000 kroner pr. kg utslipp rundt 10 kroner pr. kg ved, mens for fyringsolje utgjør det rundt 0,15 kroner pr. liter.

Det er noe vanskeligere å forholde seg til kostnader pr. kg utslipp av veistøv, ettersom dette er knyttet til oppvirvling av støv som allerede ligger i veibanen. Dette forsterkes av de store variasjonene i resultatene for veistøv i tabell 6.6. En alternativ tilnærming for Oslo er å fordele totalkostnadene knyttet til bidraget fra veistøv på det totale antall registrerte biler i Oslo (Statistisk sentralbyrå 1998)¹³. I virkeligheten vil kun biler som kjører med piggdekk bidra til oppvirvling av veistøv (andelen er satt lik 90 prosent i modellsimuleringene), samtidig som mange biler registrert i andre fylker vil kjøre til dels mye i Oslo (ikke minst dagpendlere fra Akershus). Vi legger derfor til en tredel av registrerte biler i Akershus i dette regnestykket. En slik tilnærming gir naturlig nok en veldig grov illustrasjon av den eksterne kostnaden pr. bil knyttet til piggdekkbruk i Oslo. Vi finner at denne kostnaden ligger mellom 2.500 og 7.000 kroner pr. år. Som antydning tidligere (se begynnelsen av avsnitt 4.1.1) er det imidlertid en fare for at bidraget fra veistøv og dermed kostnaden pr. bil er overvurdert i dette regnestykket. Det henger sammen med at veistøv først og fremst består av partikler større enn $2,5 \mu m$, dvs. at de kan inngå i PM_{10} -konsentrasjonen, men ikke i konsentrasjonen av $PM_{2,5}$. Dersom det er slik at det først og fremst er de aller minste partiklene som forårsaker alvorlige helseeffekter, kan kostnadene av veistøvet være en del lavere. På den annen side vil i så fall kostnadene av eksos-utslipp og andre forbrenningsutslipp være tilsvarende høyere.

Marginalkostnadene av NO_x -utslipp er også stort sett høyest i Oslo og lavest i Drammen. Kostnadene av et kg utslipp er også høyere når det kommer fra veitrafikken enn når det kommer fra andre kilder. Spriket i marginalkostnader er ekstra høyt for NO_x , noe som skyldes at den viktigste effekten er korttidseffekter på dødelighet. Kostnaden av denne effekten er svært følsom for valg av verdsetting av framskyndet dødelighet. For veitrafikken varierer marginalkostnaden mellom 1 og 90 kroner pr. kg, mens for andre kilder varierer den mellom 0,2 og 33 kroner pr. kg. 10 kroner pr. kg innebærer for eksempel gjennomsnittlig rundt 0,10 kroner pr. liter bensin for lette biler, og i overkant av halvparten så mye for lette dieselsbiler. For tyngre biler er kostnaden omkring fire ganger høyere.

¹³ Inkluderer her personbiler, busser, varebiler, kombibiler og lastebiler.

Som nevnt tidligere bidrar NO_x -utslipp i Norge også noe til bakgrunnskonsentrasjonen av partikler, men det er svært usikkert hvor stort omfanget av dette er. Vi kan imidlertid beregne at for hver prosentandel av det totale bakgrunnsbidraget av PM_{10} som skyldes norske utslipp av NO_x , øker den marginale kostnaden av NO_x -utslipp med mellom 0,3 og 0,8 kroner pr. kg. Da er alle norske utslipp av NO_x behandlet likt. Vi ser at denne effekten under gitte forutsetninger kan være vel så viktig som den direkte effekten på konsentrasjonen av NO_2 , i alle fall utenfor de største byene. Norske utslipp av NO_x vil i tillegg bidra til økt bakgrunnskonsentrasjon av PM_{10} i andre land som Sverige og Finland, noe som øker marginalkostnaden i et internasjonalt perspektiv. Dette bekreftes også av en omfattende studie av eksterne kostnader av luftforurensning i EU (se for eksempel Sáez and Linares (1999)), der det beregnes høye kostnader av NO_x -utslipp som følge av bidraget til PM_{10} -konsentrasjonen i områder langt fra utslippskilden. I Sáez and Linares (1999) presenteres for eksempel kostnader fra to utslippskilder i Sverige, og disse tilsvarer rundt 15-20 kroner pr. kg NO_x -utslipp.

Et interessant spørsmål er hvordan marginalkostnadene er utenfor de fire 'modell-byene'. I kapittel 3 gikk det fram at vi hadde målinger av PM_{10} for sju andre byer, og vi forsøkte å konstruere årsmiddelkonsentrasjoner og lokale bidrag i disse byene basert på måleresultatene. Dersom vi sammenholder disse med utslippene i de sju byene (SSB-data), får vi en grov indikasjon på hvordan marginalkostnaden for PM_{10} er her. For Stavanger finner vi da at kostnaden er omtrent som for Drammen, mens for de seks andre mellomstore byene er marginalkostnaden rundt en fjerdedel av kostnadene i Stavanger.

6.4 Kostnader i 2010

Til slutt i dette kapitlet vil vi undersøke hvordan kostnadene av luftforurensning er forventet å utvikle seg i Oslo fram mot 2010. I kapittel 3 ble det angitt hvor stor årsmiddelkonsentrasjonen blir ved forventede endringer i utslipp og langtransportert forurensning. Som følge av betydelig teknologiutvikling i veitrafikken spesielt, samt en kraftig nedgang i andelen biler med piggdekk, faller årsmiddelkonsentrasjonen av PM_{10} og NO_2 med henholdsvis 40 og 34 prosent. Dette til tross for at det forventes en økning i antall biler totalt. Vi benytter de samme funksjonene som er presentert tidligere til å beregne samfunnsøkonomiske kostnader av disse konsentrasjonene. Vi ser bort fra eventuelle endringer i befolkningen i Oslo, ettersom denne er holdt konstant i simuleringene (en forventet økning i befolkningen vil gjøre kostnadene høyere). Den eneste forskjellen er at vi justerer kostnadsanslagene pr. effekt i tråd med diskusjonen i avsnitt 4.3, det vil si med 1,5 prosent pr. år som tilsvarer 25 prosent over en 15-års periode (1995/96-2010). Merk at kostnadene ikke blir beregnet som nåverdi i dag, slik at de ikke umiddelbart kan sammenlignes med eventuelle tiltakskostnader som vurderes gjennomført i dag.

Forventede kostnader i 2010 er vist i tabell 6.8 for de tre ulike forutsetningene om terskelverdier (se tabell 4.3). Endringen i forhold til nivået i 1995/96 er vist i parentes. Vi ser at betydningen av valg av forutsetning er enda større enn i dag siden konsentrasjonen har falt. Ved forutsetningen om ingen terskelverdi for partikler, blir helseeffektene redusert proporsjonalt med konsentrasjonen (dvs. -40 prosent for PM_{10} som er klart viktigst). Når kostnadene pr. effekt justeres med 25 prosent, blir totaleffekten en reduksjon på 25 prosent. Ved forutsetningen om at dose-respons funksjonene kun kan anvendes på differansen mellom årsmiddelkonsentrasjonen og en terskelverdi på $7,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (T3), faller kostnadene med hele 60

prosent. Likevel, til tross for betydelige framskritt og kostnadsreduksjoner, antyder resultatene at kostnadene i hovedstaden fortsatt vil være i størrelsesorden en eller flere milliarder.

Dersom lignende utslippsreduksjoner finner sted i de andre byene, vil vi sannsynligvis finne tilsvarende eller større prosentvise reduksjoner i kostnader. Under forutsetningen om ingen terskel for partikler, blir reduksjonen like stor. Dersom en terskelverdi er gjeldende, vil vi trolig se større relative endringer enn indikert i tabell 6.8 for andre byer enn Oslo. Dette henger sammen med at en større andel av de som i dag er eksponert for årsmiddelkonsentrasjoner over terskelnivået trolig vil komme under i 2010, sammenlignet med Oslo.

Tabell 6.8. Samfunnsøkonomiske kostnader av helseeffekter knyttet til luftforurensning i Oslo i 2010 (prosentvis endring i forhold til 1995/96 i parentes), mill. 1997-Nkr.

	Forutsetning T1	Forutsetning T2	Forutsetning T3
Oslo	2.127 - 5.787 (-25%)	1.831 - 5.003 (-35%)	626 - 1.690 (-60%)

7 Konklusjon

Som presisert gjentatte ganger er beregninger av helseeffekter og tilhørende kostnader vanskelig - usikkerheten er stor på flere områder. Det gjelder først og fremst sammenhengen mellom forurensningsnivået i norske byer og omfanget av helseeffekter. Spørsmålet om terskelverdier, eller gyldigheten av dose-respons funksjonene generelt ved lave konsentrasjoner, er her sentralt. Selv om tilgjengelige internasjonale studier ikke antyder noen konkret terskelverdi for partikler, er det et åpent spørsmål om parameterne i dose-respons funksjonene kan anvendes helt ned til en årsmiddelkonsentrasjon lik null. Det er også et åpent spørsmål hvordan man eventuelt skal ta hensyn til at dette ikke er tilrådelig. Dette har medført at vi i rapporten har presentert tre alternative forutsetninger. En av disse legger til grunn at det ikke finnes noen nedre terskel, dvs. at dose-respons funksjonene for partikler kan anvendes på hele årsmiddelkonsentrasjonen. De to andre legger til grunn ulik forståelse av hvordan en eventuell terskel virker. Vi har ikke tatt stilling til hvilken av de tre forutsetningene som er mest realistisk.

Uavhengig av problemet med terskelverdi er det også betydelig usikkerhet knyttet til flere av dose-respons funksjonene. Det gjelder særlig effektene av langvarig forurensning, som bidrar til de alvorligste effektene slik som framskyndet dødelighet og utvikling av kroniske lungesykdommer. Ved framskyndet dødelighet er det også en viss usikkerhet knyttet til hvor lang levetid som går tapt.

Den sistnevnte usikkerheten bringer oss videre til en annen usikkerhetskilde, nemlig hvordan vi skal verdsette helseeffektene. Spesielt verdsetting av framskyndet dødelighet er vanskelig. To alternative framgangsmåter er anvendt i rapporten - verdsetting av et statistisk liv og verdsetting av tapte leveår. Den førstnevnte gir klart høyere kostnader. Dette henger sammen med at verdien av et statistisk liv, som er hentet fra Kostnadsberegningsutvalgets rapport (NOU 1997:27), er basert på betalingsvilligheten hos befolkningen generelt for å redusere risikoen for å dø nå, mens den gjenværende levetida som går tapt ved dødsfall knyttet til luftforurensning er relativt liten. Det kan derfor hevdes at verdien av et statistisk liv overvurderer kostnaden av et framskyndet dødsfall hos en person som uansett har få leveår igjen. Når verdien av et statistisk liv i stedet fordeles ut på antall gjenværende leveår hos en gjennomsnittsperson i befolkningen (dvs. bortimot 40 år), blir kostnaden av et dødsfall knyttet til luftforurensning mindre. Det kan imidlertid hevdes at denne framgangsmåten er empirisk tvilsom. I tillegg er det etisk problematisk å skulle verdsette livet i tidsenheter. I rapporten har vi beregnet kostnader for begge alternativene, og hevder at verdsettingen bør ligge et sted imellom (noe vi mener å finne støtte for i rapporten fra Kostnadsberegningsutvalget).

Som det framgår over har vi beregnet helseeffekter og tilhørende kostnader av luftforurensning for tre ulike forutsetninger om terskelverdier og to ulike forutsetninger om kostnaden av et framskyndet dødsfall. Det gir et stort spenn i de endelige resultatene - det skiller en faktor på 10 mellom laveste og høyeste kostnad. Av dette utgjør ulike forutsetninger om terskelverdier en faktor på rundt 4, mens ulike forutsetninger om kostnaden av framskyndet dødelighet utgjør en faktor på 2,7. De totale samfunnsøkonomiske kostnadene av helseeffekter knyttet til luftforurensning i Norge anslås til 2,6 milliarder kroner som laveste verdi. Høyeste verdi anslås til 28 milliarder kroner. I sistnevnte tilfelle ser vi bort fra eventuelle terskelverdier for partikler, og bruker verdien av et statistisk liv for hvert framskyndet dødsfall. Kostnadene er nesten utelukkende knyttet til effekter av partikkel-

forurensning - NO₂ bidrar kun i beskjeden grad. Den klart dominerende helseeffekten er framskyndet dødelighet som følge av langvarig konsentrasjon av partikler. Resultatene antyder at flere hundre dødsfall hvert år er framskyndet av dette, med gjennomsnittlig rundt 7 tapte leveår. Dette gjenspeiles også i at mesteparten av kostnadene er knyttet direkte til redusert livskvalitet ved økt sykkelighet og framskyndet dødelighet - de markedsbaserte kostnadene utgjør mindre enn fem prosent av totalkostnadene.

Oslos andel av totalkostnadene i disse beregningene ligger mellom 1,6 og 7,8 milliarder kroner, som utgjør henholdsvis 60 og 27 prosent av totalkostnadene i Norge. De tre andre 'modell-byene' har en samlet andel på mellom 12 og 17 prosent. Forutsetningen om terskelverdi har mindre å si for de fire byene enn for Norge samlet - det er først og fremst i spredtbygde strøk at denne forutsetningen er av avgjørende betydning.

Deler av kostnadene som beregnes skyldes utenlandske utslipp som transporteres til Norge. Spesielt i mindre tettbygde strøk utgjør disse en stor andel. Kostnadene av lokale bidrag til partikkelforurensningen anslås til mellom 4 og 11 milliarder kroner, når man ser bort fra eventuelle terskelverdier. Dersom man forutsetter terskelverdier i tråd med beregningene over, blir den nedre grensen identisk med den nedre grensen for totalkostnadene. Oslos andel av de lokale bidragene utgjør rundt halvparten.

Den samfunnsøkonomiske kostnaden av å øke konsentrasjonen av PM₁₀ med en enhet (µg/m³) blir beregnet til mellom 350 og 950 kroner pr. person. Dette gjelder generelt i alle byer og tettsteder, gitt at konsentrasjonen ikke er under et eventuelt terskelnivå. For NO₂ anslås den tilsvarende kostnaden til mellom 1,5 og 30 kroner pr. person. Variasjonen henger her sammen med forskjellig verdsetting av framskyndet dødelighet.

Marginalkostnaden av å slippe ut et kilo i de fire 'modell-byene' beregnes til mellom 300 og 4.000 kroner for PM₁₀ (med unntak av veistøv). Kostnaden er høyest i Oslo og lavest i Drammen, og noe høyere for eksos-utslipp enn for utslipp fra andre kilder. I mindre byer og tettsteder er marginalkostnaden trolig enda noe lavere enn i Drammen. Den eksterne kostnaden per bil knyttet til piggdekkbruk i Oslo ligger mellom 2.500 og 7.000 kroner i året. Som kjent er piggdekkavgiften i Oslo er på 1000 kroner for en sesong. Dette indikerer at dagens avgift for bruk av piggdekk i Oslo er lavere enn de kostnadene piggdekkbruk påfører samfunnet.

Marginalkostnaden av et kg NO_x-utslipp anslås til mellom 0,2 og 90 kroner i de fire 'modell-byene'. Vi har da ikke beregnet NO_x-utslippenes bidrag til partikkeldannelse og økt bakgrunnskonsentrasjon av PM_{2,5} og PM₁₀ i Norge og andre land. Studier hvor sekundære partikkeldannelser tas med viser at denne effekten av NO_x-utslippene er vel så viktig som den direkte NO₂-effekten (f.eks. Saez and Linares, 1999). I vår studie inkluderer totalkostnadene for partikkelforurensningene også et NO_x-bidrag. Det har ikke vært datagrunnlag godt nok for å tilordne dette til NO_x-utslippene. I vår studie underestimerer vi derfor NO_x-kostnaden. I tillegg kommer kostnader knyttet til økt bidrag til bakgrunnskonsentrasjonen av PM₁₀, som ikke er beregnet.

Endelig kom vi fram til at de samfunnsøkonomiske kostnadene av luftforurensning i Oslo kan falle med mellom 25 og 60 prosent fram mot 2010, som følge av at konsentrasjonen av PM₁₀ og NO₂ er ventet å gå ned med henholdsvis 40 og 34 prosent ifølge NILUs beregninger. Dette

har sin bakgrunn i at det forventes en betydelig teknologiutvikling i veitrafikken spesielt, samt en kraftig nedgang i andelen biler med piggdekk.

Selv om vi har illustrert noe av usikkerheten ved å presentere seks alternative resultater, er det flere usikre forutsetninger som er holdt fast i beregningene som er gjengitt over. I sensitivitetstesten vi presenterte gikk det fram at særlig andre forutsetninger om effektene av langvarig partikkelkonsentrasjon på framskyndet dødelighet og kroniske lungesykdommer kan ha stor innvirkning på resultatene. Det samme gjelder andre verdier på et statistisk liv. Vi illustrerte også betydningen av å endre terskelverdien for PM_{10} , og fikk bekreftet viktigheten av hvilke forutsetninger man velger her. Dersom terskelverdien dobles fra 7,5 til 15 $\mu g/m^3$, kan totalkostnadene falle med 55 eller 75 prosent.

På tross av stor usikkerhet konkluderer vi med at de samfunnsøkonomiske kostnadene av helseeffekter knyttet til luftforurensning er høye. I verste fall kan det være snakk om noen titalls milliarder kroner - i beste fall flere hundre millioner. Det er da tatt hensyn til usikkerheten i beregningene. Dette til tross for relativt lave konsentrasjoner sammenlignet med andre land. Potensialet for samfunnsøkonomiske gevinster kan derfor være betydelig ved effektive tiltak mot utslipp fra veitrafikk og andre kilder i byer og større tettsteder. Selv om usikkerheten er stor, er det viktig at helseeffekter av luftforurensning tas hensyn til på en konsistent måte i offentlige konsekvensanalyser av tiltak som påvirker luftkvaliteten.

8 Referanser

Abbey, D.E., M.D. Lebowitz, P.K. Mils, F.F. Petersen, W.L. Beeson og R.J. Burchette (1993): Long-Term Ambient Concentrations of Particulates and Development of Chronic Disease in a Cohort of Nonsmoking California Residents, *Inhalation Toxicology* 7, 19-34.

AEA (1999): *Economic Evaluation of Proposals Under the UNECE Multi-effects and Multi-pollutant Protocol*, rapport bestilt av European Commission DG XI for UNECE/TFEAAS, AEA Technology, Januar 1999.

Dowrick, S, Y. Dunlop og J. Quiggin (1998): The Cost of Life Expectancy and the Implicit Social Valuation of Life, *Scandinavian Journal of Economics* 100 (4), 673-691.

EC (1995): *Externalities of Fuel Cycles, ExternE Project*, European Commission DG XII (Joule Programme), Report Number 2, Coal Fuel Cycle.

EC (1997): *Economic evaluation of air quality targets for SO₂, NO_x, PM₁₀ and Pb*, European Commission DG XI, October 1997.

ECON (1998): Om tiltak for trafikkreduksjoner og kostnader ved NO_x og PM₁₀-utslipp, ECON Notat 57/98.

EPA (Environmental Protection Agency) (1995): *Human Health Benefits From Sulfate Reductions Under Title IV of the 1990 Clean Air Act Amendments*, Endelig rapport, November 10, 1995.

Hagen, L.O. , K. Arnesen og I. Haugsbakk (1999a): *Målinger av luftforurensninger i by/tettstedsprogrammet. Oktober 1995-mars 1996 og oktober 1996-mars 1997*, NILU rapport OR 13/99, Norsk institutt for luftforskning.

Hagen, L.O., K. Arnesen og I. Haugsbakk (1999b): *Målinger av luftforurensninger i by/tettstedsprogrammet. Oktober 1997-mars 1998*, NILU rapport OR 14/99, Norsk institutt for luftforskning.

Hansen, A. og H. Selte (1997): Air Pollution and Sick-leaves - is there a Connection? A Case Study using Air Pollution Data from Oslo, Discussion Papers 197, Statistisk sentralbyrå.

Jones-Lee, M.W., M. Hammerton og P.R.Philips (1985): The Value of Safety: Results of a National Sample Survey, *The Economic Journal* 95 (March), 49-72.

Navrud, S. (1997): *Luftforurensninger - effekter og verdier (LEVE). Betalingsvillighet for å unngå helseeffekter, støy og forsuring*, SFT-rapport 97:14, Statens forurensningstilsyn.

NERA (1997): *Valuation of deaths from air pollution*, rapport for Department of Environment, Transport and the Regions (Storbritannia), National Economic Research Associates (NERA), September 1997, London.

NOU (1997:27): *Nytte-kostnadsanalyser - Prinsipper for lønnsomhetsvurderinger i offentlig sektor*, Finans- og tolldepartementet.

NOU (1998:16): *Nytte-kostnadsanalyser - Veiledning i bruk av lønnsomhetsvurderinger i offentlig sektor*, Finans- og tolldepartementet.

ORNL/RFF (Oak Ridge National Laboratory and Resources for the Future) (1994): *External Costs and Benefits of Fuel Cycles*, A Study by the U.S. Department of Energy and the Commission of the European Communities, Oak Ridge, TN.

Ostro, B. (1987): Air Pollution and Morbidity Revisited: A Specification Test, *Journal of Environmental Economics and Management* **14**, 87-98.

Pearce, D. og T. Crowards (1996): Particulate Matter and Human Health in the United Kingdom, *Energy Policy* **24**, 609-620.

Rosendahl, K.E. (1996): *Helseeffekter av luftforurensning og virkninger på økonomisk aktivitet. Generelle relasjoner med anvendelse på Oslo*, Rapporter 96/8, Statistisk sentralbyrå.

Rosendahl, K.E. (red.) (1998): *Social Costs of Air Pollution and Fossil Fuel Use - A Macroeconomic Approach*, Sosiale og økonomiske studier **99**, Statistisk sentralbyrå.

Rosendahl, K.E. (1999): *Vurdering av skadefunksjonsmetoden til bruk på vegprosjekt - en case-studie*, Rapporter 99/5, Statistisk sentralbyrå.

Rowe, R., L. Chestnut og C. Lang (1995): The New York Environmental Externalities Cost Study: Summary of Approach and Results, Paper presented at the Workshop on the External Costs of Energy, EU/IEA/OECD, 30-31. Jan. 1995.

Sáez, R.M. and P. Linares (1999): *The national implementation in the EU of the ExternE accounting framework*, CIEMAT, Madrid.

Schwartz, J. (1993): Air Pollution and Daily Mortality in Birmingham, Alabama, *American Journal of Epidemiology* **137**, 1136-1147.

SFT (1998): Helsevirkninger av svevestøv, Notat 05.10.98, med vedlegg skrevet av Folkehelsen.

Slørdal, L.H. (1998): *Eksposering til luftforurensning i Oslo, Drammen, Bergen og Trondheim. Beregninger av NO₂, PM₁₀ og PM_{2,5} for vinteren 1995-1996*, NILU rapport OR 38/98, Norsk institutt for luftforskning.

Statistisk sentralbyrå (1995): *Pasientstatistikk 1993*, NOS C 231.

Statistisk sentralbyrå (1996): *Pasientstatistikk 1994*, NOS C 259.

Statistisk sentralbyrå (1998): *Statistisk årbok 1998*, NOS C 463.

St. meld. nr 4 (1996-97): *Langtidsprogrammet 1998-2001*, Finans- og tolldepartementet, 1997.

Touloumi, G. og K. Katsouyanni (1996): Short-term effects of ambient nitrogen dioxide and ozone exposure on mortality and morbidity: results from the APHEA project. I Health effects of ozone and nitrogen oxides in an integrated assessment of air pollution; Proceedings fra ECE og WHO workshop, Eastbourn UK, 1996.

Vennemo, H. (1995): *Miljøkostnader knyttet til ulike typer avfall*, ECON rapport 338/95.

WHO (1997): Air Quality Guidelines for Europe 1996. Particulate matter, World Health Organization (WHO), September 1997.

Vedlegg A. Basisrisiko i befolkningen

For å benytte dose-respons funksjonene trengs kjennskap til basisrisikoen i befolkningen for de ulike helseeffektene. Disse er vist i tabell B.1 sammen med kildehenvisning. I en del tilfeller bygger risikodataene på utenlandske kilder (WHO eller EC), slik at den riktige basisrisikoen i den norske befolkningen kan være noe annerledes. I andre tilfeller er det brukt data gjeldende for Oslo.

Tabell B.0.1. Basisrisiko for helseeffekter i befolkningen.

	Risiko (årlige effekter pr. innbygger)	Kilde
Dødelighet	0,0101	SSB (1998)
Dødelighet pga. lunge-hjerte-kar (Oslo)	0,0064	SFT (1998) og SSB (1998)
Dødelighet pga. lungekreft (Oslo)	0,0005	SFT (1998) og SSB (1998)
Liggedager på sykehus pga. luftveislidelser	0,067	SSB (1996)
Liggedager på sykehus pga. kroniske lungesykdommer	0,028	SSB (1995)
Øvre luftveissymptomer barn	0,0044	EC (1997)
Nedre luftveissymptomer barn	0,00013	EC (1997)
Gjennomsnittlig antall utførte timeverk pr. innb.	703	SSB (1998)
Gjennomsnittlig antall utførte timeverk pr. innb. i alderen 16-66 år	1.082	SSB (1998)
Utføre med diagnose kronisk lungesykdom	0,0014	Rikstrygdeverket - se Rosendahl (1996)
Forekomst av kronisk bronkitt, barn	0,05 ^a	WHO (1997)
Forekomst av kronisk lungesykdom, voksne	0,05 ^a	Rowe m.fl. (1995) - se Rosendahl (1996)

^a Disse basisrisikoene gjelder innen gruppen av henholdsvis barn og voksne. For å få basisrisikoen pr. innbygger, må det multipliseres med andelen barn og voksne i befolkningen. Disse er henholdsvis 0,23 (0-17 år) og 0,77 (SSB 1998).

Vedlegg B. Sammenhengen mellom begrensede aktivitetsdager og utførte timeverk

En av dose-respons funksjonene i tabell 4.1 gjaldt effekter på begrensede aktivitetsdager (BAD). Vi vil nå kort beskrive sammenhengen mellom disse og utførte timeverk (se forøvrig Rosendahl (1996)). Betegnelsen BAD beskriver både dager med store begrensninger i aktiviteten (som vil forårsake sykefravær dersom det skjer på en arbeidsdag) og mindre begrensninger i aktiviteten (som vil forårsake lavere effektivitet hvis det er en arbeidsdag). Ifølge ORNL/RFF (1994) er fordelingen mellom disse to henholdsvis 62 og 38 prosent. Dersom man antar at effektiviteten reduseres med 10 prosent ved mindre begrensninger i aktiviteten (og 100 prosent ved sykefravær), vil en gjennomsnittlig BAD redusere effektiviteten med 66 prosent ($0,62 \cdot 100 + 0,38 \cdot 0,10$).

Dose-respons funksjonen antyder at antall BAD pr. person pr. år øker med $0,058 \text{ pr. } \mu\text{g}/\text{m}^3$ økning i PM_{10} , slik at *gjennomsnittlig* endringer i antall BAD pr. person pr. dag blir $0,058/365 = 0,00016$. Når vi kobler dette mot redusert effektivitet pr. BAD på 66 prosent, får vi en gjennomsnittlig nedgang i effektiviteten på $0,00016 \cdot 0,66 = 0,00011 \text{ pr. } \mu\text{g}/\text{m}^3$ økning i PM_{10} hver dag. Vi får dermed transformert den opprinnelige funksjonen om til en ny dose-respons funksjon for relativ endring i effektive timeverk i økonomien ved endret PM_{10} -konsentrasjon.

Statens forurensningstilsyn

Postboks 8100 Dep, 0032 OSLO
Besøksradresse: Strømsveien 96

Telefon: 22 57 34 00
Telefax: 22 67 67 06
Internett: www.sft.no

Utførende institusjon Statistisk sentralbyrå (SSB)	Kontaktperson SFT Audun Rosland Marit Viktoria Pettersen	ISBN-nummer 82-7655-205-6
---	--	------------------------------

	Avdeling i SFT Samfunnsavdelingen	TA-nummer 1718/2000
--	--------------------------------------	------------------------

Oppdragstakers prosjektansvarlig Knut Einar Rosendahl	År 2000	Sidetall 55	SFTs kontrakt nummer 991830
--	------------	----------------	--------------------------------

Utgiver SFT	Prosjektet er finansiert av SFT
----------------	------------------------------------

Forfatter Knut Einar Rosendahl
Tittel - norsk og engelsk Luftforurensninger – effekter og verdier (LEVE). Helseeffekter og samfunnsøkonomiske kostnader av luftforurensning Air Pollution – Impacts and Values. Adverse Health Effects and Socio-economic Costs of Air Pollution
Sammendrag Denne rapporten er en delrapport under SFTs LEVE-prosjekt. Den vurderer helseeffekter knyttet til luftforurensning i Norge, og gir et anslag på de totale samfunnsøkonomiske kostnadene av disse helseeffektene. Det er fokusert på de mest helsefarlige komponentene når det gjelder lokal luftforurensning i Norge; partikler og NO ₂ . I rapporten beregnes også marginale kostnader ved ulike typer utslipp, og det anslås kostnader av luftforurensningen som forventes i 2010. Ved verdsetting av framskyndet dødelighet er to alternative framgangsmåter anvendt i - verdsetting av et statistisk liv og verdsetting av tapte leveår. Summary This report is a part of a series of reports under the SFT-project LEVE. It presents an assessment of adverse health effects connected to air pollution in Norway, and provides estimates of the total social costs of these effects. It focuses on the most hazardous local air polluting components, namely particles and NO ₂ . Also the marginal costs of different types of emissions are calculated in the report, as well as the costs of the expected level of air pollution in 2010. Two different approaches are applied in the calculation of the value of premature mortality; valuation of a statistical life and valuation of lost years of living

4 emneord Luftforurensning Helseeffekter Samfunnskostnader Dose-respons	4 subject words Air Pollution Health Effects Socio-Economic Costs Dose-Response
---	---