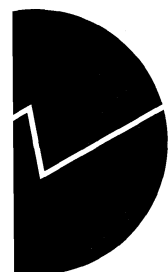


*Solveig Glomsrød, Anett C. Hansen
og Knut Einar Rosendahl*

Rapport

**Integrering av miljøkostnader i
makroøkonomiske modeller**



*Solveig Glomsrød, Anett C. Hansen
og Knut Einar Rosendahl*

Integrering av miljøkostnader i makroøkonomiske modeller

Standardtegn i tabeller	Symbols in tables	Symbol
Tall kan ikke forekomme	Category not applicable	.
Oppgave mangler	Data not available	..
Oppgave mangler foreløpig	Data not yet available	...
Tall kan ikke offentliggjøres	Not for publication	:
Null	Nil	-
Mindre enn 0,5 av den brukte enheten	Less than 0.5 of unit employed	0
Mindre enn 0,05 av den brukte enheten	Less than 0.05 of unit employed	0,0
Foreløpige tall	Provisional or preliminary figure	*
Brudd i den loddrette serien	Break in the homogeneity of a vertical series	—
Brudd i den vannrette serien	Break in the homogeneity of a horizontal series	
Rettet siden forrige utgave	Revised since the previous issue	r

ISBN 82-537-4348-3
ISSN 0806-2056

Emnegruppe

01.01 Miljøøkonomi og -indikatorer

Emneord

Arvlingsskoder
Helseeffekter
Likevektsmodeller
Luftforurensning
Materialkorrosjon
Prognoser
Trafikkulykker

Design: Enzo Finger Design
Trykk: Statistisk sentralbyrå

Sammendrag

Solveig Glomsrød, Anett C. Hansen og Knut Einar Rosendahl

Integrering av miljøkostnader i makroøkonomiske modeller

Rapporter 96/23 • Statistisk sentralbyrå 1996

Økonomisk aktivitet og miljøtilstanden er nært knyttet til hverandre. Denne rapporten presenterer et arbeid der relasjoner mellom økonomi og miljø integreres i en generell likevektsmodell for den norske økonomien. Modellen beregner utslipp til luft av ulike forurensningskomponenter. Videre modelleres sammenhengen mellom utslipp og konsentrasjon for noen av disse komponentene, sammenhengen mellom konsentrasjonsnivå og ulike effekter på helse, miljø og materialer, og endelig sammenhengen mellom disse effektene og sentrale økonomiske parametre. Dermed oppstår en modell der flere sammenhenger mellom økonomi og miljø er fullt integrert, slik at den økonomiske modellens løsning også avhenger av utviklingen i miljøtilstanden. Tilsvarende sammenhenger mellom trafikkulykker og økonomisk aktivitet er også inkludert i modellen.

Dette arbeidet har konsentrert innsatsen om de miljø- og helseeffekter som har produktiv verdi i forhold til nasjonaløkonomien. I tillegg gjøres det rede for enkelte fysiske effekter, som ikke prissettes i noe marked. I denne rapporten er disse effektene stort sett ikke verdsatt i penger. Denne prosessen overlates til beslutningstakerne. Et viktig unntak gjelder tap av menneskeliv, der vi har brukt eksisterende estimater som benyttes i forvaltningen. Dette betyr at en rekke velferdsvirkninger av forurensning ikke er inkludert i kostnadsberegningene.

Vi presenterer beregninger der realverdien av CO₂-avgiften fra og med 1995 økes med 12 prosent pr. år i forhold til dagens avgift. En slik avgiftsøkning kombineres med henholdsvis redusert arbeidsgiveravgift og redusert investeringsavgift, slik at offentlige inntekter forblir uendret. I det første tilfellet reduseres veksttakten i økonomien, slik at BNP i 2020 er 1,7 prosent lavere enn uten avgiftsendringen. Dette henger sammen med at arbeidstilbudet er antatt å være gitt i modellen, slik at redusert arbeidsgiveravgift ikke har noen effekt på sysselsettingen. Dersom investeringsavgiften i stedet reduseres, øker veksttakten i økonomien, og BNP i 2010 er 1,6 prosent høyere enn uten avgiftsendringen.

I begge avgiftsalternativene skjer det en reduksjon i forurensningsutslippene. Spesielt reduseres utslipp av CO₂ og SO₂. NO₂ og særlig partikler er mindre følsom for en CO₂-avgift, men også her skjer det reduksjoner. Dette har en gunstig effekt på helse og miljø. Noen av disse gevinstene gir også opphav til positive ringvirkninger i økonomien. Økt CO₂-avgift gir dessuten opphav til redusert trafikkarbeid. Dette har en gunstig effekt på antall trafikkskadde.

I alternativet med redusert arbeidsgiveravgift medfører miljø- og trafikkeffektene en produktivetsgevinst på omkring 1,6 mrd. 1994-kroner i 2020. Dette svarer til rundt 8 prosent av BNP-tapet. Den største gevinsten er knyttet til færre trafikkskadde. I tillegg kommer økt velferd av færre helseskader, som anslagsvis beregnes til ca. 1,5 mrd. kroner. Det presiseres at gevinstene kun dekker en utvalgt del av de sannsynlige miljø- og trafikkgevinstene. I alternativet med redusert investeringsavgift blir miljø- og trafikkgevinstene noe lavere, men de er fortsatt positive selv om BNP øker.

Rapporten er i stor grad identisk med en utredning som ble utført for Grønn Skattekommisjon. Vi har i arbeidet hatt stor nytte av et fruktbart tverrfaglig samarbeid, som omfatter Statens forurensningstilsyn (SFT), Norsk institutt for luftforskning (NILU), NORGIT-senteret, Folkehelse og Det norske meteorologiske institutt (DNMI). Deler av rapporten bygger i stor grad på tidligere publiserte arbeider (Glomsrød m.fl. 1996a; Glomsrød m.fl. 1996b; Rosendahl 1996).

Emneord: Avlingskoder, helseeffekter, likevektsmodeller, luftforurensning, materialkorrosjon, prognoser, trafikkulykker.

Prosjektstøtte: Prosjektet er delvis finansiert av Miljøverndepartementet.

Innhold

1. Innledning	7
1.1. Bakgrunn	7
1.2 Metode	8
2. Utslipp og konsentrasjon	11
2.1 Befolkningseksposering for partikler og NO ₂	11
2.1.1 Befolkningseksposering i Oslo	11
2.1.2 Befolkningseksposering i andre byer	12
2.2 Eksposering for SO ₂ -konsentrasjoner	13
2.3 Eksposering for ozon-konsentrasjoner	13
3. Helseeffekter	15
3.1 Sammenhenger mellom luftforurensning og helse	15
3.1.1 Partikler (PM)	15
3.1.2 Terskelverdier for partikler	18
3.1.3 Nitrogendioksid (NO ₂)	18
3.1.4 Terskelverdier for NO ₂	19
3.2 Helsevirkninger i en makromodell	19
3.2.1 Arbeidstilbud	20
3.2.2 Utgifter i offentlig helsesektor	21
3.2.3 Velferd	22
4. Materialkorrosjon	23
4.1 Sammenhengen mellom luftforurensning og materialskader	23
4.2 Materialkorrosjon i en makromodell	25
5. Avlingsskader	26
5.1 Sammenhengen mellom luftforurensning og avlingsskader	26
5.2 Avlingsskader i en makromodell	26
6. Trafikkulykker	28
6.1. Sammenhengen mellom vegtrafikkmengde og trafikkulykker	28
6.2 Trafikkulykker i en makromodell	29
7. Beregninger	31
7.1 Framskrivninger av miljø- og trafikkutviklingen mot år 2020	31
7.2 Makroøkonomiske og miljørelaterte effekter av økt CO ₂ -avgift	31
7.2.1 Økt CO ₂ -avgift kombinert med redusert arbeidsgiveravgift	31
7.2.2 Økt CO ₂ -avgift kombinert med redusert investeringsgiveravgift	33
7.3 Sektorvridninger av økt CO ₂ -avgift	34
7.3.1. Økt CO ₂ - avgift kombinert med redusert arbeidsgiveravgift	35
7.3.2. Økt CO ₂ -avgift kombinert med redusert investeringsavgift	35
7.4 Marginalkostnader ved økt luftforurensning	36
8. Andre miljøkostnader	37
8.1 Forsuring av vassdrag og grunnvann	37
8.2 Skogskader	37
8.3 CO ₂ -utslipp	37
9. Andre trafikkostnader	38
9.1 Vegslitasje	38
9.2 Køkostnader	39
9.3 Støy	39
9.4 Veginvesteringer	40
10. Oppsummering	41
Referanser	42
Tidligere utgitt på emneområdet	45
De sist utgitte publikasjonene i serien Rapporter	46

1. Innledning

1.1. Bakgrunn

Økonomisk aktivitet og miljøeffekter er nært knyttet til hverandre. Produksjon og konsum av varer og tjenester fører i ulik grad til forurensning, blant annet knyttet til bruken av energi. Ulike utviklingsbaner for økonomien kan derfor gi svært forskjellige baner for utviklingen av miljøet. Samtidig fører forurensning til dårligere helse, nedbrytning av materialer og skade på vegetasjon. Miljøkvaliteten virker derfor tilbake på den økonomiske aktiviteten, i tillegg til at den påvirker velferden direkte.

Hensikten med denne studien er å integrere slike relasjoner mellom økonomi og miljø i en generell likevektsmodell for den norske økonomien (MSG-EE).¹ Fra før eksisterer det i modellen en etterberegning av utslipp til luft av ulike komponenter. Det nye i denne studien er at vi har modellert sammenhengen mellom utslipp og konsentrasjon av ulike forurensningskomponenter, sammenhengen mellom konsentrasjonsnivå og ulike effekter på helse, miljø og materialer, og endelig sammenhengen mellom disse effektene og sentrale økonomiske parametre. Vi får dermed en modell der relasjonene mellom økonomi og miljø er fullt integrert, slik at den økonomiske modellens løsning også avhenger av utviklingen på miljøsida. Dette medfører for eksempel at innføring av en CO₂-avgift vil gi andre effekter på økonomiske størrelser som BNP enn det man får i en modell uten disse tilbakevirkningene fra miljøet. Metoden er beskrevet mer utførlig i avsnitt 1.2. I et tidligere arbeid har sammenhengen mellom trafikkulykker og økonomisk aktivitet blitt tilsvarende integrert i modellen (se Glomsrød m.fl. (1996b)), og denne modulen benyttes også i vår studie.

Nyere forskning har i langt større grad enn tidligere klart å estimere de *kvantitative* sammenhengene mellom luftforurensning og ulike miljø- og helseeffekter, dvs. såkalte dose-respons funksjoner. Tidligere var man i større grad tvunget til å bruke indirekte metoder, som for eksempel ekspertpanel og anvend-

elser av utenlandske kostnadsstudier. Nå ser en imidlertid tegn til at det på enkelte områder danner seg konsensus-kunnskap om dose-respons funksjoner, basert på et bredt empirisk materiale (se Rosendahl (1996) og Glomsrød m.fl. (1996a)). Vårt arbeid har tatt sikte på å innarbeide disse godt dokumenterte sammenhengene i modellen. Dette åpner også for en mer detaljert beskrivelse og mer ryddig behandling av miljøeffektene. Tidligere har miljøkostnadene vært beregnet i ettermodeller, ved bruk av faste koeffisienter mellom utslipp og ulike miljøkostnader. Disse har vært anslått i forvaltningssammenheng (SFT 1987), men med lite gjennomsluttig forbindelse til de underliggende forskningsresultatene. Derfor har det vært vanskelig å identifisere for eksempel hvilke konkrete helseeffekter som ligger bak (se Brendemoen m.fl. (1992)).

Det er likevel viktig å presisere at det fortsatt er stor usikkerhet med hensyn til flere miljø- og helsevirkninger av forurensning. Modellen og analysene vil derfor kun dekke en utvalgt, liten del av de ellers så komplekse og omfattende miljøproblemene. Det ligger derfor i kortene at beregninger som presenteres i denne rapporten i stor grad kan undervurdere de reelle miljøkostnadene, også på de områdene der man har enkelte dose-respons funksjoner. Man kan se på denne studien som et første skritt mot en mer presis og dokumenterbar modell for sammenhengen mellom økonomi og miljø, der man gradvis løfter et «gulv» for miljøkostnadene etter hvert som kunnskapen vokser. Spesielt er det viktig å huske på at makromodeller i Norge bare brukes til å analysere energirelaterte miljøproblemer, og at fokus derfor blir på luftforurensning. I forbindelse med politiske beslutninger er det viktig å ha klart for seg hvilke begrensninger som ligger i denne tilnærmingen (dette er utdypet nærmere i avsnitt 1.2).

Bruk av dose-respons funksjoner krever kunnskap om konsentrasjonsnivået i lufta av de enkelte forurensningskomponentene. Sammenhengene mellom utslipp og konsentrasjon er utarbeidet i samarbeid med bl.a. Norsk Institutt for Luftforskning (NILU). Ved bruk av deres detaljerte spredningsmodell for luftforurensning i Oslo, beregnes personvektede konsentrasjoner av partikler (PM₁₀) og NO₂ for analyser av helseeffekter. Vi

¹ Tilsvarende integrering vil også bli gjort for en ny versjon av modellen, MSG6, og for den makroøkonometriske modellen MODAG.

generaliserer disse sammenhengene mellom utslipp og konsentrasjon til å gjelde 7 andre byer (dekker 30 pst. av befolkningen). For resten av befolkningen er det større usikkerhet om konsentrasjonene er for små til å gi helseeffekt. For materialskader baserer vi oss på enklere sammenhenger mellom utslipp og konsentrasjon av SO_2 , mens for avlingsskader som følge av ozon-konsentrasjon anvender vi informasjon fra Det Norske Meteorologiske Institutt (DNMI). For disse skadene fokuseres det på hele landet. Videre benyttes Geografisk Informasjon System (GIS) fra NORGIT til å beskrive spredningen av bygningskapital i Oslo, med generalisering til 15 andre byer. Ved å benytte slike sammenhenger i modellen har vi fått et høyere presisjonsnivå når det gjelder eksponering av personer, bygningmaterialer og avlinger.

Dette arbeidet har konsentrert innsatsen om de miljø- og helseeffekter som har produktiv verdi i forhold til nasjonaløkonomien. I tillegg gjøres det rede for en del fysiske effekter, som ikke prissettes i noe marked. I denne rapporten er disse effektene stort sett ikke verdsatt i penger. Denne prosessen overlates til beslutningstakerne. Et viktig unntak gjelder tap av menneskeliv, der vi har brukt eksisterende estimater som benyttes i forvaltningen. Dette betyr at en rekke velferdsvirkninger av forurensning, som det er mulig å kartlegge ved direkte metoder (for eksempel betalingsvillighetsstudier), ikke er inkludert i kostnadsberegningene.

I neste avsnitt beskrives den generelle metoden som anvendes. I kapittel 2 presenterer vi sammenhenger mellom utslipp og eksponering for de enkelte komponentene. Deretter tar vi for oss hhv. helseeffekter, materialskader, avlingsskader og trafikkulykker i kapitlene 3-6. I hvert kapittel beskrives våre valg av dose-respons sammenhenger, og hvordan disse er implementert i makromodellen. Kapittel 7 presenterer resultater av beregninger, både framskrivning av miljøeffekter til år 2020 og virkninger av en økt CO_2 -skatt. I kapittel 8 og 9 gir vi en kort beskrivelse av andre miljø- og trafikkostnader som ikke er like grundig behandlet i makromodellen, men som kan være av like stor (eller større) betydning. Kapittel 10 oppsummerer.

1.2. Metode

Tankegangen i denne studien er illustrert i figur 1. Utgangspunktet er som nevnt den generelle likevektsmodellen MSG-EE,² der økonomisk aktivitet (X) bestemmes bl.a. utfra størrelsen på en del inngangsvariable (I_k) (tilgang på arbeidskraft og kapital etc.). Størrelsen og sammensetningen av økonomisk aktivitet gir opphav til ulike effekter relatert til hhv. miljø og vegtrafikk. I høyre side av figuren framkommer det at en vektor av økonomisk aktivitet (X) fastsetter

mengden av utslipp (U_i) av 8 ulike forurensningskomponenter (for eksempel NO_x):

$$U_i = U_i(X)$$

Dette er en allerede integrert del av MSG-EE. Videre beregnes konsentrasjonen i lufta (K_i) av 4 ulike forurensningskomponenter (NO_2 , PM_{10} (partikler), SO_2 og ozon) på basis av utslippet:

$$K_i = K_i(U_i)$$

Konsentrasjonen er en indikator for i hvilken grad personer, bygninger og avlinger eksponeres for de ulike forurensningskomponentene, og den vil typisk variere mellom byer og regioner. Dette er beskrevet i neste kapittel. Endret konsentrasjon av bestemte komponenter, sammenlignet med for eksempel basisåret, medfører endring i forekomsten av helse- og miljøskader (M_j), som kommer til uttrykk som for eksempel sykdomsdager, materialkorrosjon og avlingstap:

$$\Delta M_j = m_j * \Delta K_i$$

Dette er såkalte dose-respons funksjoner, der m_j angir den kvantitative sammenhengen mellom konsentrasjonen av komponent i og helse- eller miljøskaden j . Disse sammenhengene bygger på særskilte studier, og er beskrevet nærmere i kapitlene 3-5. Endret skade på helse eller miljø medfører videre at inngangsvariablene (I_k) til den økonomiske modellen påvirkes, ved at for eksempel tilgangen på arbeidskraft eller kapitalmengde endres:

$$\Delta I_k = i_k * \Delta M_j$$

Disse funksjonene er også forklart i kapittel 3-5. Endrede verdier på inngangsdataene gir en ny likevekt i den økonomiske modellen, og først når det er en total likevekt i hele dette systemet, har modellen funnet en løsning.

På tilsvarende måte påvirker den økonomisk aktiviteten vegtrafikkmengden (T_i), se venstre del av figur 1:

$$T_i = T_i(X)$$

Trafikkmengden er en viktig faktor for bestemmelse av bl.a. trafikkulykker (TU_j):

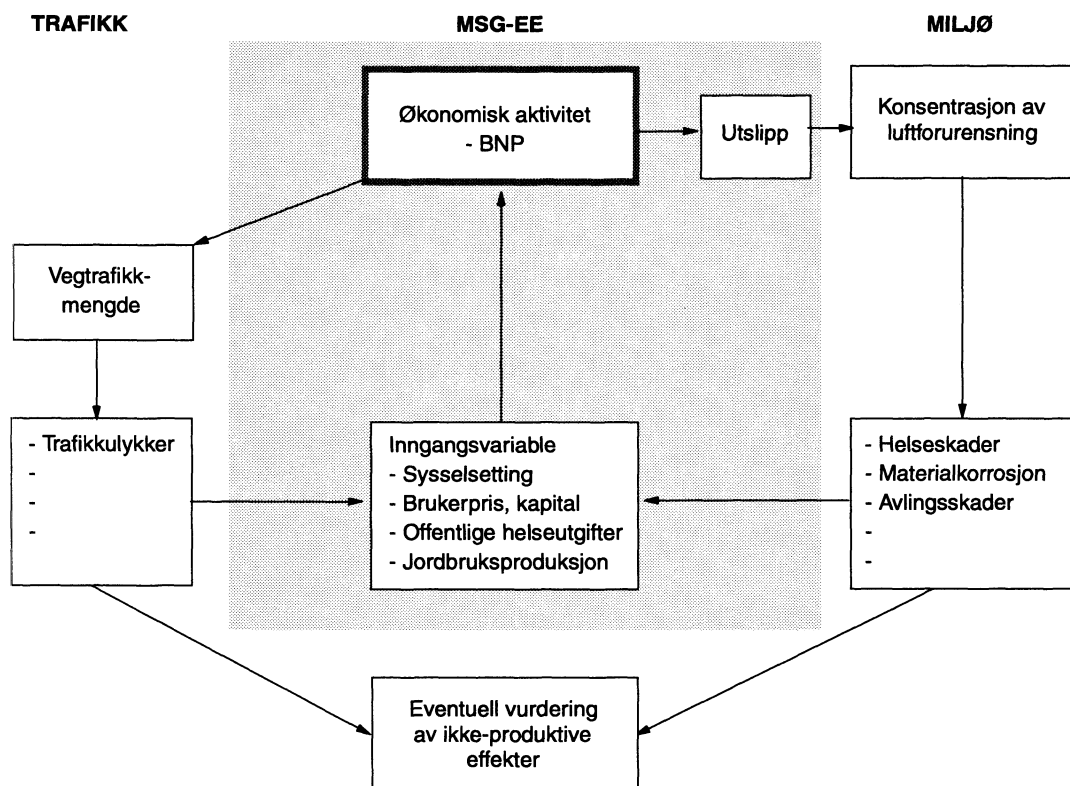
$$TU_j = TU_j(T_i)$$

som også påvirker inngangsvariablene (I_k) til den økonomiske modellen:

$$\Delta I_k = i_k * \Delta TU_j$$

² MSG-EE er beskrevet i Alfson m.fl. (1996).

Figur 1. Integrering av økonomisk aktivitet, miljø og trafikk



Integrering av trafikkulykker i MSG-EE er utført i et tidligere arbeid (Glomsrød m.fl. 1996b), og er her beskrevet nærmere i kapittel 6.

I tillegg til at miljø- og trafikkskader gir opphav til produktivitetstap, fører det til endret livskvalitet (for eksempel ved økt sykkelighet). Dette krever en egen vurdering ut over det som fanges opp i økonomiske termer. Det samme gjelder effekter som det er vanskelig å spesifisere i produktive størrelser, for eksempel støypenger. Disse virkningene behandles i en egen etterberegning.

En sentral forutsetning for å tolke beregningsresultatene, er at de viktigste egenskapene ved modellen er kjent. MSG-EE er en realøkonomisk modell hvor bare tilgang og allokering av ressurser blir beskrevet. Det som i hovedtrekk bestemmer den økonomiske veksten i modellen, er tilgangen på ressurser i form av arbeidskraft (L) og realkapital (K), pluss den teknologiske framgangen (τ):

$$BNP = BNP(L, K, \tau)$$

Utover dette har ressursallokeringen mellom ulike næringer betydning, fordi noen sektorer er mer produktive enn andre. Offentlig sektor er for eksempel generelt mindre produktiv enn privat sektor i modellen. Det er også markante forskjeller mellom ulike private produksjonssektorer. Tilgangen på

arbeidskraft er eksogent gitt (vi ser foreløpig bort fra utvidelsene presentert i figur 1). Det samme gjelder den teknologiske framgangen. Dette innebærer for eksempel at man innenfor modellen ikke kan påvirke sysselsettingen eller teknologien ved hjelp av offentlige virkemidler som skatte- og avgiftspolitik. Dette er viktig å ha i mente når man i denne rapporten studerer økt CO₂-avgift kombinert med lavere arbeidsgiveravgift.

Allokering av realkapitalen kan modelleres på to ulike måter i MSG-EE modellen. Vi har valgt å forutsette at kravet til avkastningsrate er eksogent gitt, for eksempel under påvirkning av avkastningsnivået i utenlandske investeringer. Kapitalnivået bestemmes dermed endogent på basis av lønnsomhetsbetraktninger. Brukerprisen på realkapital er derfor avgjørende for kapitalnivået, og videre for den økonomiske veksten. Økt CO₂-avgift medfører blant annet at produksjon av varer og tjenester blir dyrere, fordi energi er innsatsfaktor i produksjonen. Spesielt fører det til økte kostnader ved produksjon av investeringsvarer. Dermed vil brukerprisen på realkapital stige, kapitalnivået avta, og den økonomiske veksten avta. Reallokering av ressurser mellom næringer vil kunne påvirke det endelige utfallet, men ikke fortegnet på effekten. Strukturen i modellen medfører derfor at man ikke kan oppnå såkalt rene doble gevinster (økonomisk i tillegg til miljømessig gevinst) ved vridning i skattepolitikken, ved at skatt på arbeid reduseres, mens skatt på for-

urensning øker. Dersom man reduserer investeringsavgiften i stedet for arbeidsgiveravgiften, er imidlertid utfallet åpent.

Den integrerte modellen presentert i figur 1 åpner i prinsippet for endrede konklusjoner i og med at sysselsettingen bestemmes endogent ved nivået på forurensningen og trafikkmengden. Det samme gjelder brukerprisen på kapital. Økt pris på energi vil dermed indirekte føre til økt sysselsetting og redusert brukerpris på kapital (isolert sett), ved at energibruken reduseres. Offentlige utgifter knyttet til trygdeutbetalinger og sykehusbehandling vil også reduseres, noe som frigjør offentlige midler. Som vi vil se i kapittel 7, er imidlertid tilbakevirkningene på det nåværende stadium for svake til å endre konklusjonene nevnt over.

Det er to momenter ved denne metoden vi ønsker å diskutere mer utførlig i dette avsnittet. Første moment er knyttet til usikkerhet eller mangel på kunnskap. I avsnitt 1.1 ble det trukket fram at modellen kun dekker en utvalgt, liten del av miljøproblemene. Ved å bygge på estimerte sammenhenger mellom forurensning og ulike miljøeffekter, tvinges vi til å basere oss på effekter som i rimelig enkel grad lar seg påvise. Effekter som er vanskelig å måle, derimot, må utelates, selv om eksperter måtte mene at de kan være alvorlige. Et illustrerende eksempel kan være helsekostnader av NO₂-forurensning, der Brendemoen m.fl. (1992) benyttet en svært høy marginalkostnad på basis av vurderingene til et ekspertpanel som ledd i SFT's Oslo-undersøkelse (SFT 1987). Med vår framgangsmåte finner vi svært lave marginalkostnader, fordi man i liten grad har klart å påvise alvorlige helseeffekter av NO₂ i epidemiologiske studier. Helseeksperter mener imidlertid, blant annet på basis av kliniske studier, at helsefaren ved NO₂-eksponering kan være betydelig. Det kan derfor tenkes at det er store måleproblemer knyttet til å estimere helseeffekter av NO₂, slik at ekspertpanelets vurderinger likevel holder mål, mens vår tilnærming i stor grad undervurderer kostnaden (se kapittel 3 for en nærmere vurdering).

Dette illustrerer forskjellen mellom kunnskap om trafikkulykker på den ene siden, og kunnskap om miljøeffekter på den andre siden. Mens nivået på antall trafikkulykker er tilgjengelig i statistiske oversikter, er omfanget av mange forurensningsrelaterte skader i høy grad ukjent. Det er derfor ikke overraskende at trafikkulykker har større betydning i beregningene enn miljøeffektene (se kapittel 7). Man skal derfor unnlate å trekke konklusjoner om viktigheten av de ulike trafikk- og miljøeffektene på basis av resultatene som presenteres i rapporten. Det gjelder ikke minst tallene som presenteres i kapittel 8 og 9, der dokumentasjonen i flere av avsnittene er svært mangelfull sammenlignet med det som presenteres i kapittel 7.

På tilsvarende måte som over må vi i analysen overse viktige miljøproblemer som man foreløpig har for upresis kunnskap om. Det er nok å nevne biologisk mangfold. Et annet eksempel er klimaendringer som følge av CO₂-utslipp, der den store usikkerheten gjør at det foreløpig ikke finnes gode skadefunksjoner. En vurdering av disse miljøproblemene kan likevel vise seg å ha topp prioritet, nettopp fordi usikkerheten om framtidig skade anses som vesentlig. Internasjonale miljøproblemer må imidlertid behandles på en særskilt måte.

Det andre momentet gjelder verdsetting av effekter som ikke prissettes i den økonomiske modellen. Dette kan være effekter som er knyttet til endret livskvalitet, slik som endret sykkelighet og dødelighet. En nøytral verdsetting av slike effekter er i utgangspunktet etisk problematisk, og det bør derfor overlates til beslutningstakere å foreta vurderinger basert på eget verdisyn.³ Vi vil av den grunn først og fremst fokusere på de fysiske effektene. Dermed kan ulike beslutningstakere selv velge hvordan disse effektene bør verdsettes. Enkelte unntak vil bli gjort for å antyde størrelsesorden på verdien av endret livskvalitet. Dette gjelder hovedsaklig verdsetting av dødelighet, der det eksisterer et etablert estimat som anvendes i forvaltningen. Det vil imidlertid være mulig å benytte andre verdsettinger, dersom det er ønskelig. For andre effekter finnes ikke like godt etablerte verdsettelsesestimater. SFT arbeider for tiden med en verdsettelsesstudie, og det vil være naturlig å anvende deres resultater når de foreligger.

Etter som beregningsresultatene (målt i kroner) kun vil omfatte produktive effekter, er det grunn til å tro at totalkostnaden ved økt forurensning vil være betydelig større enn de kronebeløpene som kan leses direkte ut av tabellene i kapittel 7.

³ Dette er bl.a. diskutert av Nyborg (1995) i forbindelse med nyttekostnadsanalyser.

2. Utslipp og konsentrasjon

2.1. Befolkningseksponering for partikler og NO₂

Det er uenighet om hvilket mål for eksponering som er mest relevant for helseeffekter. På den ene siden har man middelkonsentrasjoner av ulik lengde, og på den annen side antall timer over et bestemt konsentrasjonsnivå. De aller fleste studier av dose-respons funksjoner bruker middelkonsentrasjoner på et eller flere døgn for akutte helseeffekter, og middelkonsentrasjoner for et halvt år og oppover for kroniske effekter. I anvendte studier er det vanlig å konvertere disse til funksjoner av årsmiddelkonsentrasjonen. Dette lar seg gjøre forutsatt at dose-respons funksjonene er lineære, og det ikke antas noen bestemt terskelverdi. Slike forutsetninger er i stor grad til stede for de funksjonene som er tilgjengelig, spesielt når det gjelder partikler.

Det kan likevel være problematisk å kun fokusere på årsmiddelkonsentrasjoner. Det skyldes at korte episoder med høye forurensningsnivåer trolig har en større effekt enn det som fanges opp av de lineære dose-respons funksjonene. Dette gjelder særlig for NO₂, der man har hatt problemer med å finne signifikante sammenhenger mellom middelkonsentrasjoner av NO₂ og omfattende helseeffekter. Ifølge WHO (1995) antyder dyreforsøk at maksimumskonsentrasjonene har større betydning enn varighet for NO₂. Det er metodiske problemer knyttet til å måle eksponering for korte episoder med høye nivåer, fordi eksponeringen i større grad er avhengig av individuell adferd (for eksempel knyttet til om en person oppholder seg i nær tilknytning til vegtrafikk eller andre lavtliggende kilder). Vår tilnærming vil derfor trolig undervurdere disse episode-effektene.

2.1.1. Befolkningseksponering i Oslo

NILU har utarbeidet en detaljert spredningsmodell for luftforurensning i Oslo. Gitt variasjon i utslippet fra ulike kilder, bestemmer den befolkningseksponeringen for blant annet inhalerbare partikler (PM₁₀) og NO₂ i ruter på 1 km². På oppdrag fra SSB har NILU brukt sin modell til å beregne en funksjon for personvektet årsmiddelkonsentrasjon av PM₁₀ og NO₂ i Oslo (Walker 1996). Funksjonen avhenger av endringer i lokale

utslipp fra veitrafikken, øvrige lokale utslipp (stort sett fyring) og bakgrunnskonsentrasjon, som dekker utenlandske og norske utslipp utenfor Oslo. Årsmiddelkonsentrasjonen er beregnet for hver rute, og er så vektet med befolkningen i ruten. Dette gir en detaljert beskrivelse av befolkningseksponeringen i Oslo sammenlignet med lignende internasjonale studier.⁴ Med tanke på at en stor andel av Oslos befolkning arbeider i bykjernen (der forurensningen er høyest), og bor i utkanten, kan det innvendes at metoden delvis undervurderer den reelle befolkningseksponeringen. Det må også tilføyes at spredning av luftforurensning er en komplisert prosess, slik at usikkerheten knyttet til funksjonene er betydelig.

For å få en best mulig beskrivelse av utslippsutviklingen i Oslo framover, har vi beregnet Oslos andel av det nasjonale utslippet i 1992 for alle sektorer og kilder i MSG-modellen.⁵ I kjøring med modellen, som fra før beregner utslipp på nasjonalt nivå i hver sektor og kilde, benytter vi disse andelene til å beregne Oslos utslipp fra hver sektor og kilde. Det betyr for eksempel at hvis en relativt stor andel av Oslos utslipp stammer fra sektorer og kilder som vokser relativt raskt, fanger modellen opp at Oslos andel av det nasjonale utslippet vil vokse. Tilsvarende er gjort for 7 andre byer, ved beregning av befolkningseksponeringen (se neste avsnitt).

For PM_{2,5} presenterer Walker (1996) følgende funksjon for personvektet årsmiddelkonsentrasjon i Oslo:

$$PM_{2,5} = 3,9 * I_T + 5,3 * I_F + 5,9 * I_B$$

I_j betegner indekser (I_j=1 i 1992) for henholdsvis trafikkutslipp (T), øvrige utslipp (F) og bakgrunnskonsentrasjon (B). Det betyr at i 1992 var beregnet konsentrasjon 15,1 µg/m³.

⁴ EC (1994) benytter ruter på 100 km², mens Ostro (1994) benytter ruter på 25 km² for Jakarta, og kaller det en betydelig forbedring i forhold til andre studier.

⁵ Dette er gjort basert på kommunal utslippsstatistikk i Statistisk sentralbyrå (i SSB (1996) er det oppgitt aggregerte utslippstall for hver kommune).

For utslipp fra veitrafikk er det betydelig sesongforskjell når det gjelder skaleringsfaktoren mellom PM_{10} og $PM_{2,5}$. Faktoren er henholdsvis 3,0 og 1,2 for vinter- og sommerhalvåret, ifølge Walker. Den store sesongforskjellen skyldes bruk av piggdekk, som fører til oppvirvling av veistøv og derav dannelse av PM_{10} . Siden dette først og fremst avhenger av kjørte kilometer, og ikke av utslippet fra motoren, antar vi at skaleringsfaktoren mellom PM_{10} og $PM_{2,5}$ er 1,2 hele året, og inkluderer i stedet en indeks for kjørte kilometer. Dette er spesielt viktig fordi utslippet pr. kjørte kilometer er forventet å reduseres kraftig de nærmeste åra. For øvrige utslipp er faktoren 1,1 hele året.

Bakgrunnskonsentrasjonen er basert på målinger på Birkenes (utenfor Kristiansand), der gjennomsnittlig konsentrasjonsnivå for PM_{10} lå på $8,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ i 1992. Det er noe uklart hvor stor andel av dette som skyldes utenlandsk utslipp, og hvor stor del som skyldes norske utslipp. NILU er usikre, men antyder at 70-75 pst., dvs. $6-6,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$, skyldes utenlandsk utslipp. Det er først og fremst de minste partiklene ($PM_{2,5}$) som transporteres over lange avstander. Oslo ligger lenger unna kontinentet enn Birkenes, men nærmere Sverige. For Oslo (og resten av Østlandsområdet) antar vi på denne bakgrunn at utenlandsk utslipp bidrar til $6 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Ifølge NILU er det grunn til å tro at det regionale norske bidraget er større i Oslo enn på Birkenes, og vi anslår dette bidraget til $4 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Det betyr at bakgrunnskonsentrasjonen i Oslo antas å være $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Det gir oss følgende funksjon for PM_{10} -konsentrasjonen i Oslo, der indeksene I_T , I_F og I_R (norske regionale utslipp) gjelder utslipp av PM_{10} , mens I_{KM} er en indeks for kjørte kilometer:⁶

$$PM_{10} = 4,2 * I_T + 5,3 * I_F + 3,7 * I_{KM} + 4 * I_R + 6$$

I 1992 var beregnet årsmiddelkonsentrasjon $23,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Konsentrasjonen av NO_2 dannes ved utslipp av NO_x , men sammenhengen er ikke lineær. Walker (1996) har beregnet en diskret funksjon, der indekser for utslipp og bakgrunnskonsentrasjon varierer trinnsvis fra 0,6 til 1,4, med intervaller på 0,1. Vi har utført regresjoner på denne diskrete funksjonen, og funnet en lineær funksjon som samsvarer godt:⁷

$$NO_2 = 14,6 * I_T + 2,1 * I_F + 32,3 * I_b - 3,1$$

Indeksene gjelder her NO_x -utslipp fra tilsvarende kilder som for partikler. Den store forskjellen i de to første

⁶ I Walkers (1996) opprinnelige funksjon er bakgrunnskonsentrasjonen angitt til $8,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$, det samme som på Birkenes. Walker har imidlertid selv antydnet at dette er for lavt for Oslo, og vi har derfor justert den opp. De andre koeffisientene har vi justert ned proporsjonalt slik at konsentrasjonen er den samme som før når indeksene er lik 1.

⁷ $R^2 > 0,99$

vektene har delvis sammenheng med at NO_x -utslippet fra veitrafikken i Oslo i 1992 var 3-4 ganger større enn summen av øvrige utslipp. Bakgrunnskonsentrasjonen av NO_2 er basert på målinger på Jeløya, som antas å være representative for bakgrunnsnivåer rundt Oslofjorden. Ifølge Hagen (1994) ligger konsentrasjonsnivået på Jeløya rundt $10-15 \mu\text{g}/\text{m}^3$, mens det på Birkenes ligger rundt 5. Det er uklart hvorvidt disse målingene kan utnyttes til å anslå andelen utenlandske utslipp i bakgrunnskonsentrasjonen i Oslo. Selv om den lineære funksjonen vi bruker samsvarer bra med den opprinnelige funksjonen, er det tvilsomt om den lineære tilnærmingen gjelder like godt når utslippene reduseres til 0. Dermed kan vi ikke uten videre sette konstantleddet i funksjonen lik det utenlandske bidraget (dersom dette var kjent), og bestemme det regionale norske bidraget residualt.

NILU har ikke konkrete forslag til oppsplitting av bakgrunnskonsentrasjonen. Vi velger derfor å anta at utenlandsk og norsk regionalt utslipp har like stor vekt i koeffisienten foran I_b . På den ene siden indikerer målingene på Birkenes og Jeløya at utenlandske utslipp har liten betydning, siden konsentrasjonen er såpass mye høyere på Jeløya enn på Birkenes (differansen skyldes trolig norske regionale bidrag). På den andre siden stammer en viktig del av konsentrasjonen på Jeløya fra utslipp i Oslo, som ikke hører inn under det regionale bidraget til Oslo. Upubliserte data fra DNMI (Det Norske Meteorologiske Institutt) tyder på at antakelsen vår er rimelig. Vi får da følgende funksjon:

$$NO_2 = 14,6 * I_T + 2,1 * I_F + 16,1 * I_R + 13,2$$

Ifølge denne funksjonen var beregnet årsmiddelkonsentrasjon i 1992 $46,0 \mu\text{g}/\text{m}^3$.⁸

2.1.2. Befolkningseksposering i andre byer

I mangel av spredningsmodeller har vi ikke tilsvarende funksjoner for befolkningseksposering i andre byer. For å få et visst inntrykk av virkningene på landsbasis, har vi selv forsøkt å konstruere funksjoner for personvektet årsmiddelkonsentrasjon av PM_{10} og NO_2 i 7 andre byer (inkl. tettstedet Bærum). Dette er gjort basert på målinger av sot (indikator for partikkel-konsentrasjon) og NO_2 referert i Hagen (1994) (tabell 5-8). Målingene er brukt til å bestemme det relative nivået i forhold til Oslo. Først er de imidlertid justert i samråd med NILU, utfra kunnskap om hvor representativ målestasjonen er, og informasjon om nyere målinger av blant annet PM_{10} . Ved hjelp av funksjonene for Oslo, har vi så kommet fram til årsmiddelkonsentrasjoner i 1992.

Disse konsentrasjonene er videre delt inn i ulike bidrag, i form av langtransportert forurensning (utenlandsk) og regionalt utslipp (norsk), som inngår i bakgrunns-

⁸ I Walkers (1996) diskrete funksjon var tilsvarende konsentrasjon $46,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Tabell 1. Funksjon for årsmiddelkonsentrasjonen av PM₁₀ og NO₂ i 8 norske byer

By	Funksjon for årsmiddelkonsentrasjon (målt i µg/m ³)	Beregnet årsmiddelkons. i 1992 (µg/m ³)
PM₁₀:		
Oslo	$PM_{10} = 4,2 * I_t + 5,3 * I_f + 3,7 * I_{KM} + 4,0 * I_r + 6$	23,2
Bergen	$PM_{10} = 0,7 * I_t + 7,0 * I_f + 0,6 * I_{KM} + 2,7 * I_r + 4$	15
Trondheim	$PM_{10} = 1,1 * I_t + 7,9 * I_f + 1,0 * I_{KM} + 2,0 * I_r + 3$	15
Stavanger	$PM_{10} = 1,1 * I_t + 5,2 * I_f + 1,0 * I_{KM} + 2,7 * I_r + 5$	15
Drammen	$PM_{10} = 1,9 * I_t + 5,4 * I_f + 1,7 * I_{KM} + 5,0 * I_r + 6$	20
Skien	$PM_{10} = 1,3 * I_t + 7,5 * I_f + 1,2 * I_{KM} + 4,0 * I_r + 6$	20
Porsgrunn	$PM_{10} = 1,5 * I_t + 7,2 * I_f + 1,3 * I_{KM} + 4,0 * I_r + 6$	20
Bærum	$PM_{10} = 1,0 * I_t + 2,1 * I_f + 0,9 * I_{KM} + 5,0 * I_r + 6$	15
NO₂:		
Oslo	$NO_2 = 14,6 * I_t + 2,1 * I_f + 16,1 * I_r + 13,2$	46
Bergen	$NO_2 = 11,8 * I_t + 2,1 * I_f + 16,1 * I_r + 10$	40
Trondheim	$NO_2 = 10,8 * I_t + 3,2 * I_f + 13 * I_r + 8$	35
Stavanger	$NO_2 = 6,9 * I_t + 1,0 * I_f + 16,1 * I_r + 11$	35
Drammen	$NO_2 = 8,3 * I_t + 0,5 * I_f + 18 * I_r + 13,2$	40
Skien	$NO_2 = 9,8 * I_t + 0,9 * I_f + 16,1 * I_r + 13,2$	40
Porsgrunn	$NO_2 = 2,9 * I_t + 7,8 * I_f + 16,1 * I_r + 13,2$	40
Bærum	$NO_2 = 3,4 * I_t + 0,4 * I_f + 18 * I_r + 13,2$	35

konsentrasjonen til den enkelte by, og utslipp fra lokale kilder. For partikler har vi antatt at utenlandsk bidrag til bakgrunnskonsentrasjonen er lik i alle byer på Østlandet, dvs. 6 µg/m³. I Stavanger, Bergen og Trondheim antar vi at dette bidraget er lik hhv. 5, 4 og 3 µg/m³, ettersom disse byene ligger lenger unna kilder på kontinentet og i Sverige. Bidraget fra det norske regionale utslippet antas å være noe større i Bærum og Drammen enn i Oslo (fordi Oslo inngår som del av det regionale utslippet for disse to), dvs. 5 µg/m³. I Skien og Porsgrunn antar vi samme bidrag som for Oslo, dvs. 4 µg/m³, i Stavanger og Bergen 2,7 µg/m³ (lik Birkenes), og i Trondheim 2 µg/m³.

For NO₂ har konstantverdiene en litt annen mening, slik at her blir det litt mer vilkårlig hva som antas. Vi velger likevel å la disse verdiene avspeile hvordan vi tror bidraget fra utenlandsk utslipp varierer fra by til by. Vårt valg for hele Østlandet er dermed lik 13,2 µg/m³. For Stavanger, Bergen og Trondheim velger vi hhv. 11, 10 og 8. Tilsvarende gjelder for det norske regionale utslippet. Det som her skiller seg ut i forhold til partikler, er at oljevirkomheten og kysttrafikken er store utslippskilder av NO_x. For Bergen og Stavanger har vi derfor valgt samme bidrag fra norske regionale utslipp som for Oslo (og Skien/Porsgrunn), dvs. 16,1 µg/m³. I Bærum og Drammen antar vi at dette bidraget er 18 µg/m³, mens i Trondheim velger vi 13 µg/m³. Bidraget som står igjen etter å ha trukket ut bakgrunnskonsentrasjonen, er fordelt på trafikkutslipp og øvrige utslipp (og kilometer for PM₁₀) i samme forhold som for Oslo.⁹ Tabell 1 presenterer funksjonene som da framkommer.

⁹ Siden det benyttes indekser, må konstantene justeres for å fange opp forskjeller i andelen trafikkutslipp i totalutslippet. Vi antar

En interessant observasjon basert på funksjonene fra NILU er at bakgrunnskonsentrasjonene synes å være såpass høye i Sør-Norge at man kan forvente helseeffekter av forurensning i store områder utover disse 8 byene, spesielt for partikler (se neste kapittel). Dette er ikke tatt hensyn til i denne studien.

2.2. Eksponering for SO₂-konsentrasjoner

SO₂ har effekter på materialkorrosjon og helse. I de fleste norske byer er det uklart i hvilken grad SO₂ har en egen effekt på helse *i tillegg til* effekten av partikler. I tettsteder og byer med mye svovelutslipp fra industri vil imidlertid SO₂ ha en egen betydelig helseeffekt (jfr. en studie fra Årdal av Søyseth m.fl. (1994)). Siden disse utslippene i stor grad avhenger av tiltak på mikro-nivå, har vi ikke inkludert beregninger av dette i vår makromodell. Vi nøyer oss derfor med effekten av SO₂ på bygningsmaterialer (se kapittel 4). SO₂-konsentrasjonen er tilnærmet proporsjonal med utslippet (med unntak av bakgrunnskonsentrasjonen). I denne omgang har vi kun beregnet en veid gjennomsnittskonsentrasjon av SO₂, som er vektet med forholdet mellom materialkorrosjonskostnader og SO₂-konsentrasjonen i 18 ulike byer/regioner i Norge. Konsentrasjonsnivåene i basisåret kommer fra NILU, og er presentert i Glomsrød m.fl. (1996a).

2.3 Eksponering for ozon-konsentrasjoner

I Norge er ozon-konsentrasjonene i første rekke bestemt av utenlandske utslipp, selv om innenlandske utslipp av NO_x også har en viss betydning. I norske byer fører økt NO_x-utslipp generelt til noe *lavere* ozon-konsentrasjoner lokalt, fordi ozon reagerer med NO og danner NO₂. Økt NO_x-utslipp i Norge fører imidlertid til noe *høyere* ozon-konsentrasjoner regionalt, og i forstedene til byene.

Ozon-konsentrasjoner har effekter på både helse, bygningsmaterialer og avlinger. I denne omgang har vi kun fokusert på avlingstap (effekter av ozon på avlinger er beskrevet i kapittel 5). Det skyldes at effektene på helse og bygninger i større grad er avhengige av lokal eksponering, som vi foreløpig har for liten kjennskap til. Sammenhengen mellom NO_x-utslipp og ozonkonsentrasjon kan som nevnt være både positiv og negativ.

I en foreløpig rapport fra DNMI (Meteorologisk institutt), Simpson m.fl. (1995), beregnes det regionale effekter på ozon-konsentrasjoner av norske NO_x-utslipp. Det beregnes bl.a. effekter på AOT40 pr. tonn endring i utslipp. AOT40 er et mål på hvor mye og hvor lenge ozon-konsentrasjonen har vært over 40 ppb, eller 80 µg/m³, i perioden mai-juli, dvs. integralet av

nemlig at den relative betydningen av trafikkutslipp i forhold til annet utslipp er lik for alle byer.

overskridelsene over vekstsesongen i Europa.¹⁰ AOT40 måles i ppm.timer (=1.000 ppb.timer). Beregningene av endringer i AOT40 utføres for ulike ruter i et EMEP-rutenett på 150x150 km² over Norge.

Vi har fått tilgang til rådataene i studien til Simpson m.fl. De gir opplysninger om hvordan AOT40-verdiene endrer seg i hver rute ved en uniform reduksjon av norske NO_x-utslipp på 30 pst. i forhold til utslippet i 1986 (tidspunkt for undertegnelse av NO_x-protokoll). Denne reduksjonen tilsvarer en reduksjon på 68,96 ktonn NO_x på landsbasis (ktonn = 1.000 tonn). Med antakelse om lineære funksjoner gir dette endring i AOT40-verdier i hver rute pr. ktonn reduksjon av norske NO_x-utslipp.

Endrede AOT40-verdier kan sammenholdes med oversikt over ulike avlingsmengder i de enkelte rutene. En slik oversikt er tilgjengelig i Statistisk sentralbyrå, og er utarbeidet på oppdrag fra SFT. Vi kan derfor konstruere en veid funksjon for sammenhengen mellom norske NO_x-utslipp og AOT40-verdier, der avlingsmengdene er vekter. Dette er gjort for avlings-sortene hvete, potet og dyrket eng, som er sorter som påvirkes av ozon-konsentrasjonen. Det gir følgende tre funksjoner for sammenhengen mellom AOT40 (1 ppm.time = 1.000 ppb.timer) og NO_x-utslipp (målt i ktonn):

$$\Delta AOT40 = 2,17 \text{ ppb.timer} * \Delta NOX \text{ (hvete)}$$

$$\Delta AOT40 = 1,74 \text{ ppb.timer} * \Delta NOX \text{ (potet)}$$

$$\Delta AOT40 = 1,60 \text{ ppb.timer} * \Delta NOX \text{ (dyrket eng)}$$

Til sammenligning varierer nivået på AOT40-verdiene fra under 1 ppm.time i Nord-Norge til rundt 10 ppm.timer på Sørlandet, mens totale norske NO_x-utslipp i 1994 var 226 ktonn. Dette betyr at norske NO_x-utslipp bidrar til gjennomsnittlig rundt 10 pst. av AOT40-nivået i norske jordbruksregioner. Den areal-veide funksjonen har en faktor på 1,15. Dette har sammenheng med at utslaget på AOT40-verdiene er størst i Sør-Norge, der den største andelen av avlingsmengden befinner seg.

¹⁰ Tidspunktet for vekstsesongen vil variere for ulike planteslag og klima, og etter hvert vil det bli naturlig å få mer presise AOT40-mål for norske forhold.

3. Helseeffekter

3.1. Sammenhenger mellom luftforurensning og helse

Luftforurensningen i en by er en blanding av flere komponenter. Helseeffekten av å eksponeres for denne lufta avhenger av både komponentene individuelt og vekselvirkninger mellom dem. Til tross for denne kompleksiteten har flere epidemiologiske studier funnet signifikante dose-respons sammenhenger, dvs. endringer i ulike helseeffekter forbundet med endringer i nivået på ulike forurensningskomponenter. Dette gjelder først og fremst de fire hovedkomponentene partikler, ozon, NO_2 og SO_2 . I internasjonale studier har fokus i det siste vært rettet hovedsakelig mot partikler og ozon. Dette reflekterer at disse to komponentene ser ut til være de mest signifikante i epidemiologiske studier. I studier som beregner helsekostnader av luftforurensning, rangerer derfor partikler og ozon øverst (i nevnte rekkefølge).¹¹

Som nevnt i forrige kapittel, er ozon-konsentrasjonene i Norge i første rekke bestemt av utenlandske utslipp. Vi har derfor foreløpig ikke inkludert helsevirkninger av ozon. Siden SO_2 -konsentrasjonene har falt betydelig de siste tiåra, og nå først og fremst er et helseproblem i spesifikke lokale områder, studerer vi heller ikke helsevirkninger av SO_2 (se forrige kapittel).

Det betyr at vi begrenser analysen til partikler og NO_2 . Selv om de fleste nyere studier tar hensyn til effekten av andre forurensningskomponenter, er det relevant å spørre om de observerte effektene av ulike komponenter kan summeres opp. Dette problemet er til en viss grad redusert i vår analyse fordi vi har valgt funksjoner for henholdsvis partikler og NO_2 som bare delvis overlapper.

I dette avsnittet beskriver vi dose-respons sammenhengene vi har benyttet. I avsnitt 3.2 vil disse sammenhengene bli implementert i en makroøkonomisk modell for å finne virkningene på økonomisk

aktivitet. Kapitlet bygger i hovedsak på Rosendahl (1996), og det henvises til den rapporten for utfyllende informasjon om sammenhenger mellom luftforurensning og helseeffekter, og implementering av helseeffekter i makro.

3.1.1. Partikler (PM)

Det eksisterer tallrike studier som rapporterer signifikante dose-respons sammenhenger for partikler. Disse har blitt utført i ulike deler av verden. For noen helseeffekter, for eksempel dødelighet, er flere studier foretatt og en klar sammenheng er etablert. For andre effekter, for eksempel sykefravær, eksisterer færre studier. Sammenhenger er funnet ved forholdsvis lave konsentrasjonsnivåer, og hittil har man ikke funnet noen klar terskelverdi. Siden spørsmålet om terskelverdier er spesielt relevant for Norge, vil dette bli behandlet i et eget avsnitt (se 3.1.2).

Partikler består av ulike kjemiske forbindelser. Det vanligste er å bruke konsentrasjonen av PM_{10} , dvs. partikler med diameter mindre enn 10 μm , som mål på partikkelforurensningen. Det skyldes at det først og fremst er de små partiklene som er helsefarlige.¹²

I tabell 2 har vi listet opp dose-respons funksjonene for partikler som vi har valgt fra studier i litteraturen. Alle funksjonene har tidligere blitt benyttet i flere internasjonale kostnadsstudier.¹³ Øvre og nedre grense er oppgitt i parentes. Grensene er hentet fra ulike anvendelser av funksjonene (kilden er oppgitt i parentes), og er stort sett +/- ett standard avvik i den spesielle studien. Et bedre mål på usikkerheten hadde vært å ta hensyn til alle studiene som er utført for samme endepunkt (for eksempel luftveisrelaterte sykehusinnleggelser). En slik gjennomgang foreligger imidlertid ikke (så vidt vi vet), bortsett fra for dødelighet. Vi har foreløpig ikke gjort bruk av usikkerhetsintervallene,

¹¹ I en kostnadsstudie for Los Angeles området, finner Hall m.fl. (1992) at helsegevinsten av å redusere luftforurensningen ned til nasjonale standarder vil beløpe seg til henholdsvis 6,4 og 2,7 mrd. dollar for partikler og ozon.

¹² Enda mindre partikler ($PM_{2,5}$, PM_1 og $PM_{0,1}$) vurderes som kanskje vel så viktige. Det samme gjør sure aerosoler. Disse er imidlertid i første rekke bestemt av utenlandske utslipp, i motsetning til PM_{10} (og $PM_{2,5}$).

¹³ Se for eksempel EC (1994), ORNL/RFF (1994), Rowe m.fl. (1995) og Ostro (1994).

Tabell 2. Dose-respons funksjoner for partikler

Endring i helseeffekt	Koeffisient estimater (pr. endring i årsmiddel-kons. av PM_{10} ($\mu g/m^3$))	Kilde
Akutt dødelighetsrisiko (kortvarig eksponering)	0,096% (0,063 ; 0,130)	Ostro (1993) - konsensus estimat
Dødelighetsrisiko (langvarig eksponering)	0,65%* (0,46 ; 0,91)	WHO (1995) - kombinasjon av 2 studier
Antall dager med begrenset aktivitet (BAD) pr. person pr. år	0,0575 (0,036 ; 0,090)	Ostro (1987) (ORNLR/RF(1994))
Antall dager med luftveis-symptomer pr. person pr. år	0,18 (0,09 ; 0,27)	Krupnick m.fl. (1990) (Ostro (1994))
Årlige luftveisrelaterte sykehusinnleggelses pr. 100.000 pers.	3,6 (1,2 ; 10,2)	Rosendahl (1996) - basert på ulike studier
Risiko for kronisk obstruktiv lungesykdom (COPD)	1,1%* (0,5 ; 1,7)	Abbey m.fl. (1993) (Rowe m.fl. (1995))

* effekt av kronisk eksponering

fordi funksjonene er fullt integrerte i modellen, og ikke bare benyttes i en etterberegning.

Bortsett fra Abbey m.fl. (1993) og WHO (1995), gjelder alle funksjonene helseeffekter som oppstår som følge av kortvarig eksponering (dvs. ett eller flere døgn). Dette dreier seg om akutte helseeffekter, dvs. effekter som utløses plutselig og som stort sett er av en kortvarig karakter (ikke dødelighet). Kroniske effekter, dvs. effekter som er av en varig karakter og som gjerne oppstår gradvis, er vanskeligere å kvantifisere fordi de normalt oppstår etter langvarig eksponering. De siste åra har imidlertid noen studier klart å påvise sammenhenger mellom langtidskonsentrasjon av partikler og kroniske helseeffekter, og disse indikerer at slike effekter kan være vel så viktige som de akutte.

Det er flere studier som har rapportert om resultater i samsvar med den første funksjonen for dødelighet i tabell 2. Funksjonen sier at ved en enhets økning i PM_{10} -konsentrasjonen vil antall personer som får framskyndet sin død øke med ca. 0,1 pst. ganger totalt antall døde i befolkningen. Funksjonen gjelder i utgangspunktet for kortvarige endringer i konsentrasjonen (døgn), men gjelder også på årsbasis gitt at koeffisienten er konstant i det aktuelle konsentrasjonsområdet. I Rosendahl (1996) er funksjonen anvendt på Oslo, og det beregnes at i underkant av 100 personer hvert år får framskyndet sin død som følge av Oslos eget bidrag til lokal partikkel-forurensning (tilsvarende beregninger utføres bl.a. av WHO (1995)). I denne studien fokuserer vi imidlertid kun på endringer i nivået. Koeffisientestimatet er hentet fra Ostro (1993), som basert på eksisterende studier konkluderer at dette er et konsensus estimat. Selv om de fleste studiene er foretatt i Nord Amerika, bekrefte estimatet også av studier fra for eksempel London og Chile.

Siden disse resultatene er funnet ved å studere virkningene av akutt eksponering, er det relevant å spørre i hvilken grad dødstdidpunktet framskyndes for de personene dette gjelder. Rowe m.fl. (1995) refererer til en av originalstudiene, utført av Schwartz og Dockery (1992), som fant at risikoen for dødelighet som følge av PM_{10} eksponering, er 70 ganger større for individer over 65 år enn for individer under 65. Dette tyder på at økt dødelighet som følge av akutt eksponering i første rekke rammer personer som er eldre eller kronisk syke.

Dette bildet utfylles av den andre funksjonen i tabell 2. Denne er hentet fra WHO (1995), som baserer seg på to såkalte kohort-studier (Dockery m.fl. (1993) og Pope m.fl. (1995)). Disse har studert sammenhengen mellom langtids eksponering for partikler og dødelighetsrisiko på individnivå. De finner estimater som er 5-10 ganger større enn estimatet basert på korttidseksponering. WHO skriver at det trengs flere slike kohort-studier før man kan trekke bastante konklusjoner om langtids effekten av partikler på dødelighet. Uansett indikerer resultatene klart at økt dødelighet ikke bare er et spørsmål om å miste noen få dager. I så fall ville ikke dette gitt seg utslag ved sammenligning av langtidskonsentrasjonen av partikler og dødelighetsrisikoen. I Rosendahl (1996) er det beregnet hva disse resultatene kan bety for forventet levealder i Oslo. Det framkommer der at byens egen partikkel-forurensning kan forårsake en reduksjon i forventet levealder på ca. 0,9 år. Dette resultatet er imidlertid svært usikkert.¹⁴

I vår studie vil vi først og fremst beregne endringen i dødelighet ved hjelp av den første funksjonen. Vi vil imidlertid også antyde hva resultatet av den andre

¹⁴ Pearce (1995) refererer til en studie av Cropper og Simon (1994), som konkluderer at gjennomsnittlig forkorting av levetida sannsynligvis er 10-15 år ved forurensningsrelaterte dødsfall.

funksjonen blir. I hvilken grad disse to funksjonene overlapper, avhenger av i hvilken grad dødstidspunktet framskyndes for de personer som dør på grunn av akutt eksponering.

I kontrast til sammenhengen for dødelighet, er det få studier som har estimert virkningen av luftforurensning på sykefravær eller begrenset aktivitet. De eneste relevante undersøkelsene vi vet om, er utført av Bart Ostro på en omfattende årlig amerikansk helseundersøkelse (120.000 personer i 84 byområder). Den første studien ble utført på datamateriale fra 1976 (Ostro 1983). I en senere studie ble det utført en spesifikasjonstest på resultatet fra 1976 for årene 1976-1981 (Ostro 1987). Han fant da tilsvarende signifikante sammenhenger i alle årene, noe som styrker troverdigheten av resultatet. Siden har det vært testet for personer i arbeid (Ostro 1990), og for flere forurensningskomponenter samtidig (Ostro og Rothschild 1989). Lignende resultater er da funnet. Resultatene fra Ostro (1987) er mye brukt i andre kostnadsstudier (bl.a. EC (1994) og ORNL/RFF (1994)). Funksjonen sier at en enhets økning i PM_{10} -konsentrasjonen medfører en økning i luftveisrelaterte begrensede aktivitetsdager (BAD) på 0,0575 dager pr. person pr. år. Ifølge ORNL/RFF (1994) er 62 pst. av alle BAD sengeliggende dager og tapte arbeidsdager, mens resten betegnes som mindre begrensede aktivitetsdager (MBAD). Denne fordelingen er hentet fra den samme helseundersøkelsen som Ostros studie bygger på, og brukes i anvendelsen av Ostros resultater. Middelkonsentrasjonen av TSP og sulfat var hhv. 78 og 8,2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ i studien. Ved vanlig konvertering tilsvarende det hhv. 43 og 33 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ PM_{10} (uklart hvilken konvertering som her er best). Middelkonsentrasjonen er basert på 84 byområder, som dekker hele spennet av konsentrasjonsnivåer (trolig også nivået i norske byer). Selv om bakgrunns materialet for funksjonen er noe begrenset, støttes funksjonen også av mangfoldet av studier som finner sammenheng mellom partikkelkonsentrasjon og ulike typer sykkelighet og dødelighet.

Studien av Krupnick m.fl. (1990) om antall tilfeller av luftveissymptomer er også vanlig å benytte. Estimater i tabellen stammer fra anvendte studier (Ostro (1994) og Rowe m.fl. (1995)), som har konvertert de opprinnelige resultatene til Krupnick m.fl.. (EC (1994) og ORNL/RFF (1994) bruker også denne studien, men med større og ulike koeffisientestimater.) Funksjonen sier at antall dager med luftveissymptomer vil øke med 0,18 pr. person pr. år ved en enhets økning i årskon-sentrasjonen av PM_{10} . Siden denne funksjonen kan overlappes med funksjonen for BAD, trekker vi antall BAD fra antall dager med symptomer. Selv om dette er den eneste funksjonen som har studert luftveissymptomer generelt, er det mange andre studier som har fokusert på for eksempel astma-angrep, forkjølelse etc. Disse har vi ikke inkludert, fordi de hører inn under

kategorien luftveissymptomer og derfor vil overlappes med funksjonen fra Krupnick m.fl. (1990).

Det er mange studier som har funnet sammenhenger mellom partikkelkonsentrasjon og sykehusinnleggelser for ulike typer luftveislidelser. Vi har her valgt å basere oss på resultater fra ulike studier. En av disse er Pope (1991), som fokuserte på luftveislidelser generelt. Popes studie ble utført om vinteren (i Utah), med lave konsentrasjoner av SO_2 og ozon, dvs. under forhold som er typiske i Norge. En annen studie ble utført av Sunyer m.fl. (1991) i Spania. Funksjonen vi har valgt sier at en enhets økning i årskon-sentrasjonen av PM_{10} vil medføre at antall sykehusinnleggelser øker med 3,6 pr. 100.000 innbyggere. Funksjonsvalget er diskutert nærmere i Rosendahl (1996).

Studien av Abbey m.fl. (1993) fant signifikante sammenhenger mellom langtids eksponering for partikler og forekomsten i befolkningen av enten kronisk bronkitt, astma eller emfysem, som er de tre vanligste kronisk obstruktive lungesykdommer (COPD). De fant at en økning av gjennomsnittlig TSP konsentrasjon (dvs. partikler av alle størrelser) på 1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ var forbundet med økt risiko på omkring 0,6 pst.. Med dette menes at antall tilfeller av COPD øker med 0,6 pst.. Ved å bruke standard amerikansk konvertering mellom PM_{10} og TSP, får vi estimatet 1,1 pst.¹⁵ I og med at forholdet mellom PM_{10} og TSP varierer noe, er det en viss usikkerhet ved konverteringen til PM_{10} . Men etter som tre andre studier har funnet omtrent identiske resultater for enten kronisk bronkitt eller kronisk hoste,¹⁶ og PM_{10} er en bedre helseindikator enn TSP, reduseres usikkerheten. Vi konkluderer derfor at en økning i langtids konsentrasjonen av PM_{10} på 1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ øker forekomsten i befolkningen av COPD (inkl. astma) med 1,1 pst..

Det er naturlig å spørre om funksjonene for kroniske og akutte effekter overlapper. Spesielt gjelder det om funksjonen for COPD overlapper med funksjonene for begrensede aktivitetsdager og sykehusinnleggelser. Det er da verdt å merke seg at ved en kronisk effekt, slik som når en person får diagnosen COPD, er den umiddelbare effekten på for eksempel sykehusbesøk eller sykefravær normalt liten i forhold til framtidige effekter. Det betyr at selv om funksjonene for begrensede aktivitetsdager eller sykehusinnleggelser skulle fange opp enkelte av de episodene når en person får diagnosen COPD for første gang, vil vi stå foran en marginal dobbeltelling.

Selv om også andre dose-respons funksjoner er funnet for partikler, for eksempel for legevaktbesøk og astma-angrep, er disse effektene enten av lavere størrelsesorden, eller de overlapper med funksjonene over.

¹⁵ dvs. 0,55, jfr. for eksempel ORNL/RFF (1994).

¹⁶ Schwartz (1993), Xu og Wang (1993) og Portney og Mullahy (1990).

3.1.2. Terskelverdier for partikler

Spørsmålet om terskelverdier er spesielt sentralt i Norge, fordi konsentrasjonene i norske byer er relativt lave sammenlignet med utenlandske byer. Trenden internasjonalt går imidlertid mer og mer bort fra konkrete terskelverdier i en populasjon. Årsaken er at terskelverdier i bunn og grunn er individspesifikke, og til nå har man ikke klart å påvise noen nedre grense som vil gjelde alle individer. Dessuten har man funnet signifikante sammenhenger mellom partikkel-konsentrasjon og dødelighet ved konsentrasjoner godt under tidligere etablerte terskelverdier. Det har bl.a. ført til at det europeiske kontoret for WHO (1995) i en ny rapport om retningslinjer for luftkvalitet går helt bort fra terskelverdier for partikler.

Et annet moment som er interessant, er at helningskoeffisienten i dose-respons funksjonene for dødelighet ikke avtar systematisk når konsentrasjonen avtar, snarere tvert imot. Konsensus-koeffisienten på 0,096 pst. (se tabell 2) var basert på 9 ulike studier som fant koeffisienter i området 0,03-0,15 pst.. Middelkonsentrasjonene lå i området 37-80 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Et enkelt plot av middelkonsentrasjonen og koeffisientestimatene indikerer en *negativ* helning. I en nyere studie av Dockery m.fl. (1992) ble det videre funnet koeffisientestimer på 0,15 pst. og 0,16 pst. i områder med gjennomsnittlig PM_{10} -nivå på hhv. 28 og 30 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Disse konsentrasjonene er rett i overkant av nivået i Oslo, men under nivået i de 9 studiene referert i Ostro (1993). Koeffisientestimatene er derimot 50 pst. over konsensus estimatet over. Selv om det er farlig å konkludere utfra dette at helningskoeffisienten øker systematisk når konsentrasjonen avtar, kan den motsatte hypotesen vanskelig forsvares. Dette bekrefter at funksjonene absolutt er relevante for norske byer. WHO skriver også at *langtidseffektene* ser ut til å være relevante for svært lave konsentrasjoner, nærmere bestemt 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ $PM_{2.5}$ (tilsvarer omtrent 15 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ PM_{10} , som er i nedre skiktet av byene vi studerer).

Man må være klar over at de fleste studiene har målt *daglige* variasjoner i dødelighet og sykkelighet opp mot variasjoner i døgnmiddelkonsentrasjoner. Det betyr at dersom det eksisterer en terskelverdi, vil denne sannsynligvis ligge godt under middelkonsentrasjonen i en studie der man har funnet signifikante resultater i samme størrelsesorden som ved høyere middelkonsentrasjoner. Ved anvendelse for norske byer, er det dermed slik at variasjonen i døgnmiddelkonsentrasjonen gjør at man "overlapper" med konsentrasjonene i studier med høyere middelkonsentrasjon. Det betyr at dersom det virkelig er en terskelverdi rundt middelnivåene i norske byer, vil ikke det bety at koeffisienten (på årsbasis) faller brått til 0, men at den faller noe, bl.a. avhengig av variasjonen i døgnkonsentrasjonene. I så fall kunne man tenke seg ulike funksjoner for de ulike byene, avhengig av hvor mange døgn den enkelte by har konsentrasjonsnivåer over terskelverdien. Som sagt over, er det

imidlertid ingen studier som indikerer dette, spesielt ikke for dødelighet. En annen hypotese kan være at helningskoeffisienten avtar når konsentrasjonen nærmer seg 0. Det ville også medføre at man kunne ha ulike funksjoner for ulike byer. Studiene man har å forholde seg til, indikerer imidlertid heller ikke dette. I og med at man ikke har konkrete indikasjoner på hverken terskelverdi eller lavere helningskoeffisient, ville slike antakelser medføre svært ad hoc funksjoner for de ulike byene. Det er også verdt å merke seg at vi har sett bort fra tettsteder og mindre byer, der det også er fullt mulig at dose-respons funksjonene gjør seg gjeldende (særlig hvis bakgrunnskonsentrasjoner av PM_{10} i Norge er rett i underkant av 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$), evt. med lavere helningskoeffisient. Vårt valg er derfor ikke uten videre "pessimistisk".

Ifølge EC (1994) har man indikasjoner på at marginaeffekten er størst ved lave konsentrasjoner. Dette blir imidlertid ikke utdypet nærmere. WHO (1995) skriver at for partikler er effekten tilnærmet lineær i intervallet 0-200 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, og deretter avtar marginaeffekten. Når det gjelder anvendelser av dose-respons funksjoner, gjør ulike forfattere ulike forutsetninger. Noen unngår å sette terskelverdi i det hele tatt, andre setter den lik 30 (for å være på den sikre siden?). Et annet valg, som ligger nært opp til vårt, er å utelukkende studere bybefolkningen. Pearce (1995) gjør dette for England, men for bybefolkningen setter han terskelverdien lik 0, selv om han beregner *totalt* antall døde av partikkelforurensning. Rosendahl (1996) har gjort noe tilsvarende for Oslo, mens WHO gjør det samme i et regneeksempel. I denne rapporten beregner vi som kjent bare marginaeffekten rundt den aktuelle konsentrasjonen. Ostro (1983) anvender (i et lite appendiks) sine resultater om tapte arbeidsdager på 75 pst. av befolkningen i USA (tilsvarer de som bor i urbane områder).

Vår konklusjon for partikler er derfor at selv om det hersker usikkerhet omkring terskelverdier, er det inntil videre grunn til å tro at dose-respons funksjonene er gyldige i større norske byer.

3.1.3. Nitrogen dioksid (NO_2)

I motsetning til for partikler, er det relativt få epidemiologiske studier som har funnet signifikante sammenhenger mellom NO_2 og helseeffekter. Det er imidlertid også noen studier som finner signifikante effekter av NO_2 , men ikke av partikler. Dessuten indikerer kliniske studier og studier av innendørs forurensning at NO_2 er helsefarlig, iallfall ved høye konsentrasjoner. Som nevnt tidligere, kan det tenkes at måleproblemer kan forklare hvorfor effekter av utendørs NO_2 ofte ikke lar seg identifisere. Dersom effekter først og fremst oppstår som følge av kortvarig eksponering for spesielt høye konsentrasjoner (for eksempel i tilknytning til vegtrafikk), vil effektene være spesielt avhengig av individuell eksponering, som kan være vanskelig å måle. Det samme gjelder for langvarig eksponering.

Tabell 3. Dose-respons funksjoner for NO₂.

Endring i helseeffekt	Koeffisient estimerer (pr. endring i årsmiddel-kons. av NO ₂ (µg/m ³))	Kilde
Risiko for sykehusinnleggelser pga. astma	1,5%	Pönka (1991)
Risiko for sykehusinnleggelser pga. krupp	0,4%	Schwartz m.fl. (1991)
Antall dager pr. år med luftveissymptomer pr. person	0,009 (0,013 ; 0,005)	Schwartz og Zeger (1990)

I tabell 3 har vi listet opp dose-respons funksjonene for NO₂. I likhet med funksjonene for partikler, er de alle hentet fra internasjonale fagtidsskrifter. De er dessuten vurdert av Folkehelsa (1995). Funksjonene for NO₂ dreier seg om akutte effekter.

Studien av sykehusinnleggelser på grunn av astma, er foretatt i Finland, i et område med kaldt klima. Den er derfor spesielt interessant for norske forhold. Det ble observert at antall innleggelser økte med 29 pst. ved en økning av NO₂-konsentrasjonen fra 28 til 45 µg/m³. Det innebærer at antall sykehusinnleggelser økte med 1,5 pst. ved en enhets økning i konsentrasjonen av NO₂ (µg/m³).

Schwartz m.fl. (1991) fant en sammenheng mellom konsentrasjonen av NO₂ og antall tilfeller av krupp. En økning fra 10 til 70 µg/m³ var forbundet med en økning i forekomsten av krupp på 27 pst., ifølge Folkehelsa (1995). Det vil si at ved en enhets økning av NO₂-konsentrasjonen øker forekomsten med 0,4 pst..

Resultatene fra Schwartz og Zeger (1990) er anvendt i internasjonale kostnadsstudier. Det ble her funnet en sammenheng mellom gjennomsnittlig timesmaksimum (i et døgn) av NO₂ og forekomsten av luftveissymptomer. Forholdet mellom timesmaksimum og døgnmiddel i Oslo varierer stort sett mellom 1,2 og 2,8, med 1,8 som «beste» estimat, ifølge NILU. For å konvertere resultatet til middelkonsentrasjon, har vi derfor multiplisert med 1,8. Det er knyttet en viss usikkerhet til om dette forholdet endrer seg systematisk ved økning eller reduksjon i utslippene.

Studier av innendørs NO₂-konsentrasjoner har som nevnt funnet signifikante sammenhenger mellom NO₂-nivåer og luftveissykdommer. Det er imidlertid stor usikkerhet omkring konvertering av disse resultatene til utendørs konsentrasjoner. Vi har dermed (foreløpig) latt være å inkludere funksjoner fra denne litteraturen.

3.1.4. Terskelverdier for NO₂

Spørsmålet om terskelverdier er mer problematisk for NO₂ enn for partikler. Man har ikke samme omfang av studier å forholde seg til, slik at det er vanskelig å trekke konklusjoner. Dette medfører at WHO (1995) fortsatt oppgir anbefalte luftkvalitetskriterier for NO₂. For årsmiddel er denne oppgitt til 40 til 50 µg/m³. Til

sammenligning opererer SFT (1992) med 50 µg/m³ for 6-måneders middel. I tabell 1 ser vi at de 8 norske byene vi studerer ligger i grenseland i forhold til disse kriteriene. Kriteriene er ikke ment som absolutte terskelverdier. Man opererer med en viss sikkerhetsmargin, samtidig som man ikke garanterer null helseeffekt under kriterieverdiene for spesielt følsomme individer. Man må også huske på at årsmiddelkonsentrasjonen varierer innad i hver by, og at man kan ha betydelige overskridelser av kriteriene for kortere perioder.

Et spørsmål som melder seg, er om luftkvalitetskriteriene for NO₂ med tiden vil innskjerpes på samme måte som for partikler. Kriteriene for partikler har blitt justert nedover som følge av økt kunnskap, og dersom metodiske problemer forklarer hvorfor man foreløpig har færre studier å forholde seg til for NO₂, er det ikke usannsynlig at kriteriene etter hvert vil innskjerpes for NO₂, også.

Det er forøvrig verdt å merke seg resultatene fra to finske studier, Pönka (1991) og Rossi m.fl. (1993). Den første ble diskutert over (se tabell 3). I denne studien fant man en signifikant sammenheng mellom NO₂-konsentrasjon og sykehusinnleggelser på grunn av astmaanfall ved konsentrasjoner i intervallet 28-45 µg/m³. Dette er godt under kriteriene fra WHO og SFT. Rossi m.fl. (1993) fant en signifikant sammenheng mellom NO₂-konsentrasjon og astmaanfall ved såpass lav middelkonsentrasjon som 13 µg/m³. Dette tilsvarer bakgrunnsnivåer på Østlandet (se avsnitt 2.1). Et interessant fellestrekk ved disse to studiene er at de ble foretatt i et kaldt klima (temperatur ble selvfølgelig tatt hensyn til i regresjonene). De burde derfor være spesielt relevante for norske forhold, og indikerer dermed at dose-respons funksjonene gjelder godt under kriteriene oppgitt av WHO og SFT.

3.2. Helsevirkninger i en makromodell

De samfunnsøkonomiske kostnadene av helseskader kan deles inn i rene produktivetskostnader og kostnader knyttet til tapt velferd. I SSB's forrige beregninger av miljøkostnader i makroperspektiv (Brendemoen m.fl. 1992) besto helsekostnadene både av produktivetskostnader og velferdskostnader, men det var ikke tilgjengelige data til fordeling av dette.

Miljøkostnadene ble beregnet i en ettermodell som en funksjon av den økonomiske aktiviteten.

I denne runden ligger forholdene til rette for å spesifisere de enkelte helseeffektene, fordi vi tar utgangspunkt i dose-respons funksjonene fra forrige kapittel. Dette gjør det for det første mulig å bruke dose-respons funksjonene til å spesifisere tilbakevirkninger fra helseeffektene til viktige størrelser i økonomien, som arbeidstilbud, arbeidsproduktivitet og offentlige utgifter. Ved å inkludere disse direkte i den makro-økonomiske modellen, får vi en simultan bestemmelse av både økonomiske og miljømessige størrelser. Dermed vil også allokeringseffektene av for eksempel lavere arbeidstilbud bli beregnet. I Glomsrød m.fl. (1996b) er dette gjort for virkninger av trafikk-ulykker, og denne delen er også inkludert i vår analyse (se kapittel 6). For det andre kan vi skille klarere mellom produktivets- og velferdskostnader. Dermed kan vi unngå å binde oss opp til en bestemt verdsetting av tapt velferd, noe som i utgangspunktet er etisk problematisk (se avsnitt 1.2). Siden det er grunn til å tro at velferdstapet ved sykdom og død er vel så viktig som produktivitetstapet, vil vi likevel ta utgangspunkt i konkrete norske verdsettingsstudier for å antyde velferdstap. Det er imidlertid fullt mulig å benytte andre verdsettinger, hvis det er ønskelig.

3.2.1. Arbeidstilbud

I forrige kapittel presenterte vi dose-respons funksjoner for begrensede aktivitetsdager (BAD) og luftveissymptomer. Økning i disse to faktorene er antatt å redusere (det effektive) arbeidstilbudet, slik at arbeidsstyrken i modellen reduseres ved økt forurensning. Bak denne reduksjonen ligger det dermed en kombinasjon av økt sykefravær og nedsatt produktivitet når man er på arbeid.

Som nevnt i avsnitt 3.1.1, bestod 62 pst. av alle BAD av sengeliggende dager og tapte arbeidsdager, mens resten gjaldt mindre begrensede aktivitetsdager (MBAD). ORNL/RFF (1994) har verdsatt kostnaden ved en MBAD til noe over ¼ av lønna. Gitt at denne verdsettingen også dekker noe velferdstap, antar vi at en MBAD anslagsvis medfører 10 pst. reduksjon i arbeidsproduktiviteten. Øvrige BAD reduserer selvfølgelig arbeidsproduktiviteten med 100 pst.. Da får vi at en gjennomsnittlig dag med begrenset aktivitet tilsvarer $(0,62*1 + 0,38*0,1) = 65,8$ pst. reduksjon i produktiviteten. Vi antar videre at BAD fordeler seg jevnt på arbeidsdager og fridager. I sistnevnte tilfelle har ikke dette noen effekt på arbeidstilbudet. Dersom hver person får 0,0575 flere BAD pr. år ved en enhets økning i PM_{10} -konsentrasjonen (se tabell 2), er gjennomsnittlig økning i BAD pr. dag lik $0,0575/365 = 0,00016$. Siden en gjennomsnittlig BAD reduserer produktiviteten med 65,8 pst., vil gjennomsnittlig reduksjon i produktiviteten hver dag være lik $0,00016*0,658 = 0,0001$, dvs. 0,01 pst.. Dette vil gjelde

uavhengig om man arbeider eller ikke, slik at et gjennomsnittlig timeverk i økonomien reduseres tilsvarende med 0,01 pst. ved en enhets økning i konsentrasjonen. Det gir følgende funksjon for endring i arbeidstilbudet som følge av endret partikkelkonsentrasjon:

$$\Delta L = -1,04*10^{-4} * \Delta PM_{10} * P/B * L$$

L angir arbeidstilbudet i antall timeverk, ΔPM_{10} er endring i PM_{10} konsentrasjonen (årsmiddel, $\mu\text{g}/\text{m}^3$), og P/B er andelen av befolkningen som utsettes for denne konsentrasjonsendringen.

En dag med luftveissymptomer kan delvis overlape med en dag med begrenset aktivitet (BAD). I funksjonen for antall dager med luftveissymptomer som følge av endret PM_{10} konsentrasjon, trekker vi derfor fra antallet BAD (se tabell 2). Eskeland (1995) gjør også bruk av dose-respons funksjonene for BAD og luftveissymptomer, men uten å trekke fra evt. overlapping. Han antar videre at en dag med luftveissymptomer medfører en reduksjon i arbeidsproduktiviteten på 6 pst.. Siden han ikke tror på noen overlapping mellom luftveissymptomer og BAD, kan ikke 6 pst. romme mer omfattende symptomer som fører til større begrensninger i aktiviteten. Det er forøvrig uklart hva denne antakelsen bygger på. Ved å følge samme prosedyre som for BAD, får vi følgende funksjon:

$$\Delta L = -2,06*10^{-5} * \Delta PM_{10} * P/B * L$$

På tilsvarende måte bruker vi sammenhengen mellom NO_2 konsentrasjon og luftveissymptomer til å danne følgende funksjon:

$$\Delta L = -1,51*10^{-6} * \Delta NO_2 * P/B * L$$

ΔNO_2 er endring i NO_2 konsentrasjonen (årsmiddel, $\mu\text{g}/\text{m}^3$). NO_2 -konsentrasjonen i norske byer er stort sett omtrent dobbelt så høy som PM_{10} -konsentrasjonen, slik at effekten på arbeidstilbudet av NO_2 er betydelig mindre enn effekten av PM_{10} ved disse funksjonene. Det betyr at selv om det skulle være fare for dobbelttelling av symptomer, vil dette være helt marginalt i forhold til totaleffekten av forurensning på arbeidsstyrken. Vi har inkludert effekten av NO_2 først og fremst fordi den er en av få anvendelige dose-respons funksjoner som eksisterer for NO_2 så langt.

Den eneste kroniske effekten som er inkludert, er virkningen på forekomsten av kronisk obstruktive lungesykdommer (COPD) som følge av langtids eksponering av PM_{10} . Vi antar at en relative endring i COPD gir tilsvarende stor endring i sykefravær, attføring og uførepensjonister med denne diagnosen. Fra Rikstrygdeverket har vi tall for utbetalinger og antall personer i disse tre kategoriene fordelt på diagnoser i 1993/1994 (Rikstrygdeverket har ikke data for syke-

fravær kortere enn 14 dager). For å finne virkningen av sykefravær og attføring på antall timeverk, deler vi på gjennomsnittlig timelønn. For uførepensjonister er utbetalingen i utgangspunktet betydelig lavere enn gjennomsnittlig årslønn, og er også bestemt av andre forhold som forsørgeransvar etc. Vi velger derfor heller å multiplisere antall uførepensjonister med gjennomsnittlig antall timeverk pr. person i aldersgruppen 20-70 år. Dette tallet var 1.061 i 1993.¹⁷ Da får vi følgende funksjoner for endring i antall timeverk som følge av henholdsvis økt sykefravær, økt attføring og flere uførepensjonister:

$$\Delta L = - 694 * \Delta PM_{10} * P/B$$

$$\Delta L = - 3.843 * \Delta PM_{10} * P/B$$

$$\Delta L = - 69.262 * \Delta PM_{10} * P/B$$

Undersøkelsen til Abbey m.fl (1993), som ligger til grunn for disse relasjonene, er foretatt over en 10-års periode. Vi bruker derfor et 10-års middel av PM_{10} for å betegne langtidskonsentrasjonen. Det vil si at utslipp av partikler i år har betydning for arbeidstilbudet i de 10 påfølgende år. Selv om dette er en klar forenkling, får vi fanget opp at dette er en langtidseffekt. Vi bruker også denne funksjonen til å beregne effekter på offentlige trygdeutgifter av endret forurensningssituasjon.

Siden denne funksjonen viser sammenhengen mellom langtidseksponering av PM_{10} og antall tilfeller av COPD, er det ikke fare for overlapping med den tidligere funksjonen som viste sammenhengen mellom akutt eksponering og sykefravær. Dette er diskutert i avsnitt 3.1.1.

Vi har ikke modellert virkninger på arbeidstilbudet av dødelighet som skyldes luftforurensning, selv om vi har modellert en slik sammenheng for trafikkulykker. Det er to årsaker til dette, som griper i hverandre. For det første er man usikker på hvem som konkret dør på grunn av forurensning, og hvor lenge de ville ha levd om de ikke var blitt utsatt for forurensningsnivået (eller endringen i nivået). Man har studier som indikerer at risikoen er størst for eldre og syke (inkl. små barn) ved kortvarig høy eksponering (se avsnitt 3.1.1), men det er svært uklart i hvilken grad de som er under 65 år ville ha vært i arbeidsstyrken om de hadde unngått å bli eksponert for forurensningen. Den andre årsaken er knyttet til nettopp dette at det sannsynligvis er personer som ikke er eller ville ha vært i arbeidsstyrken som i første rekke rammes. Det vil dermed tilsynelatende ikke være noen stor underestimert å utelate effekten av økt dødelighet på arbeidsstyrken.

Ved eksponering over lang tid er det imidlertid mer uklart hvem som dør for tidlig, og det kan være grunn til å anta at det ikke bare er eldre og syke, i og med at forventet levealder påvirkes. I Rosendahl (1996) er det gjort forsøk på å tallfeste effekten på arbeidsstyrken av denne effekten, og det utledes følgende funksjon, som er i nesten samme størrelsesorden som den første funksjonen i dette avsnittet:

$$\Delta L = -1,87 * 10^5 * \Delta PM_{10} * P/B$$

Siden det er større usikkerhet rundt disse langtidstudiene, baserer vi oss ikke på denne funksjonen direkte, annet enn i teksten. Det blir dermed desto viktigere å inkludere en egen verdsetting av økt dødelighet (se avsnitt 3.2.3). Vi har heller ikke trukket inn effekten på trygdeutbetalinger, selv om vi fokuserer på offentlige utgifter i modellen. Dette har også sammenheng med usikkerheten nevnt over.

3.2.2. Utgifter i offentlig helsesektor

Offentlige utgifter til helsevesenet er eksogene i MSG-EE modellen. Vi innfører imidlertid et endogent element som påvirkes av nivået på luftforurensning. Større forurensningsbelastning enn i basisåret trekker helseutgiftene opp og omvendt. På den måten forutsetter vi at andre helsetjenester enn de som er rettet mot å behandle sykdom ved luftforurensning, opprettholdes som i referansebanen.

Endringer i antall sykehusinnleggelses som følge av endret forurensningssituasjon, fører til endringer i offentlige helseutgifter som tilsvarer kostnadene ved disse innleggelsene. Ved å holde oss til gjennomsnittstall, beregner vi kostnaden ved en luftveisrelatert sykehusinnleggelse i Norge.¹⁸ Ifølge SSB (1995a) var antall liggedager for personer innlagt med sykdommer i åndedretsorganene i 1993 5,96. I 1991 var netto driftsutgifter pr. liggedag ved norske sykehus 3.187 kroner (SSB 1993), dvs. 2.831 1988-kroner. Det gir oss følgende funksjon, basert på tabell 2:

$$\Delta O_H = 0,60 \text{ kr.} * \Delta PM_{10} * P$$

der ΔOH er endring i offentlige helseutgifter (i 1988-kroner), og P er antall personer eksponert.

I SSB (1993) framkommer det at 71 pst. av driftsutgiftene er lønnsutgifter. Gjennomsnittlig lønnskostnad pr. timeverk i den kommunale helsesektoren var i 1988 130,10 kroner. Vi får da følgende funksjon for endring i antall timeverk i denne sektoren:

$$\Delta L_H = 0,0055 * \Delta O_H$$

¹⁷ Totalt antall timeverk i økonomien i 1993 var 2,87 mrd. (SSB 1994), mens antall personer mellom 20 og 70 år var 2,70 mill. ved slutten av året (SSB 1995b).

¹⁸ For Oslo benyttes egne tall, som er presentert i Rosendahl (1996). Disse er generelt noe høyere enn det norske gjennomsnittet.

Resten av driftsutgiftene går til vareinnsats. Det er uklart hvor store investeringsutgiftene i helsevesenet er, så vi har valgt å bruke moderate 5 pst. av driftsutgiftene. Vi får da følgende funksjoner for endring i disse utgiftene, der H betegner vareinnsats og J investeringer:

$$\Delta H_H = 0,29 * \Delta O_H$$

$$\Delta J_H = 0,05 * \Delta O_H$$

Når det gjelder sykehusinnleggelse på grunn av astmaanfall, økte disse med 1,5 pst. pr. enhets økning i NO_2 -konsentrasjonen. Vi antar at antall liggedager pr. innleggelse er uendret, og utleder en lineær funksjon for Norge. I 1993 var det 8,7 liggedager pr. 1.000 innbyggere med diagnosen bronkial astma. Ved tilsvarende prosedyre som over får vi da følgende funksjon:

$$\Delta O_H = 0,37 \text{ kr.} * \Delta NO_2 * P$$

der ΔO_H måles i 1988-kroner. Virkningene på antall timeverk, utgifter til vareinnsats og investeringer, blir som over.

Sammenlignet med tilsvarende funksjoner for partikler, ser vi at effekten av NO_2 er relativt stor, etter som funksjonen for NO_2 kun dekker astmaanfall. En årsak kan være at kombinasjonen NO_2 og kulde rett og slett har stor effekt på helseeffekter som astmaanfall (se avsnitt 3.1.4). Konklusjonen er uansett at overlappingen mellom partikler og NO_2 er forholdsvis liten også i dette tilfellet, etter som denne funksjonen kun omfatter en type luftveislidelse, mens funksjonen for partikler dekker alle typer luftveislidelser.

På samme måte som for arbeidstilbudet, antar vi at den relative økningen i antall tilfeller av COPD (se tabell 2) gir tilsvarende stor økning i antall liggedager på sykehus. I 1993 var det 28,3 liggedager pr. 1.000 innbyggere med diagnosen COPD. Det gir oss følgende funksjon for endring i offentlige helseutgifter:

$$\Delta O_H = 0,87 \text{ kr.} * \Delta PM_{10} * P$$

ΔPM_{10} tolkes her som et 10-års middel, slik som i avsnitt 3.2.1. Heller ikke her er det fare for noen overlapping med tidligere funksjoner.

3.2.3. Velferd

I utgangspunktet har alle helseeffektene vi studerer, en viktig velferdsvirkning i tillegg til den produktive effekten. Som nevnt i innledningskapitlet, er det svært problematisk å skulle verdsette for eksempel økt risiko for å dø. For å illustrere hvilken betydning disse effektene har, vil vi likevel presentere beregninger av kostnaden ved endret dødelighetsrisiko (og trafikkskadde - se kapittel 6), gitt et estimat for verdien av et

statistisk liv som anvendes i forvaltningen. SFT arbeider for tiden med å oppdatere kunnskapen på verdsetting av helse og miljø, og i påvente av resultater fra dette arbeidet, beregner vi stort sett ikke andre velferdskostnader. Denne utelatelsen bidrar selvfølgelig til å underestimere totalkostnadene. De fysiske effektene på sykkelighet og dødelighet vil imidlertid bli presentert, slik at beslutningstakerne selv kan bestemme verdsettingen.

Estimatet for verdien av et statistisk liv er utarbeidet av TØI i forbindelse med trafikkulykker, og tilsvarer 10,5 mill. 1993-kroner (Elvik 1993). Det kan diskuteres om dette er relevant for dødsfall som følge av forurensning, i og med at forventet gjenværende levetid kan være betydelig lavere enn ved trafikkulykker. Siden estimatet fra TØI kun gir uttrykk for *velferdseffekten*, og derfor er forholdsvis lavt sammenlignet med tilsvarende internasjonale estimater (Pearce (1995) bruker for eksempel £1,5 mill., og karakteriserer det som konservativt), velger vi imidlertid å holde fast ved det. For trafikkulykker kommer produktive kostnader i tillegg. Vi ønsker ikke selv å ta stilling til verdien av et statistisk liv i denne rapporten, og presiserer at valget vårt kun er basert på hva som allerede benyttes i forvaltningen.

Gitt dose-respons funksjonen i tabell 2, og en dødelighetsrate i befolkningen på 1,04 pst., får vi følgende funksjon for endringen i antall dødsfall (ΔD), og verdsettingen av dette (ΔV):

$$\Delta D = 1,0 * 10^{-5} * \Delta PM_{10} * P$$

$$\Delta V = V_D * \Delta D$$

V_D angir estimatet for verdsetting av et statistisk liv. Vi vil også illustrere velferdskostnaden ved økt forekomst av kroniske lungesykdommer. I Rowe m.fl. (1995) er denne anslått til å være \$210.000 (1992-\$) basert på betalingsvillighetsstudier. Det tilsvarer omtrent 1,5 mill. (1994) kroner. Det kan tenkes at deler av dette beløpet knytter seg til tapte inntekter, dvs. til produktive kostnader.

4. Materialkorrosjon

4.1. Sammenhengen mellom luftforurensning og materialskader

Den mest omfattende og best dokumenterte databasen for dose-respons funksjoner i dag er ECE-IPC basen som bygger på 39 observasjonsteder spredt rundt i Europa. Eksponeringsprogrammet går over 8 år, og foreløpig er resultater for 4 år tilgjengelig. Et viktig datagrunnlag når det gjelder metaller utgjør også de norske «Basisundersøkelsene» utført av NILU for SFT på 1980-tallet. Disse utgjorde, sammen med andre nordiske feltundersøkelser en hovedtyngde i det amerikanske NAPAP-prosjektet som gjorde en statistikk analyse av miljø- og korrosjonsmålinger fra 8 internasjonale testprogrammer. I SFT (1995b) er det gitt en oversikt over kunnskapsstatus når det gjelder virkningen av luftforurensning på korrosjon og nedbryting av materialer.

Det er hovedsakelig svoveldioksyd (SO_2) som akselerer naturlige korrosjons- og forvitningsprosesser. Følgelig er materialskader først og fremst et lokalt forurensningsproblem. Men det er også i senere tid identifisert signifikant påvirkning fra forurensningskomponenter som ozon (O_3) og surhet i nedbør. Dermed kan langtransportert luftforurensning forsterke lokale skadevirkninger. Ifølge Kucera (1996) bidrar trolig også NO_x til materialkorrosjon, men her er usikkerheten større.

Det finnes i dag relativt pålitelige dose-responsfunksjoner for mange viktige bygningsmaterialer, som metaller, malt metall, kalkholdig stein o.l. Alle funksjonene inneholder ledd som beskriver effekten av SO_2 , O_3 , H^+ -konsentrasjon (surhet) i nedbør og klimavariabel uttrykt som våttid (TOW). Våttid er definert som den andel av året med relativ fuktighet over 80 pst. og temperaturer over $0^\circ C$. Dose-respons funksjonene som ECE-IPC-programmet har kommet fram til er beskrevet nærmere i SFT (1995b).

Dose-respons funksjonene beskriver de fysikalsk/kjemiske sammenhenger mellom materialnedbrytning og eksponering for forurensning. Ved beregning av korrosjonskostnader må imidlertid disse oversettes til kapitalnedbrytning i økonomiske termer. Det er vanlig å sette et kriterium for hvor langt korrosjonen kan gå innen vedlikehold eller utskifting av en bygningskomponent må

foretas. Ved hjelp av dose-responsfunksjonene kan en så beregne hvor mye levetiden til bygningselementene påvirkes av økte forurensningsnivåer. Dose-respons funksjonen transformeres dermed til *skadefunksjon*.

Skadefunksjoner kan bestemmes direkte ved feltinspeksjon med visuell tilstandsbeskrivelse av slitasje og skader på bygninger, eller indirekte ved registrering av utførte vedlikeholdsintervaller. Når optimal tid for vedlikehold eller utskifting er kartlagt, betegnes skadefunksjoner som levetidsfunksjoner.

Flere studier har utviklet levetidsfunksjoner for bygningsmaterialer. Et omfattende statistisk utvalg av ulike hus i ulike forurensningsområder er analysert for Nordisk Ministerråd (Kucera et al., 1993). Undersøkelsen, som kalles MOBAK-studien, er den mest omfattende av denne typen studier og har resultater både fra Praha, Stockholm og Sarpsborg. Ut fra disse er det også ekstrapolert resultater på nasjonal basis i Sverige, (Anderson, 1994), og på europeisk skala (Cowell og ApSimon, 1994). Levetider og vedlikeholdsintervaller som funksjon av ulike SO_2 -nivåer foreligger for mange bygningsmaterialer.

For materialer hvor levetiden kan måles direkte i mengde tapt materiale kan en benytte dose-respons funksjonene fra ECE-prosjektet til levetidsberegninger. Dette gjelder kun for sink og kopper. For galvaniserte (forsinkede) plater og tråd, hvor den midlere sinktykkelsen er $30 \mu m$ har en antatt at overmaling bør skje etter at $20 \mu m$ er korrodert, mens utskifting bør skje når all sink er borte. Tilsvarende for forsinkede profiler med midlere tykkelse på $80 \mu m$, hvor maling bør skje etter at $60 \mu m$ er korrodert.

Tabell 4 gir en oversikt over levetidsfunksjoner som material kostnadsberegningene i denne studien baserer seg på.

I tabell 4 inngår levetidsfunksjoner for betong og tegl, hvor usikkerheten er noe større enn for de andre materialene. På grunn av den store utbredelsen og økonomiske betydningen til disse materialene er det

Tabell 4. Levetidsfunksjoner for eksponerte materialer

Materialnavn	Levetidsfunksjon, år
Forsinket stålplate, utskifting	$L=30/(0,51+0,0015(TOW)(SO_2)(O_3)+2,82(H^+)(Rain))$
Forsinket stålplate, vedlikehold	$L=20/(0,51+0,0015(TOW)(SO_2)(O_3)+2,82(H^+)(Rain))$
Forsinket ståltråd	$L=30/(0,51+0,0015(TOW)(SO_2)(O_3)+2,82(H^+)(Rain))$
Forsinket stålprofil	$L=60/(0,51+0,0015(TOW)(SO_2)(O_3)+2,82(H^+)(Rain))$
Kalk/Sement puss	$L=1000/(0,124(SO_2)+15,7)$
Malt Puss	$L=1000/(0,278(SO_2)+19,9)$
Koppertekking på tak	$L=100/(0,54+0,00031(SO_2)(O_3)+4,6(H^+)(Rain))$
Båndlakkert aluminium	$L=1000/(0,107(SO_2)+32,6)$
Båndlakkert forsinket stål	$L=1000/(0,155(SO_2)+38,6)$
Malt forsinket stål	$L=1000/(0,803(SO_2)+84,5)$
Takpapp	$L=1000/(0,327(SO_2)+48,9)$
Malt/Beiset tre	$L=1000/(1,03(SO_2)+91,4)$
Murstein	HVIS($SO_2 < 10$ så 70 år ellers 65 år)
Betong	HVIS($SO_2 < 10$ så 50 år ellers 40 år)

hvor

TOW = andel av året med relativ fuktighet over 80% og temperatur over 0°C

$[SO_2]$ = konsentrasjon av svoveldioksyd, $\mu\text{g}/\text{m}^3$

$[O_3]$ = konsentrasjon av ozon, $\mu\text{g}/\text{m}^3$

$Rain$ = mengde nedbør pr. år, m

$[H^+]$ = konsentrasjonen av frie radikaler i nedbør, mg/l

lagt vekt på å inkludere dem i beregningen til tross for noe svakere datagrunnlag. Det er grunn til å tro at de benyttede levetidsfunksjonene underestimerer materialkostnadene. Den karakteristiske materialbruken i norsk bygningsmasse er kartlagt i MOBAK-studien hvor det ble gjort grundig feltregistrering av materialsammensetning i forskjellige bygningstyper (bolig, industri, kontorbygg m.fl.) i Sarpsborg. Sammenligning med tilsvarende resultater fra delstudien for Stockholm viste stort samsvar mellom materialsammensetningen for hver bygningskategori. På den bakgrunn er resultatene fra Sarpsborg antatt å være representative for en skandinavisk byggetradisjon og dermed også for hele Norge.

Geografisk fordeling av bygningsmassen er gjort med varierende grad av nøyaktighet. For Oslo er GAB-registret som dekker alle bygninger i landet, benyttet. Registeret inneholder blant annet data om bygningenes bruksfunksjon og koordinatfestet beliggenhet. Dette har gjort det mulig å fordele bygningsmassen og de eksponerte materialmengder på et rutenett over Oslo med samme ruteinndeling som for forurensningsdata (500m x 500m).

Å hente informasjon fra GAB er svært ressurskrevende, og fordeling av bygningsmasse og materialmengder på andre områder er basert på ulike typer statistikk

Tabell 5. Endringer i utslipp og materialkostnader 1985-1994

	SO ₂ -utslipp (1.000 tonn)	Vedl.holds-kostn. (mill. 1994-kr)
1985	111,6	496
1994	44,5	198
Endring (1994-1985)	-67,1	-298

(industristatistikk, jordbrukstelling, folke- og bolig-telling, sysselsettingstall for tjenesteytende sektorer).

Direkte vedlikeholdskostnader som kan tilskrives materialkorrosjon på bygninger og biler er beregnet til 200 millioner 1995 kroner. Som følge av reduserte SO₂-utslipp, var vedlikeholdskostnadene i 1994 300 millioner kroner lavere enn de ville ha vært med tilsvarende SO₂-utslipp som i 1985 (se tabell 5).

Tabell 6 gir en oversikt over regional fordeling av SO₂-utslipp, totale og marginale korrosjonskostnader pr. tonn utslipp av SO₂. For Oslo er marginalkostnaden 71 kr/kg, om lag 16 ganger så høyt som gjennomsnittskostnaden for hele landet på 4,4 kr/kg. Bergen, Skien og Bærum er også kommuner med betydelig høyere marginal materialkostnad enn gjennomsnittet.

Marginalkostnaden på 4,4 kr/kg plasserer seg litt over middels høyt i sammenlikning med resultater fra andre studier. I følge Calthrop og Pearce (1996) ligger flere

Tabell 6. Utslipp, kostnader og marginalkostnad etter region

	Utslipp SO ₂ 1994 tonn	Kostnader 1 000 1995-kr	Marginale vedl.holdskostnader kr/kg SO ₂
Halden	68	1 771	26,18
Sarpsborg	1 669	5 360	3,21
Fredrikstad	885	2 410	2,72
Moss	664	1 555	2,34
Bærum	119	7 114	59,90
Asker	62	2 565	41,28
Oslo	1 051	74 401	70,81
Drammen	74	3 843	51,66
Porsgrunn	556	2 077	3,73
Skien	229	13 153	57,49
Bamble	24	481	19,91
Kristiansand	1 008	2 135	2,12
Stavanger	277	8 620	31,11
Bergen	263	22 609	85,98
Trondheim	674	9 229	13,70
Tromsø	108	804	7,48
Tett-sør	17 886	34 758	1,94
Tett-nord	5 798	3 557	0,61
Resten av landet	13 120	1 288	0,10
Total	44 535	197 732	4,44*

*gjennomsnitt

studier noe i underkant, men enkelte høyere, opp til 13 kr/kg.

I tabell 7 vises materialkostnadene fordelt etter utslippsskilde. Prosessutslipp står for knapt halvparten av de totale SO₂-utslippene, men bare en fjerdedel av kostnadene. Dette har sammenheng med lokalisering av disse utslippene, som ofte befinner seg i mindre byer og tettsteder med relativt lite bygnings- og bilkapital. Stasjonære utslipp, derimot, er den kilden som bidrar mest til kostnadene. Marginalkostnaden pr. tonn SO₂-utslipp er størst for utslipp fra vegtrafikk (dieselskjøretøyer), som i stor grad foregår i byer.

4.2. Materialkorrosjon i en makromodell

Økte vedlikeholdskostnader som følge av materialkorrosjon, fører til at bygningskapital og bilkapital blir dyrere å bruke, dvs. at den reelle brukerprisen går opp. Dette er modellert i MSG-EE ved at brukerprisen

på disse kapitalartene i privat sektor økes når SO₂-konsentrasjonen økes. Dersom brukerprisen på for eksempel bygningskapital øker, vil bedriftene ønske å bruke mindre bygningskapital enn ellers. Materialkorrosjon fører dermed også til vridninger i bruken av innsatsfaktorer, og kapitalintensiteten reduseres. Etter som kapitalnivået er spesielt utslagsgivende for den økonomiske veksten, fører dette til såkalte allokeringkostnader.

Sammenhengen mellom brukerpris og SO₂-konsentrasjon beregnes ved at totale vedlikeholdskostnader pr. år knyttet til materialkorrosjon divideres med den totale verdien av den aktuelle kapitalarten og en veiet SO₂-konsentrasjon over hele landet.¹⁹ Denne informasjonen er tilgjengelig for hver sektor i økonomien, slik at dette forholdet vil typisk variere mellom næringene (dette gjelder kun for bygningskapital). Det vil si at effekten på brukerprisen av endret SO₂-konsentrasjon er ulik i ulike sektorer. Sammenhengen kan uttrykkes på følgende måte:

$$\Delta BP_j = b_j * \Delta SO_2$$

der BP_j er brukerprisen i sektor j, mens SO₂-konsentrasjonen som sagt er en veid konsentrasjon for hele landet (se også kapittel 2). b_j varierer fra 10⁻⁵ til 10⁻⁷ for bygningskapital, mens for bilkapital er b lik 6*10⁻⁴ for alle sektorer.

I offentlig sektor bestemmes kapitalnivået eksogent i modellen, og brukerprisen er ikke modellert. Her har vi valgt å benytte samme forutsetning som for helseeffekter, nemlig at myndighetene har et bestemt mål for nivået på offentlig produksjon. Det innebærer at økt materialkorrosjon gir økt depresiering av offentlig bygningskapital, slik at offentlige bruttoinvesteringer må økes tilsvarende for å opprettholde kapitalnivået. Dette gjør investeringsvarer dyrere, og fører dermed til at privat sektor investerer noe mindre.

Tabell 7. Materialkostnader etter utslippsskilde

	Stasjonær	Mobile kilder		Prosess	Total
		Vei	Skip		
SO ₂ utslipp 1994 etter kilde					
Tonn	7 932	3 169	13 418	19 232	44 535
Andel	18%	7%	30%	43%	100%
Kostnader					
Mill 1995-kr	64	40	42	47	198
Andel	32%	20%	21%	24%	100%

¹⁹ Vektene for hver by/region er satt lik forholdet mellom totale vedlikeholdskostnader knyttet til materialkorrosjon, og SO₂-konsentrasjonen. Områder uten materialkorrosjon har vektene som tilsvarer deres andel av total bygningskapital.

5. Avlingsskader

5.1. Sammenhengen mellom luftforurensning og avlingskader

Ozon hemmer biologisk vekst, og dette gir seg utslag i et veksttap innen jordbruk og skogbruk. Noen klimavariabler som lys og fuktighet påvirker hvor stor skade et gitt konsentrasjonsnivå representerer. Når det gjelder skog, er løvtrær mer utsatt enn bartrær. For jordbruksekster har det betydning når vekstsesongen starter. Den økonomiske betydningen av løvtrær vurderes å være relativt liten, og tilgjengelig informasjon i dag tyder på at bartrær er relativt lite berørt av ozon. Blant vekster i jordbruket er det eng, hvete og potet som er mest utsatt. I denne studien konsentrerer vi oss derfor om avlingskader i jordbruket.

I SFT (1995a) oppgis skadefunksjoner for ulike planteslag som følge av ozon-eksponering målt i AOT40 (ppm.timer):

Hvete: $Y = 100 - 1,8 * X$
 Potet: $Y = 100 - 1,8 * X$
 Dyrket eng: $Y = 100 - 1,5 * X$

Y er her relativ avling, mens X er AOT40-verdien målt i ppm.timer. Disse funksjonene er internasjonalt etablerte.

5.2. Avlingskader i en makromodell

Produksjonen i jordbruket er i utgangspunktet en eksogen størrelse i MSG-EE. Endret avlingsmengde som følge av ozoneksponering er implementert som en faktornøytral endringsvariabel, slik at produksjonen (i volum) gjøres endogent avhengig av ozonbelastningen, mens innsatsfaktorbruken ikke endres direkte som følge av dette.

Etter som jordbruksproduksjonen i modellen ikke er disaggregert på ulike avlingssorter, må funksjonene for hvete, potet og dyrket eng slås sammen. Vi trenger da informasjon om verdien av disse tre avlingene i norsk jordbruk. I kapittel 2 benyttet vi volumtall fordelt på geografiske ruter i Norge. Ved å koble disse totaltallene til prisen på hhv. hvete, potet og dyrket eng, får vi et uttrykk for verdien av avlingene. Prisen på et

jordbruksprodukt er imidlertid et tvetydig begrep som må drøftes nærmere.

For potet og hvete er det naturlig å benytte gjennomsnittlig markedspris på disse sortene, etter som markedsprisen forteller hvilken verdi forbrukerne synes avlingen har. For dyrket eng er prissetting noe mer problematisk, etter som mesteparten av disse avlingene ikke selges i markedet, og det finnes ulike kvaliteter dyrket eng. Markedsprisen vil heller ikke nødvendigvis gjenspeile alternativkostnaden på avlingen, på grunn av reguleringene i jordbruket.

Norsk institutt for landbruksforskning (NILF) opplyser at hvis vi skal sette en pris på tap av dyrket eng, vil det beste være å benytte prisen på såkalt byggrøpp. Det er dette bonden faktisk må kjøpe hvis det viser seg at avlingen ikke er stor nok til å gi nok fôr. NILF opplyser videre at det er prisen på byggrøpp Landbruksdepartementet anbefaler å benytte i lignende sammenhenger.

Fra Landbrukets prissentral får vi opplyst at for avtaleåret 1995-96 er produsentprisene på hvete, potet og dyrket eng (byggrøpp) som følger:

Hvete: 2,37 kr/kg
 Potet: 2,25 kr/kg
 Dyrket eng: 2,70 kr/kg

Til sammenligning er verdensmarkedsprisen på hvete ca. halvparten av produsentprisen.

Ved å kombinere disse prisene med volumtallene får vi at avlingsverdiene utgjør følgende prosentandeler av den totale jordbruksproduksjonsverdien (andeler av totalverdien til disse tre avlingene er gitt i parentes):

Hvete: 2,1 pst. (5,2 pst.)
 Potet: 3,1 pst. (7,6 pst.)
 Dyrket eng: 35,6 pst. (87,2 pst.)

Det kan synes som totalverdien av dyrket eng overvurderes, men for vår tilnærming spiller det ingen rolle så lenge verdien av marginale endringer er riktig satt.

Ved å kombinere disse tallene med sammenhengene mellom NO_x -utslipp og AOT40-verdier i kapittel 2, kan vi konstruere en veid funksjon for AOT40 der andelene referert i parentes er vekter. Det gir følgende funksjon (NO_x måles i ktonn):

$$\Delta AOT40 = 1,64 \text{ ppb.timer} * \Delta NO_x$$

Basert på dose-respons funksjonene i avsnitt 5.1, kan vi videre beregne en veid endring i jordbruksproduksjonen ved endret AOT40-verdi, der andelene over er vekter:

$$Y = 100 - (0,021 * 1,8 + 0,031 * 1,8 + 0,356 * 1,5) * X$$

Y er her relativ jordbruksproduksjon, mens X er endret AOT40-verdi (målt i ppm.timer).

6. Trafikkulykker

6.1. Sammenhengen mellom vegtrafikk-mengde og trafikkulykker

Vegtrafikk forårsaker en rekke miljøproblemer, og når disse tolkes i vid forstand kan helseskader på grunn av trafikkulykker sies å utgjøre et av miljøproblemene. Det er raskt økende erkjennelse internasjonalt av at luftforurensningsproblemer må sees i sammenheng med vegtransporten og alle dens øvrige former for negative eksterne effekter. En studie av miljø innen EU konkluderer for eksempel med at tiltak for å dempe generell etterspørsel etter mobilitet vil bli nødvendig (EEA, 1995). Dette reflekterer at det er lønnsomt å se tiltak mot drivstofforbruk og utslipp i sammenheng med politikk som påvirker vegtrafikkvolumet.

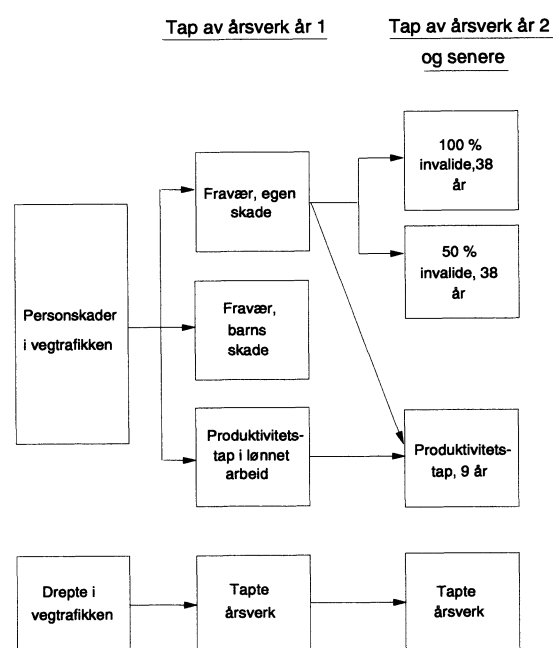
Omkring 35 000 personer skades i vegtrafikken hvert år. Dette representerer et stort velferdstap i tillegg til en betydelig belastning på økonomiske ressurser. For å overvåke omfanget og utviklingen av dette samfunnsproblemet, utarbeides det nå et samfunnsøkonomisk regnskap over kostnader ved trafikkulykker i Norge (Hagen, 1993). Figur 2 illustrerer hvordan personskade ved trafikkulykker på ulike måter reduserer arbeidsstyrken og arbeidsproduktiviteten.

Ulykkesfordeling med hensyn til alvorlighetsgrad, sykefravær, nedsatt funksjonsevne og invaliditet er beskrevet i Haukeland (1991), mens Hagen (1993) har kartlagt kostnadene knyttet til de ulike kategorier av personskade.

Personskader (ikke dødelige) påvirker arbeidstilbudet gjennom sykefravær på grunn av egen eller barns trafikkskade. Dessuten plages trafikkskadde av redusert helse, som i snitt reduserer arbeidsproduktiviteten til de som kommer tilbake til arbeidslivet. Haukeland (1991) har beregnet hvordan omfanget av helseplager har utviklet seg de første 5 årene etter ulykken, og en trendforlengelse tyder på at et tilhørende produktivitetstap strekker seg over 10 år. En andel av trafikkskadde blir uføre og går ut av arbeidsstyrken.

Tabell 8 presenterer noen nøkkeltall for omfanget av disse virkningene. Årsverkstap som følge av dødsfall utgjorde om lag 7000 årsverk over en tidshorisont på

Figur 2.



38 år som er gjennomsnittlig forventet gjenværende tid i yrkesaktiv alder for drepte i vegtrafikken. Sykefravær og produktivitetstap representerer hver en reduksjon i arbeidstilbudet på 1400 årsverk, mens 13 000 årsverk gikk tapt på grunn av uførhet. Hvert år bidrar trafikkulykker til at om lag 23 000 årsverk går tapt.

Forklaringsvariable til vegtrafikkulykker med personskade er analysert av Fridstrøm og Bjørnskau (1989). Bensinforbruket viser seg å være den viktigste drivkraften bak omfanget av trafikkulykker, når en tar høyde for betydningen av klima, vegkarakteristika, trafikk tetthet og sikkerhetstiltak. Ved 10 prosent økning i bensinforbruket øker antallet personskadeulykker med 8-9 prosent. Et interessant resultat er at bedre utbygd vegnett med lav trafikk tetthet trekker omfanget av personskader opp. Dette samsvarer med resultater i en dansk undersøkelse (Vegdirektoratet, 1979) men det motsatte blir ofte hevdet, som av Barker m.fl. (1993). I vår modell (trafikk-modulen er

Tabell 8. Tap av årsverk

	Personer	Tapte årsverk
Trafikkskadde	33 900	
Dødsfall i trafikkulykker	332	7 254
Sykefravær første år etter ulykken (egen skade)		1350
Fravær fra arbeid pga. barns skade i trafikkulykke		167
Produktivitetstap for arbeidere som er tidligere trafikkskadde. Totalt for <i>ti år</i> etter ulykken		1346
50 prosent invalid	272	2 888
100 prosent invalid	477	10 146
Totalt		2351

dokumentert i Glomsrød m.fl. (1996b)) benyttes resultatene fra Fridstrøm og Bjørnskau, som innebærer at det er en trade-off mellom køkostnader og personskader i vegtrafikken. Det er viktig å være klar over at denne estimerte sammenhengen bare gjelder personskadeulykker. Trafikkuhell med bare materiell skade kan følge andre årsakssammenhenger. En mulig effekt på antall personskadeulykker av forbedret vegstandard er ikke inkludert i våre beregninger. Betydningen av økt vegstandard målt ved investeringer pr. kilometer viste seg ikke å være entydig hos Fridstrøm og Bjørn Skau. På kommunale veier betydde høyere investeringer pr. kilometer veg signifikant lavere antall personskadeulykker, mens på riksveger var sammenhengen mottatt (også signifikant). Økt vedlikehold har en entydig gunstig effekt på antall personskader. Heller ikke denne effekten er inkludert i modellen.

6.2. Trafikkulykker i en makromodell

Her beskriver vi hvordan informasjonen omtalt ovenfor er uttrykt i relasjoner som framskriver antall personskadeulykker og beregner konsekvenser for økonomiske størrelser.

I MSG-EE framskrives forbruket av bensin (B_t) og diesel (D_t) i periode t . Drivstofforbruket omregnes til kjørelengde (KM_t) for hver av disse drivstoffene:

$$KM_t^B = M_O^B \cdot B_t \cdot e^{\theta t}$$

$$KM_t^D = M_O^D \cdot D_t \cdot e^{w t}$$

M_O^B og M_O^D representerer gjennomsnittlig kjørelengde pr. tonn drivstoff av bensin og diesel i basisåret. Energi-effektiviteten øker med gitte årlige rater θ og w for henholdsvis bensin- og dieselmotorer. Disse er foreløpig satt lik henholdsvis 1 pst. og 0,6 pst., men kan lett endres av modellbruker.

Trafikktetthet (CON_t) beregnes på følgende måte:

$$CON_t = \frac{(KM_t^B + KM_t^D)}{ROADS_t}$$

Trafikktettheten er bestemt av forholdet mellom total kjørelengde og total veglengde ($ROADS_t$). I vår modell er veglengden eksogen og bestemt ved ekstrapolering av historiske data for vegutbygging. En eksponensielt avtakende funksjon er føyet til historiske data for utviklingen i total veglengde for 1966-1993 og tall for 1994-1997 fra Norsk Vegplan. Den avtakende vekstraten for samlet veglengde kan reflektere at investeringsraten vil avta eller at investering pr. kilometer veg øker. Antall personskader (S_t) beregnes som funksjon av kjørelengder og trafikktetthet:

$$S = K \cdot e^{\alpha t} \cdot (KM^B)^{\alpha} \cdot (KM^D)^{\sigma} \cdot (CON/CON_0)^{\beta}$$

K er en konstant. Trendleddet $e^{\alpha t}$ representerer bidraget fra andre faktorer av betydning, som ikke inngår i våre beregninger. Det er estimert er markert negativ trend i risikoen for personskade for gitt trafikkvolum. En viktig årsak til dette er innføring av bilbelte.

Når et antall S personer skades i vegtrafikken i år t , vil forventningsmessig en andel av disse delta i arbeidsstyrken og utføre et gjennomsnittlig årsverk målt i timer. Personskadene gir opphav til midlertidig tap av årsverk gjennom sykefravær og redusert produktivitet, samt varige tap gjennom dødsfall og invaliditet. Omfanget av midlertidig reduksjon i arbeidsstyrken (L_t^T) kan beskrives på følgende måte:

$$\Delta L_t^T = \sum_{\tau=0}^9 \beta_{\tau} (S_{t-\tau}) + \sigma (S_t - S_0) + \lambda (S - S_0)$$

Første ledd på høyre side summerer opp produktivitetstap i innværende år som er forårsaket av personskadeulykker de siste 10 årene. De to siste leddene representerer omfang av sykefravær for henholdsvis egen og barns skade.

Varig frafall fra arbeidsstyrken på grunn av dødsfall (ΔL_t^F) og invaliditet ($\Delta L_{t+\tau}^D$) er gitt i følgende likninger:

$$\Delta L_t^F = \eta(S_t - S_0)$$

$$\Delta L_{t+1}^D = \Delta L_t^F + \mu(S_t - S_0)$$

Uførhet påvirker arbeidstilbudet etter ett års sykefravær. Samlet varig tap av årsverk i år t akkumulerer seg slik :

$$\Delta L_t^P = \Delta L_t^F + \Delta L_t^D + \Delta L_{t-1}^P$$

Samlet reduksjon i arbeidstyrken er summen av permanent og temporær reduksjon:

$$\Delta L_t = \Delta L_t^P + \Delta L_t^T.$$

Kostnadene ved behandling av trafikkskadde påvirker offentlig økonomi og prioritering av helsetjenester. I modellberegninger lar vi omfanget av en i utgangspunktet eksogen offentlig helsesektor variere med endringer i antall personskadeulykker. Det betyr at hvis antall skadde reduseres, vil offentlig sektor dempe sin ressursbruk tilsvarende. Dersom personskadeulykker øker i omfang, presses utgiftene tilsvarende opp. Vi forutsetter altså at et gitt tilbud av offentlige helse-tjenester til andre behov ligger i bunnen, mens bruk av ressurser til å behandle trafikkskadde blir bestemt av skadeomfanget. Helsesektorens etterspørsel etter innsatsfaktor (G_{it}) (i = arbeid, materialer, kapital) er gitt ved

$$G_{it} = w_i(S_t - S_0).$$

Koeffisienter er nærmere forklart og dokumentert i Glomsrød m.fl. (1996b).

7. Beregninger

7.1. Framskrivninger av miljø- og trafikkutviklingen mot år 2020

Vi vil først kort beskrive utviklingen for enkelte miljø- og trafikkindikatorer fram mot år 2020, slik disse framkommer i referansebanen i modellen MSG-EE (basisåret i modellen er 1988). Vi har gjort kjøring med modellen til og med 2020, med og uten tilbakevirkninger fra luftforurensning og trafikkulykker, slik det er beskrevet i kapittel 3-6.

Utviklingen i utslipp av partikler og NO_x er preget av stadig strengere krav til avgass fra motorkjøretøyer i perioden 1988-2000. Disse kravene er implementert i modellen. En betydelig del av denne utviklingen er ventet å skje i årene 1995-2000. Dette gjør at utslippene av disse komponentene reduseres betraktelig i byene fram mot årtusenskiftet, i og med at trafikkutslipp utgjør en betydelig mengde av totalutslippet (spesielt for NO_x). Konsentrasjonen av NO_2 i lufta avtar derfor merkbart i denne perioden, mens konsentrasjonen av PM_{10} reduseres mindre. Dette skyldes at antall kjørte kilometer øker kraftig i samme periode, slik at oppvirvling av veistøv blir mer omfattende. Mindre bruk av piggdekk eller mer miljøvennlige pigger vil dempe denne effekten. Mellom år 2000 og 2020 er utslippene forholdsvis stabile, dvs. at veksten i økonomisk aktivitet motsvares av teknologiske endringer. Dette gjelder både trafikkutslipp og annet utslipp. Siden antall kjørte kilometer fortsetter å tilta, øker imidlertid konsentrasjonene av PM_{10} , mens NO_2 -konsentrasjonene er rimelig stabile. Utslippene av SO_2 er forholdsvis konstante i hele perioden 1995-2020, men trenden er økende. Ozon-nivåene, målt ved AOT40, er også lite endret, selv om norske NO_x -utslipp avtar noe. Utenlandske utslipp er antatt å være konstante.

Siden partikler er den viktigste helsekomponenten i modellen vår, er helseskadene omtrent de samme i år 2020 som de var i basisåret 1988. Etter årtusenskiftet forårsaker imidlertid den økte PM_{10} -konsentrasjonen at det i år 2020 vil dø omkring 10 flere personer årlig enn i år 2000 som følge av luftforurensning, gitt våre forutsetninger. I samme periode øker det kortvarige sykefraværet med ca. 50 årsverk, mens antall

uførepensjonister øker med noe over 50. Materialkorrosjon på bygninger og skader på avlinger følger omtrent samme forløp som helseeffekter, bortsett fra at utviklingen i perioden 2000-2020 er forholdsvis stabil.

Økningen i kjørelengde gjør at antall trafikkskadde og -døde øker med omkring 50 pst. fra 1988 til 2020. Denne veksten fordeler seg jevnt på perioden før og etter årtusenskiftet. I tillegg til redusert livskvalitet, får økning i trafikkulykker betydning for den økonomiske aktiviteten, etter som arbeidstilbudet reduseres betraktelig. Denne effekten reduserer BNP med i overkant av 0,3 prosent i forhold til en utvikling der trafikkulykkene holdes konstant. Etter som endringene i luftforurensning er såpass små, har effektene av endret helse- og miljøsituasjon kun marginal effekt på BNP i forhold til en utvikling der luftforurensningen er konstant.

7.2. Makroøkonomiske og miljørelaterte effekter av økt CO_2 -avgift

Vi har videre studert virkningen av en kraftig, men gradvis økning i CO_2 -avgiften. Realverdien av avgiften er i referansebanen antatt å være konstant lik 150 (1993) kroner pr. tonn CO_2 -utslipp (dvs. 40 øre pr. liter oljeprodukt). I avgiftsalternativet vokser realverdien av avgiften med 12 pst. hvert år fra og med 1995. Det betyr at i 2020 er avgiften lik 2.854 (1993) kroner pr. tonn CO_2 -utslipp (dvs. 7,60 kroner pr. liter oljeprodukt). Samtidig har vi i to alternative kjøring redusert hhv. arbeidsgiveravgiften og investeringsavgiften, slik at realverdien av skatteinngangen minus endring i offentlige utgifter er den samme som uten økt CO_2 -avgift. Som forklart i innledningskapitlet (avsnitt 1.2), har arbeidsgiveravgiften ingen innvirkning på sysselsettingen i modellen, etter som denne i utgangspunktet er eksogen. Det betyr at i alternativet der arbeidsgiveravgiften reduseres, vil BNP måtte gå ned. Dersom investeringsavgiften i stedet reduseres, er utfallet ikke gitt på forhånd.

7.2.1. Økt CO_2 -avgift kombinert med redusert arbeidsgiveravgift

Den store økningen i CO_2 -avgiften fører til at arbeidsgiveravgiften nesten forsvinner. I den ordinære MSG-

EE modellen, dvs. der man ikke tar hensyn til tilbakevirkninger fra miljø og trafikk, fører avgiften til en reduksjon i BNP på 1,7 pst. i 2020 (20 mrd. 1994-kroner), se tabell 9. I år 2000 er reduksjonen kun 0,08 pst., og vi konsentrerer derfor beskrivelsen om effektene i år 2020. Økt CO_2 -avgift medfører at produksjon av varer og tjenester blir dyrere, fordi energi er innsatsfaktor i produksjonen. Spesielt fører det til økte kostnader ved produksjon av investeringsvarer. Dermed vil brukerprisen på realkapital stige, kapitalnivået avta, og den økonomiske veksten avta. Verdien av total realkapital i 2020 er redusert med 0,9 pst. Energi og realkapital er derfor i praksis komplementære innsatsfaktorer i modellen. Når private investeringer reduseres, skjer det samtidig en substitusjon mot privat konsum, som er restbestemt i modellen. Privat konsum er 4 pst. høyere i 2020 sammenlignet med referansebanen, mens private investeringer er 4-5 pst. lavere. Selv om BNP avtar som følge av avgiften, er det derfor uklart hvorvidt avgiftsendringen fører til økt eller redusert økonomisk velferd. I perioden fram mot år 2020 er det grunn til å tro at velferden er større etter som privat konsum er større, men på den annen side er ressurstilgangen i 2020 mindre på grunn av lavere kapitalnivå (se Aasness m.fl. (1995) for en nærmere diskusjon).

Avgiftsøkningen fører til lavere utslipp av partikler og NO_x . I 2020 reduseres det nasjonale partikkelutslippet med 6 pst., mens NO_x -utslippet minker med 13 pst. på landsbasis. Til sammenligning reduseres CO_2 -utslippet, som avgiften er rettet inn mot, med 35 pst. (se avsnitt 8.3). Dette tyder på at CO_2 -avgiften er et relativt upresist virkemiddel når det gjelder redusert NO_x - og spesielt partikkel-utslipp. Utslppsreduksjonene er noe mindre i Oslo. Dette skyldes at sektorer som er relativt store i Oslo (i form av utslipp) reduserer utslippet relativt mindre enn gjennomsnittet (spesielt Varehandel og Bygg og anlegg). Utslippet av SO_2 avtar med 31 pst. på landsbasis, og er derfor mer følsom for CO_2 -avgiften enn de to andre lokale forurensningskomponentene. Dette skyldes blant annet at produksjonen i kraftkrevende industri reduseres. Total kjørelengde reduseres med 22 pst. som følge av avgiften. Grunnen til at kjørelengden reduseres betydelig mer enn utslippene av partikler og NO_x er delvis at enkelte stasjonære utslipp er mindre berørt av avgiften (for eksempel vedfyring som bidrar sterkt til partikkel-utslippet), og delvis at effekten på mobile utslippsskilder er størst innen sektorer med lave utslipp pr. kilometer.

Redusert utslipp og kjørelengde medfører lavere konsentrasjoner av PM_{10} og NO_2 i byene. I Oslo reduseres PM_{10} -konsentrasjonen i 2020 fra 24,1 til 22,3 $\mu g/m^3$. NO_2 -konsentrasjonen avtar fra 42,0 til 39,1 $\mu g/m^3$. Dette bidrar til mindre luftveissykdommer og færre dødsfall. Beregningene antyder at det blir 17 færre dødsfall pr. år i 2020 knyttet til luftforurensning

dersom avgiften innføres.²⁰ Videre blir det omkring 70 færre nye tilfeller av kroniske lungesykdommer hvert år i befolkningen, noe som medfører at det er rundt 15 færre uføretrygdede. Korttidsfraværet reduseres med ca. 150.000 timeverk. Som følge av færre sykdomstilfeller, reduseres antall liggedager på norske sykehus med rundt 1.400. Veiet konsentrasjon av SO_2 avtar med rundt 1,5 $\mu g/m^3$ til litt over 4 $\mu g/m^3$. Dette gir reduserte vedlikeholdskostnader som følge av materialkorrosjon. Ozon-konsentrasjonen, målt ved den veide AOT40-verdien, reduseres med omkring 0,05 ppm.timer, dvs. ca. 1 pst. av nivået i Sør-Norge. Dette medfører at avlingstapet for hvete, potet og eng reduseres, slik at produksjonen av disse sortene øker med i underkant av 0,1 pst.

Når vi inkluderer tilbakevirkninger fra disse forurensningsrelaterte effektene til økonomien, får vi at BNP-reduksjonen avtar med 216 mill. kroner. Av dette skyldes 9 mill. mindre avlingstap i jordbruket. Det er vanskelig å splitte resten av beløpet på helse- og materialeffektene (dette må evt. gjøres i egne modellkjøringer), men det er grunn til å tro at det fordeler seg rimelig likt mellom disse to effektene. Dette henger sammen med at SO_2 -utslippet endres relativt mer enn spesielt partikkel-utslippet. Samtidig avtar offentlige helseutgifter knyttet til luftforurensning med omkring 5 mill. kroner, mens offentlige utgifter knyttet til erstatning av depresiert bygningskapital reduseres med 50 mill. kroner. Vedlikeholdskostnader i privat sektor reduseres også, med ca. 200 mill. kroner. Disse kostnadene er rene «reparasjonsutgifter», som ikke har noen produktiv verdi i seg selv sammenlignet med en situasjon uten materialkorrosjon eller luftveissykdommer. De bør derfor komme til fratrekk ved beregning av produktiv verdiskapning i samfunnet.²¹ De dokumenterte, produktive miljøgevinstene blir dermed lik 474 mill. kroner, dvs. 2,4 pst. av BNP-tapet.

Det er verdt å minne om det som ble presisert i innledningskapitlet, nemlig at dette er et minimum av effekter som man foreløpig har klart å påvise med rimelig sikkerhet. Usikkerheten med hensyn til mer omfattende helseskader er for eksempel fortsatt stor, spesielt når det gjelder kroniske lidelser og redusert levetid, og effekten av NO_2 . Tilsvarende gjelder for materialkorrosjon, der bl.a. betong bare delvis er inkludert på grunn av mangelfull kunnskap.

²⁰ Dersom resultatene angående langtidseffekten på dødelighet er relevante for Norge, kan det tenkes at det blir 70-80 færre dødsfall årlig som følge av luftforurensning. Disse tallene er imidlertid svært usikre.

²¹ Man har fått en overgang fra en situasjon med behandling av syke til en situasjon der de syke er friske (og ikke trenger behandling), og privat produksjon er økt.

Tabell 9. Effekter av økt CO₂-avgift og redusert arbeidsgiveravgift (Mill. 1994-kroner)

	2000	2020
BNP-tap (u. miljø&trafikkgevinster)	748 (0,08%)	19,624 (1,7%)
BNP-gev. (miljø)	6	216
Red. depr. av bygn.kap.(priv.)	13	203
Red. depr. av bygn.kap.(off.)	3	50
Red. off.utg. til helsesektor (miljø)	0	5
Totale produktive miljøgevinster	22	474
BNP-gevinst (trafikk)	14	1 008
Red. off.utg. til helsesektor (trafikk)	4	110
Totale produktive gevinster	41	1 593
Produkt. gev./BNP-tap	5,4%	8,1%

Samtidig har spesielt helseeffekter ulemper som i stor grad overstiger de produktive kostnadene. Dette gjelder ikke minst økt risiko for å dø. Verdsetting av helseeffekter er imidlertid problematisk, noe som ble utdypet i avsnitt 1.2. Som illustrasjon beregner vi likevel gevinsten av redusert dødelighet som følge av økt CO₂-avgift, ved å benytte en verdi på 10,6 mill. (1994) kroner pr. statistisk liv (se diskusjonen i avsnitt 3.2.3). Det gir en velferdsgevinst på 180 mill. kroner.²²

Tilsvarende kan vi benytte et estimat for betalingsvilligheten for å unngå en kronisk lungesykdom på rundt 1,5 mill. kroner. Det gir i så fall en velferdsgevinst på 120 mill. kroner. Det kan tenkes at deler av betalingsvilligheten er knyttet til reduserte inntekter, slik at noe av gevinsten allerede er inkludert i BNP-effekten. Uansett er dette estimater som det går an å endre dersom det er ønskelig. De fysiske effektene er allerede nevnt.

Dersom vi legger sammen de produktive gevinstene og velferdsgevinstene slik de framkommer over, får vi en total gevinst på 770 mill. kroner, eller omkring 4 pst. av BNP-tapet.²³ Mangel på andre velferdseffekter og usikkerheten knyttet til ikke-dokumenterte effekter gjør at dette må betraktes som en nedre grense for faktisk gevinst. I tillegg kommer andre miljøeffekter som diskuteres i neste kapittel.

Som følge av mindre trafikkmengde, reduseres antall trafikkskade og -døde i 2020 med 14 pst.. Det innebærer 6-7.000 færre skade og omkring 65 færre dødsfall. Dette har en positiv tilbakevirkning til økonomien

²² Internasjonalt er det ikke uvanlig å benytte verdsettingsestimater som er dobbelt så høye (se Pearce (1995)).

²³ Dersom vi inkluderer den andre funksjonen for dødelighet (dvs. knyttet til langtidseksponering, se avsnitt 3.1.1), øker gevinsten med rundt 800 mill. kroner gitt våre verdsettingsanslag. Dette øker evt. miljøgevinsten til 8 pst. av BNP-tapet.

Tabell 10. Helseeffekter av økt CO₂-avgift og redusert arbeidsgiveravgift og anslagsvis verdsetting (Mill. 1994-kroner)

	Verdsetting utover produktivitetstap (mill. 94-kroner)		Fysisk gevinst 2020
	2000	2020	
Antall døde	9	177	-17
Dager på sykehus (forur.)			-1 424
Nye kroniske lungesyke	3	121	-69
Trafikkskade	45	1 203	-6 593
Totalt	58	1 501	

fordi arbeidstilbudet blir større. Denne effekten er betydelig større enn den produktive effekten av redusert luftforurensning referert over. Det er to viktige årsaker til det. Den første er knyttet til at trafikkmengden er atskillig mer følsom for CO₂-avgiften enn for eksempel utslippet av partikler, som forårsaker helseeffektene av luftforurensning. Den andre henger sammen med hvilke effekter som lar seg dokumentere. Mens nivået på antall trafikulykker er tilgjengelig i statistiske oversikter, er omfanget av mange forurensningsrelaterte skader i høy grad ukjent. Det er derfor liten grunn til å tro at effekten av trafikulykker undervurderes i særlig grad, mens det motsatte gjelder for mange miljøeffekter. På denne bakgrunn er det ikke overraskende at trafikulykker har større betydning i beregningene enn miljøeffektene. Man skal derfor være svært tilbakeholden med å trekke konklusjoner om viktigheten av de ulike trafikk- og miljøeffektene på basis av resultatene som presenteres i rapporten.

Med tilbakevirkningene fra trafikulykker avtar BNP-tapet med ytterligere 1 mrd. kroner. Dessuten reduseres offentlige reparasjonsutgifter med enda 110 mill. kroner, slik at den produktive miljø- og trafikkgevinsten er lik 1,6 mrd. kroner, eller 8,1 pst. av det opprinnelige BNP-tapet. Dette viser at de produktive gevinstene av en CO₂-avgift som foreløpig er dokumentert, på ingen måte er neglisjerbare. Dersom vi anvender verdsettingsestimatet på 180.000 kroner pr. trafikkskade (gjennomsnittlig velferdstap), øker gevinsten med 1,2 mrd. kroner. Det innebærer at med de verdsettingsestimatene vi har benyttet, er den dokumenterte gevinsten knyttet til redusert lokal luftforurensning og trafikulykker lik 3,1 mrd. kroner, dvs. 15,7 pst. av det opprinnelige BNP-tapet.

7.2.2. Økt CO₂-avgift kombinert med redusert investeringsavgift

Dersom økt CO₂-avgift kombineres med redusert investeringsavgift i stedet for redusert arbeidsgiveravgift, blir effektene annerledes. Energiintensiv produksjon av varer og tjenester blir fortsatt dyrere, mens kapitalintensiv produksjon nå blir billigere. Det kunne tenkes at produksjon av investeringsvarer var såpass energiintensiv at dette mer enn motsvarte prisetallet som følge av redusert investeringsavgift, men

Tabell 11. Effekter av økt CO₂-avgift og redusert investeringsavgift (Mill. 1994-kroner)

	2000	2010
BNP-gevinst (u. miljø&trafikkgevinster)	1.962 (0,22%)	17.898 (1,6%)
BNP-gev. (miljø)	4	-12
Red. depr. av bygn.kap.(priv.)	10	72
Red. depr. av bygn.kap.(off.)	2	12
Red. off.utg. til helsesektor (miljø)	0	1
Totale produktive miljøgevinster	16	72
BNP-gevinst (trafikk)	40	1.008
Red. off.utg. til helsesektor (trafikk)	6	38
Totale produktive gevinster	62	1.118
Produktiv gevinst/BNP-gevinst	3,1%	6,3%

dette viser seg generelt ikke å være tilfellet. Vi får derfor en raskere økonomisk vekst enn i referansebanen, som følge av økte realinvesteringer. BNP har vokst med 1,6 pst. i 2010 (se tabell 11),²⁴ samtidig som den totale verdien av realkapitalen er 4,6 pst. høyere. I 2010 er private realinvesteringer 15 pst. høyere enn i referansebanen, mens konsumet er redusert med 2,1 pst.. Det kan derfor diskuteres hvorvidt den økonomiske velferden har økt som følge av avgiftsoppleggingen (se forrige avsnitt).

På grunn av økningen i BNP, blir miljøutviklingen noe mindre gunstig enn i alternativet med redusert arbeidsgiveravgift. Utviklingen er likevel bedre enn i referansebanen. Partikkelutslippet reduseres relativt lite i dette scenariet, omtrent halvparten av reduksjonen i det forrige scenariet. Reduksjonen i NO_x- og SO₂-utslipp er noe større, men mindre enn ved redusert arbeidsgiveravgift. CO₂-utslippet reduseres faktisk noe mer i dette alternativet enn i det forrige avgiftsalternativet. Helsegevinstene blir dermed omtrent halvert sammenlignet med resultatene i forrige avsnitt, mens gevinstene knyttet til mindre materialkorrosjon og avlingsskade er nesten de samme. Trafikkutviklingen blir omtrent identisk med utviklingen referert i forrige avsnitt, slik at reduksjonen i antall trafikkskade er like stor.

Tilbakevirkningene til økonomien fra disse miljø- og trafikkrelaterte effektene øker den produktive gevinsten med 1,1 mrd. kroner, dvs. 6,3 pst. av den opprinnelige BNP-gevinsten. Dersom vi beregner velferdsgevinster slik som i avsnitt 7.2.2, øker gevinstene med ytterligere 500 mill. kroner (se tabell 12), slik at miljø- og trafikkeffektene har en samlet gevinst på 1,6 mrd.

Tabell 12. Helseeffekter av økt CO₂-avgift og redusert investeringsavgift og anslagsvis verdsetting (Mill. 1994-kroner)

	Verdsetting utover produktivitetstap (mill. 94-kroner)		Fysisk gevinst
	2000	2010	2010
Antall døde	9	47	-4
Dager på sykehus (forur.)			-304
Nye kronisk lungesyke	3	27	-16
Trafikkskade	45	414	-2.270
Totalt	58	488	

kroner. Dette tilsvarer rundt 9 pst. av den opprinnelige BNP-gevinsten.

7.3. Sektorvridninger av økt CO₂-avgift

Økt CO₂-avgift gjør innsatsfaktoren energi dyrere og bedrifter som benytter energi i sine produksjonsprosesser vil ønske å endre sine tilpasninger. De ønskede endringene vil være desto kraftigere jo mer energiintensiv produksjonen er i utgangspunktet og jo større mulighetene for substitusjon er (dvs. i hvilken grad energi kan erstattes av andre innsatsfaktorer). Generelt vil økt CO₂-avgift gi en prisøkning på de produktene som benytter energi som innsatsfaktor. Samtidig vil økt etterspørsel etter innsatsfaktorer som kan substituere energi føre til økte priser også på disse innsatsfaktorene, noe som vil kunne resultere i økte priser også på produkter som i liten grad benytter energi som innsatsfaktor. I de fleste produksjonsprosesser er arbeidskraft og energi alternative innsatsfaktorer, mens realkapital og energi er komplementære. Dette betyr at en økt pris på energi gir høyere etterspørsel etter arbeidskraft og redusert etterspørsel etter realkapitaltjenester. Forholdene på etterspørselssiden vil også avgjøre hvor stor den faktiske reduksjonen blir. Jo mindre elastisk etterspørselen etter vedkommende produkt er, desto større del av avgiften kan veltes over på kjøperen av produktet i form av økt pris. I tilfeller der produsenten f.eks. står overfor en gitt verdensmarkedspris (uendelig elastisk etterspørsel), vil hele avgiftsøkningen falle på produsentene.

Vi forventer derfor at CO₂-avgiften vil ramme hardest sektorer som konkurrerer på verdensmarkedet og som har få substitusjonsmuligheter mellom innsatsfaktorene. Dette er tradisjonelt sektorer som: *Produksjon av kjemiske råvarer, Produksjon av metaller og Produksjon av treforedlingsprodukter*. Dersom disse produsentene er så store at deres adferd påvirker verdensmarkedsprisen vil dette forhold dempe de kvantitative konsekvensene av en CO₂-avgift.

I modellkjøringene kombineres økningen i CO₂-avgiften med en reduksjon i henholdsvis arbeidsgiveravgiften og investeringsavgiften slik at skatteendringen blir provenynøytral.

²⁴ På grunn av modelltekniske problemer, ble modellen kun kjørt til 2010 i dette tilfellet.

7.3.1. Økt CO₂-avgift kombinert med redusert arbeidsgiveravgift

En reduksjon i arbeidsgiveravgiften reduserer i første omgang lønnskostnadene pr. arbeider, noe som trekker i retning av økt etterspørsel etter arbeidskraft. Siden arbeidstilbudet er eksogent i MSG-EE (med unntak av tilbakevirkninger fra miljø og trafikk) må imidlertid lønningene øke helt til lønnskostnadene (reallønn pluss skatter og avgifter) pr. arbeider er de samme som før avgiftsreduksjonen for å oppnå likevekt på arbeidsmarkedet. Dette gjelder i en partiell analyse av arbeidsmarkedet. Etter skatteomleggingen vil derfor lønna som arbeidstakerne mottar ha økt. Dette gir en positivt effekt (inntektseffekt) på etterspørselen etter varer og tjenester (gitt arbeidstilbud medfører at det ikke er noen substitusjonsmuligheter mellom arbeid og fritid). Som nevnt ovenfor fører økt CO₂-avgift til økt etterspørsel etter arbeidskraft. Det er i utgangspunktet ikke entydig hvorvidt lønnskostnadene pr. arbeider øker eller avtar i den makroøkonomiske likevekten.

Vi vil presentere resultater fra avgiftsomleggingen med tilbakevirkninger fra miljø og trafikk²⁵. De sektorene som går mest tilbake i forhold til referansebanen er *Produksjon av kjemiske råvarer (37)*, *Produksjon av metaller (43)*, *Lufttransport (76)* og *Sjøtransport (78)*. Av disse er utslaget i forhold til referansebanen særlig stor i de kraftintensive næringene (37 og 43) (Se tabell 13).

Resultatene er i tråd med hva vi ville forvente; de kraftintensive sektorene konkurrerer på verdensmarkedet og har en produksjonsstruktur som er kjennetegnet ved relativt fast prosess teknologi, samt et høyt nivå på energibruken i forhold til bruken av andre innsatsfaktorer. De vil derfor ha spesielt sterke insentiver til å trappe ned sin virksomhet. Resultatene viser også at kapasitetsinnskrenkningen øker kraftig med årene. I tillegg til den trinnvise økningen i CO₂-avgiften, skyldes dette at det vil være optimalt å trappe ned gradvis i takt med depresieringen av den allerede eksisterende realkapitalen. Disse sektorene tjener heller ikke noe på etterspørselsøkningen som følge av de økte lønningene, da sektorene primært produserer for verdensmarkedet og oppfatter produktprisen som gitt.

De sektorene som har tjent på avgiftsomleggingen er først og fremst sektorene *Fiske og fangst (13)* og *Boligtjenester (83)* og *Bygg og anlegg (55)*. Inntektseffekten som følge av økte lønninger kan forklare veksten i *Boligtjenester* og delvis *Bygg og anlegg*. Økningen i sektorene *Fiske og fangst* og *Bygg og anlegg* skyldes at dette er arbeidskraftsintensive sektorer som absorberer den arbeidskraften som har blitt frigitt i de kraftintensive sektorer.

Tabell 13. Virkning av økt CO₂-avgift og redusert arbeidsgiveravgift på bruttoprodukt etter sektor. Avvik fra referansebanen. Prosent

Sektor	2000	2010	2020
Fiske og fangst (13)	1,0	4,9	17,2
Produksjon av kjemiske råvarer (37)	-4,4	-19,3	-49,8
Produksjon av metaller (43)	-3,5	-16,9	-45,5
Bygg og anlegg (55)	0,3	0,9	2,2
Sjøtransport (78)	-1,4	-7,2	-22,5
Boligtjenester (83)	0,6	2,5	6,3

7.3.2. Økt CO₂-avgift kombinert med redusert investeringsavgift.

En reduksjon i avgiften på investeringsvarer reduserer brukerprisen på realkapital. Fordi vi har antatt at nivået på realkapitalmengden er endogent, fører redusert investeringsavgift til økt realkapitalbeholdning. Bedriftene vil ønske å akkumulere realkapital og dette gir økt etterspørsel etter investeringsvarer. Fordi etterspørselen etter investeringvarer reduseres partielt som følge av økt CO₂-avgift, er det ikke entydig hvilken totaleffekt en slik avgiftsomlegging vil få.

Analogt til tilfellet med en redusert arbeidsgiveravgift, vil avgiftsomleggingen resultere i et ønske om overgang fra energiintensive til kapitalintensive innsatsfaktorer. Fordi energi og kapital er komplementære i mange produksjonsprosesser, kan vi imidlertid ikke utelukke at effekten på realkapital etterspørselen kan være negativ. Hvilke sektorer som ekspanderer eller kontrakterer vil, foruten forholdene på etterspørselssiden, avhenge av hvor energi- og kapitalintensive de er i utgangspunktet og hvilke muligheter for substitusjon som er tilstede.

Det viser seg at effekten av redusert investeringsavgift dominerer over effekten av økt CO₂-avgift, og vi får økt etterspørsel etter investeringsvarer. De sektorene som reduserer aktivitetsnivået mest, målt ved prosentvis reduksjon i bruttoprodukt i forhold til referansebanen i år 2010, er *Produksjon av kjemiske råvarer* og *Produksjon av metaller*, mens ekspansjonen er sterkest i *Produksjon av treforedlingsprodukter*, *Produksjon av verkstedsprodukter* og *Bygg og anlegg*. (Se tabell 14.)

Tabell 14. Virkninger av økt CO₂-avgift og redusert investeringsavgift på bruttoprodukt etter sektor. Avvik fra referansebanen. Prosent

Sektor	2000	2010
Produksjon av treforedlingsprodukter (34)	2,4	14,0
Produksjon av kjemiske råvarer (37)	-2,8	-13,7
Produksjon av metaller (43)	-2,9	-14,8
Produksjon av verkstedsprodukter (45)	2,2	11,0
Bygg og anlegg (55)	2,6	12,7
Lufttransport (76)	-0,6	-2,8

²⁵ Sektorvirkningene er stort sett de samme med og uten tilbakevirkningene.

Sektoren *Produksjon av treforedlingsprodukter* ble noe redusert ved lette i arbeidsgiveravgiften, men øker nå sin produksjon med 14 pst. i år 2010. Dette skyldes at kapitalintensiteten i sektoren er høy og den tjener derfor relativt mye på en reduksjon i investeringsavgiften. Konsekvensen er at sektoren i 2010 har økt sin realkapitalbeholdning med nesten 50 pst..

Innskrenkningen i *Produksjon av kjemiske råvarer og Produksjon av metaller* ble som forventet noe svakere enn i alternativet med et lette i arbeidsgiveravgiften. *Bygg og anlegg* øker kraftig fordi et lette i investeringsavgiften øker etterspørselen etter bygg- og anleggsvarer. Ekspansjonen var mindre ved et lette i arbeidsgiveravgiften selv om byggebransjen er arbeidsintensiv, noe som tyder på at sektoren er svært følsom overfor impulser fra etterspørselssiden.

De negative effektene er svakere og de positive effektene er sterkere ved et lette i investeringsavgiften, enn i tilfellet med et lette i arbeidsgiveravgiften. Et lette i arbeidsgiveravgiften og økt CO₂-avgift vil isolert sett gå sterkest utover kraftkrevende industri, fordi denne benytter relativt lite arbeidskraft og relativt mye energi, i tillegg til at den har få substitusjonsmuligheter. Nedleggelsene gjør at arbeidskraft i disse sektorene frigjøres og absorberes i arbeidsintensive sektorer som dermed ekspanderer noe (dyrere energi vil dempe ekspansjonseffekten). Et lette i investeringsavgiften finansiert med økt CO₂-avgift har imidlertid motstridende effekter på kraftkrevende industri og det er derfor ikke entydig om arbeidskraft vil frigjøres til andre sektorer. Avgiftsendringen drar isolert sett i retning av en innskrenkning (via økt energipris) i arbeidsintensive industrier. Dersom arbeidsintensive industrier er følsomme overfor etterspørselsstimulanser, virker imidlertid dette i motsatt retning og er de tilstrekkelig følsomme, noe som ser ut til å være tilfelle i *Bygg og anlegg*, kan de positive effektene (ekspansjonen) være sterkere ved redusert investeringsavgift enn ved redusert arbeidsgiveravgift.

7.4. Marginalkostnader ved økt luftforurensning

Vi har forsøksvis beregnet marginalkostnadene av utslipp av partikler og SO₂ knyttet til enkelte miljø- og helseeffekter i 1995. Disse må imidlertid oppfattes som *nedre grenser*, bl.a. fordi det er flere velferdseffekter (av bl.a. sykdom) vi ikke har inkludert. For NO_x, der det har vist seg vanskelig å finne gode dose-respons funksjoner knyttet til helse, har vi latt være å beregne noen marginalkostnad. Marginalkostnadene har vi funnet ved å tilføre modellen et ekstra tonn utslipp av den aktuelle komponenten i Oslo (partikler) eller Norge (SO₂) i 1995. Vi har så summert reduksjonen i BNP, økningen i kapitaldepresiering og offentlige helseutgifter, og kostnaden ved flere dødsfall, og neddiskontert med en rente på 7 pst.. Ved beregning av kapitaldepresieringen har vi brukt anslaget for direkte

Tabell 15. Helse- og miljømessige marginalkostnader - nedre grense

Marginalkostnad pr. utslipp og drivstoff (1994-kroner)		
Helse:		
Partikler	Oslo	1.800 kr./kg
Bensin	Oslo	0,1-0,5 kr./litr.
Diesel	Oslo	3,6-6,5 kr./kg
Materialskaide:		
SO ₂	Norge	6,6 kr./kg
SO ₂	Oslo	105 kr./kg
Bensin	Oslo	0,05 kr./litr.
Diesel	Oslo	0,12 kr./litr.

marginalkostnad av SO₂-utslipp (dvs. 4,44 kr/kg), som gjaldt kapitalmengden i 1994. For partikler har vi beregnet kostnaden med den ene funksjonen for dødelighet, dvs. sammenhengen mellom kortvarig eksponering og dødelighet. Siden utslipp fra veitrafikk og annet utslipp har ulik betydning i modellen (på lokalt nivå), har vi beregnet gjennomsnittlig marginalkostnad for disse utslippene. Kostnadene er gitt i tabell 15. Marginalkostnader ved utslipp av SO₂ i de ulike byene kan finnes ved å multiplisere marginalkostnadene i tabell 6 med en faktor på 1,48.

8. Andre miljøkostnader

Vi vil her kort beskrive noen andre miljøkostnader som ikke er inkludert i våre beregninger, men som har sammenheng med luftforurensning. Flere av disse er vanskelig å tallfeste, og vi vil nøye oss med en kort beskrivelse.

8.1. Forsuring av vassdrag og grunnvann

Økte utslipp av NO_x og SO_2 fører til økt forsuring av elver og innsjøer, som igjen fører til bl.a. økt fiskedød. Dette har negativ effekt på fangst- og opplevelsesmuligheter. Forsuring kan også påvirke grunnvannskilder.

I denne rapporten beregner vi ikke effekter på forsuring av endret luftforurensning. Det skyldes ikke at skadene antas å være små, men mangel på kunnskap om dose-respons forhold og verdsetting.

8.2. Skogskader

Som nevnt i kapittel 5, forårsaker ozon skader på skog i tillegg til avlinger. Skadene gjelder imidlertid først og fremst løvtrær, som har relativt liten økonomisk betydning. Skaden på bartrær er ubetydelig, ifølge tilgjengelig informasjon. Jordforsuring og for stor nitrogen-tilførsel er også viktige årsaker til skogskader. Dette oppstår som følge av NO_x - og SO_2 -utslipp.

I denne rapporten beregner vi heller ikke effekter på skogskader av endret luftforurensning. Det skyldes ikke at skadene antas å være små, men mangel på kunnskap om dose-respons forhold og verdsetting.

8.3. CO_2 -utslipp

Innføring av CO_2 -avgift skyldes ikke minst at man ønsker å redusere utslippene av CO_2 , som bidrar til økt drivhuseffekt. Hvilken verdi redusert utslipp har, er imidlertid svært uklart. Det fins til nå ingen tilstrekkelig gode kostnadsstudier av klimaendringer, slik at det er vanskelig å verdsette reduserte CO_2 -utslipp ved bruk av dose-respons funksjoner. Det er også svært delte meninger om i hvilken grad man bør være føre var i forhold til den betydelige usikkerheten omkring kommende klimaendringer. Vi vil derfor først og fremst fokusere på den faktiske reduksjonen i utslippet av CO_2 . Som nevnt i kapittel 7, reduseres dette med rundt

35 pst. i scenariet med redusert arbeidsgiveravgift, noe som betyr at utslippet er lavere i 2020 enn det var i basisåret 1988. Utslippet viser en fallende trend fra rundt 2005. Dersom vi som illustrasjon verdsetter utslippet til den høyeste CO_2 -avgiften som faktisk eksisterer i Norge i dag (dvs. 300 1993-kroner pr. tonn), får vi at utslippsreduksjonen verdsettes til 4,7 mrd. kroner. Dette tilsvarer omkring 25 pst. av det opprinnelige BNP-tapet.

9. Andre trafikkostnader

I tillegg til trafikkulykker, forårsaker vegtrafikk flere eksterne kostnader. Vi vil i dette kapitlet beskrive de viktigste gevinstene som inntreffer når CO₂-avgiften økes kombinert med redusert arbeidsgiveravgift, og forsøksvis anslå størrelsesorden. Holdbarheten til flere av disse anslagene er imidlertid usikre, etter som det mangler god dokumentasjon på noen områder, og fordi det er uklart hvilken effekt dette har i makro.

9.1. Vegslitasje

Bruksrelatert vegslitasje er knyttet til kjøring både med og uten piggdekk. Kjøretøyets vekt har stor betydning for omfanget av asfaltslitasjen. Tunge vogntog kan i noen tilfeller medføre opp mot 100 ganger så mye slitasje som en personbil, mens tyngre kjøretøy ellers påfører slitasje tilsvarende 5-10 personbilkvivalenter. Ved siden av kjøretøyets vekt, har også antall hjul og hjulbredde en viss betydning. Asfaltkvaliteten påvirker også slitasjen. En gjennomsnittlig personbil med piggdekk vil på de beste vegene virvle opp 8-10 gram pr. kjørte kilometer, 40 gram/km på de dårligste.

Best asfaltkvalitet benyttes på veger med størst trafikkbelastning. 15-20 gram/km. anslås som et gjennomsnittsnivå for all personbiltrafikk (Ref.: Statens Veglaboratorium). En personbil kjører 13-14 000 km årlig, og i 5 av 12 måneder benyttes piggdekk. Dette gir et estimat på årlig vegslitasje på ca. 75 kg asfalt for en gjennomsnittlig personbil. Kostnader ved vegslitasje kan beregnes på 2 måter. Den ene tar utgangspunkt i eksperimentelle forsøk med måling av asfaltslitasje som følge av forskjell i bilers vekt og andre karakteristika. Den andre baserer seg på vegetatens utgifter til vedlikehold. Her baserer vi oss på den siste tilnæringsmåten.

Ifølge reviderte anslag fra Veglaboratoriet, er totale vedlikeholdskostnader pr. år ca. 800 mill. kroner for riksveger, og 400 mill. kroner for fylkesveger. Av dette anslås 50-70 pst. å være kostnader som skyldes vegtrafikken, mens resten skyldes slitasje som følge av klima og aldringsprosesser. Dersom vi benytter 60 pst. av totalkostnaden på 1,2 mrd. kroner, får vi en årlig kostnad på 720.000 som skyldes trafikkmengden. Av dette anslås 150 (100-200) mill. kroner å være slitasje-

kostnader på grunn av piggdekkbruk, mens resten, dvs. 570 mill., skyldes tunge biler som presser vegdekket ned. Fordeler vi totalkostnaden på totalt kjørte kilometer (inkl. piggfritt) i 1992, får vi at gjennomsnittlig vegslitasje for all vegtrafikk er lik 2,5 øre pr. kjørte km. Dette estimatet kan imidlertid splittes på hhv. med og uten pigger, og tunge og lette kjøretøy.

Vi lar andelene kjørte kilometer i 1992 for bensin (83,7 pst.) og diesel (16,3 pst.) være representative for kjørte kilometer lette og tunge kjøretøy. Vi har fått opplyst at pigger på tyngre biler sliter 5 ganger mer pr. kjørte kilometer enn pigger på lette biler. Videre er vegslitasjen fra lette biler uten pigger marginal i forhold til slitasjen fra tyngre biler uten pigger. Det gir oss følgende kostnader pr. kjørte kilometer for hhv. bensin- og dieseldrevne biler:

Bensin: 0,52 øre/km. (pigger)

Diesel: 14,93 øre/km. (12,18 øre/km. (uavh. av pigger) + 2,75 øre/km. (pigger))

Kostnadene er gjennomsnitt for kjøring med og uten pigger.

ECON (1995) gjør lignende beregninger, og finner at slitasjekostnaden pr. kjørte kilometer varierer fra 0 og opp til over 1 krone pr. kilometer for de aller tyngste vogntogene. For lastebiler i overkant av 5 tonn stemmer tallene bra overens med vårt anslag for dieselkjøretøy. Det er likevel vanskelig å se utfra ECONs tall om dette anslaget er representativt for tyngre biler generelt. ECONs piggdekkkostnader er større enn våre, noe som kan skyldes at piggene og vegdekket er blitt forbedret de siste årene.

Denne hypotesen stemmer bra overens med en rapport fra TØI, Sandberg Eriksen og Hovi (1995), som refererer piggdekkkostnader noe i underkant av våre anslag. TØIs kostnadsanslag for tyngre kjøretøy varierer i likhet med ECONs anslag. Også her er det vanskelig å se hva som er et representativt anslag for hele gruppen tyngre kjøretøy.

Dersom vi benytter anslagene over til å beregne sparte vedlikeholdskostnader som følge av redusert kjørelengde, får vi en gevinst på 264 mill. kroner. Av dette stammer kun en sjettedel fra bensindrevne biler. Denne innsparingen frigjør ressurser til for eksempel privat produksjon, men dette er ikke modellert i MSG-EE modellen. Dette ville trolig ha økt den produktive gevinsten noe.

9.2. Køkostnader

I en artikkel fra TØI (Larsen og Ramjerdi 1991) beregnes marginalkostnader knyttet til køer, for turer som passerer bomringen i Oslo. I rushtiden (morgen og ettermiddag) anslås disse til kr. 35,60 pr. tur, mens de mellom rushperiodene anslås til 3,80. I andre perioder av døgnet er beløpet 1,80. Beregningene er utført for 1990, og det er sannsynligvis 1990-kroner det er snakk om. Hver tur i rushtiden er ifølge TØI (samtale med Odd Larsen) gjennomsnittlig 10-15 km. Det gir følgende marginalkostnader pr. km knyttet til køer, i det vi antar gjennomsnittlig turlengde på 12,5 km gjeldende også utenom rushtida:

rushtid:

$$\text{kr. } 35,60 / 12,5 \text{ km} = 2,85 \text{ kr. / km.}$$

mellom rushtider:

$$\text{kr. } 3,80 / 12,5 \text{ km} = 0,30 \text{ kr. / km.}$$

andre perioder:

$$\text{kr. } 1,80 / 12,5 \text{ km} = 0,14 \text{ kr. / km.}$$

Ifølge Larsen (TØI) kommer ca. 25 pst. av kjørte km i Oslo og Akershus under kategorien rushtid i disse beregningene. Oslo og Akershus står videre for 18 pst. av total kjørelengde i Norge, slik at 4,5 pst. av total kjørelengde i Norge har marginalkostnad lik 2,85 kr./km, ifølge beregningene. Resten av trafikkmengden i Oslo og Akershus antas å fordele seg likt mellom de to andre kategoriene. Det gir at 6,75 pst. av nasjonal trafikkmengde har marginalkostnad 0,30 kr./km, og en like stor andel har marginalkostnad lik 0,14.

Ifølge Larsen er det først og fremst i Stor-Oslo at det er køkostnader av betydning. Vi antar derfor at i rushtida i tettstedene Bergen, Trondheim, Stavanger, Kristiansand og Drammen er det en marginalkostnad tilsvarende den som gjelder mellom rushtidene i Oslo (grov tilnærming av mangel på noe bedre - vurdert i samråd med Larsen). Dette antas å gjelde 25 pst. av trafikken i disse tettstedene. I mangel på data for kjørte kilometer på tettstedsnivå, antar vi at kjørte kilometer er proporsjonal med folkemengden. Total folkemengde for disse 5 tettstedene er oppgitt til 547.953 (St. årbok -95, tab. 31). Det utgjør 16 pst. av befolkningen utenom Oslo og Akershus. Vi får da at 3,3 pst. $(0,25 \cdot 0,16 \cdot (1-0,18))$ av nasjonal trafikkmengde har marginalkostnad lik 0,30 kr./km.

Marginalkostnaden for en gjennomsnittlig kjørt kilometer på landsbasis blir da:

$$0,045 \cdot 2,85 + (0,0675 + 0,033) \cdot 0,30 + 0,0675 \cdot 0,14 = 0,168 \text{ (1990) kr./km.}$$

Dersom vi multipliserer denne marginalkostnaden med reduksjonen i kjørte kilometer, får vi en gevinst på 1,8 mrd. kroner. Denne gevinsten stammer fra reduserte tidskostnader i trafikkøer. Det er imidlertid uklart i hvilken grad dette kan regnes som en gevinst i vår sammenheng, i og med at vi ikke har studert tidskostnader ellers i økonomien. Det kan for eksempel tenkes at redusert kjørelengde øker bruken av andre transportmidler, noe som kan øke tidskostnadene knyttet til disse. Det er også grunn til å tro at marginalkostnaden avtar når kjørelengden avtar, i og med at tettheten da blir mindre. Dersom veiinvesteringene forblir uendret, vil resultatet derfor overvurdere de faktiske innsparingene. Ved parallelle reduksjoner i veiinvesteringer vil køgevinstene bli enda mindre. Det er likevel grunn til å tro at gevinsten ved reduserte trafikkøer alt i alt er betydelig, selv om størrelsesordenen er forholdsvis usikker.

9.3. Støy

Kostnader som følge av vegtrafikkstøy er ifølge SFT 2.6 milliarder (1992) kroner pr år. Disse kostnadene baserer seg på en tiltaksanalyse i Fredrikstad i 1988, og er siden justert i henhold til trafikkutviklingen. Kostnadene dekker både produktive kostnader og velferdskostnader, men det er uklart hvordan fordelingen er. Dersom vi fordeler dette tallet på total kjørelengde i 1992, får vi en gjennomsnittlig kostnad knyttet til vegtrafikkstøy pr. kjørte kilometer. Vi får da:

$$2,6 \text{ mrd kroner} / 28,678 \text{ mill. km} = 9,1 \text{ øre / km}$$

Det er imidlertid langt fra sikkert at kostnaden er en lineær funksjon av kjørelengden. Sandberg Eriksen og Hovi (1995) skriver at trafikkarbeidet må reduseres med 52,3 pst. for at det skal tilsvare en «følt» støyreduksjon på 20 pst.. Det er uklart om dette gjelder generelt, eller om det refererer seg til en bestemt undersøkelse på et bestemt sted. Uansett tyder det på at marginalkostnaden kan være betydelig lavere enn oppgitt over. Sandberg Eriksen og Hovi oppgir forøvrig selv støykostnader pr. kjørte kilometer (trolig gjennomsnittskostnad), og disse varierer fra 5 øre/km for personbiler til 50 øre/km for tyngre godsbiler. Disse tallene stemmer altså bra med anslagene fra SFT.

I annen rapport fra TØI, Sælensminde og Hammer (1994), er det presentert en betalingsvillighetsstudie for bl.a. støyreduksjoner i Oslo og Akershus. De finner at en reduksjon i støyplager på 50 pst. verdsettes til 830-1660 mill. kroner pr. år. Dersom vi bruker middelverdien, og antar at støyreduksjonen skjer ved en like stor prosentvis nedgang i kjørelengden i Oslo og Akershus (lik 18 pst. av total kjørelengde), får vi en gjennomsnittlig støykostnad i disse to fylkene på 24 øre/km. Som indikert over, kan imidlertid dette være

en overvurdering. Resultatet ser forøvrig ut til å være i rimelig samsvar med anslagene over.

Dersom vi fordeler kostnaden over (9,1 øre/km) på bensin- og dieseldrevne biler (se avsnitt 9.1), slik at førstnevnte får kostnaden 5 øre/km, får vi følgende støykostnader:

Bensin: 5 øre/km.

Diesel: 30 øre/km.

Ved å benytte disse grove anslagene, finner vi at avgiftsscenariet gir en gevinst knyttet til redusert støy lik ca. 1 mrd. kroner. På grunn av mangel på linearitet i sammenhengen mellom kjørelengde og støykostnad, er dette tallet trolig for høyt. Beregningen må også sies å være svært grov, og bygger på til dels usikre verdsettingsstudier.

9.4. Veginvesteringer

Etter som total kjørelengde reduseres betydelig ved innføring av en CO₂-avgift, er det grunn til å tro at investeringer i nye veger kan reduseres. Dette gjelder først og fremst i de tilfellene der investeringene skjer som følge av kapasitetsbegrensninger. Ifølge ECON (1995) gjelder dette vel 40 pst. av investeringene. Det kan diskuteres hvorvidt disse kapasitetsutvidelsene har en egenverdi utover å øke kapasiteten. Dersom standarden på vegen samtidig heves, vil det være en ekstra nytte. På den annen side vil flere veger normalt ha en negativ estetisk verdi.

Vi antar nå at netto nytten av kapasitetsutvidelser i vegtrafikken er lik null utover kapasitetsforbedringen, og at 40 pst. av investeringene er avhengig av trafikkmengden. Da kan vi betrakte reduksjonen i investeringer som følge av redusert trafikkmengde som en gevinst. Gevinsten pr. år settes lik avkastningsraten, som vi antar er 7 pst. I perioden 1990-94 var totale nettoinvesteringer (dvs. fratrukket vegslitasjekostnader, se avsnitt 9.1) i vegsektoren 32,7 mrd. kroner, ifølge tall fra SSB. I samme periode økte total offentlig veglengde (statlig og komm.) med 2000 km (SSB 1995c). Det gir en investeringskostnad på 16,37 mill. kr. pr. km. ny veg. Dersom vi multipliserer dette med avkastningsraten 7 pst., får vi at alternativkostnaden pr. år er 1,15 mill. kr. pr. km ny veg.

I referansebanen ligger det inne en eksogen økning i veglengden på 7.600 kilometer fram mot år 2020. Dersom vi beregner gevinsten av sparte investeringer, slik som beskrevet over, får vi en verdi på rundt 1,7 mrd. kroner.

I tillegg kommer alternativkostnaden knyttet til bruk av areal. I Oslo og Bærum, der 2,1 pst. av vegnettet befinner seg (ifølge Statens Kartverk), har vi antatt en eiendomspris på 700 kr. pr. m². Det bygger på opplysninger fra Etat for eiendom og utbygging i Oslo

kommune, om at eiendomsprisene for fast eiendom i Stor-Oslo varierer fra 4-500 til 3500 kr/m², med 700 som en mulig snittpris i Stor-Oslo (med forbehold). Vi antar videre at eiendomsprisene er en god indikator for alternativkostnaden av eiendommen. For å legge en vanlig to-felts veg, trengs det 25 m. arealbredde. Dette tilsvarer 25.000 m² pr. km veg, eller 17,5 mill. kr. pr. km. Her multipliserer vi også med en avkastningsrate på 7 pst., som et mål på den årlige avkastningen av eiendommen. Det gir 1,23 mill. kr. pr. km. i Oslo og Bærum. Vi antar at Oslo og Bærums andel av vegnettet holdes konstant ved endringer av det totale vegnettet.

På basis av disse forutsetningene får vi en gevinst på 34 mill. kroner. Det er grunn til å tro at gevinsten er betydelig større dersom vi inkluderer hele landet. På den annen side er det ikke tatt hensyn til at deler av nyinvesteringer skjer ved tunneller, og det er heller ikke tatt hensyn til at økt bruk av andre transportmidler kan medføre økt arealbruk.

10. Oppsummering

Vi har i denne rapporten beskrevet resultater av en integrering av miljø- og trafikkeffekter i en generell likevektsmodell for den norske økonomien. Hensikten med studien har vært å implementere de sammenhengene mellom økonomisk aktivitet, luftforurensning og ulike miljøeffekter som er dokumentert gjennom anerkjente studier. Tidligere er sammenhengen mellom økonomisk aktivitet og trafikkulykker etablert. Rapporten har *ikke* hatt som hovedmål å gi en fullstendig gjennomgang av alle miljøkostnader, etter som dette vanskelig lar seg gjøre uten å gå på bekostning av en nøytral, faglig dokumentasjon. Det vil alltid være et aspekt av usikkerhet knyttet til miljøkostnader, både som følge av mangelfull kunnskap, og på grunn av problemer med verdsetting av miljøgoder.

I rapporten er det presentert beregninger av effekten av å øke CO₂-avgiften betraktelig fram mot år 2020. Avgiften er såpass stor at CO₂-utslippet i 2020 er lavere enn i startåret 1988. Avgiftsøkningen er kombinert med reduksjon i hhv. arbeidsgiveravgiften og investeringsavgiften. Uten integrering av miljø- og trafikkeffekter, reduseres BNP i det første tilfellet med 1,7 pst. i 2020. Reduksjonen henger bl.a. sammen med at det er forutsatt full sysselsetting i modellen. Dersom man tar hensyn til de produktive effektene av redusert luftforurensning og trafikkmengde, slik som mindre sykefravær og materialkorrosjon, blir BNP-tapet mindre, nærmere bestemt 8 pst. mindre. Inkludering av enkelte velferdsgevinster, som for eksempel redusert dødelighet, dobler denne gevinsten. Disse gevinstene må imidlertid på grunn av usikkerheten, oppfattes som *nedre grenser*, og de inkluderer heller ikke gevinstene beskrevet i kapittel 8 og 9. Alt i alt er det vanskelig å trekke noen bastant, faglig konklusjon om hvorvidt gevinstene knyttet til miljø og trafikk oppveier tapet i BNP.

I alternativet der investeringsavgiften reduseres, er resultatet høyere BNP. I dette tilfellet oppnås derfor doble gevinster i form av økt økonomisk vekst og bedre miljø. Miljøgevinstene blir imidlertid noe mindre i dette tilfellet, i og med at økt BNP reduserer nedgangen i luftforurensning. Dette avgiftsalternativet ser dermed ut til å være gunstig, selv om BNP i seg selv ikke er

noen god indikator for økonomisk velferd. Fordelen ved redusert investeringsavgift i forhold til redusert arbeidsgiveravgift må også ses i sammenheng med strukturen i modellen, nemlig at sysselsettingen er gitt eksogent, mens kapitalnivået kan endres.

Rapporten gir som sagt ikke entydige, objektive konklusjoner om hvorvidt en avgiftsomlegging i denne størrelsesorden er å foretrekke eller ikke. Den har imidlertid dokumentert en rekke miljø- og trafikkeffekter som kan danne basis for beslutninger. Målet videre blir å oppnå stadig større kunnskap om sammenhenger mellom økonomisk aktivitet, miljø og trafikk, slik at beslutningsgrunnlaget i framtida kan bli enda klarere.

Referanser

- Abbey, D.E., F. Petersen, P.K.Mills og W.L. Beeson (1993): Long-Term Ambient Concentrations of Total Suspended Particulates, Ozone and Sulfur Dioxide and Respiratory Symptoms in a Non-Smokin Population, *Archives of Environmental Health* **48**, 33-46.
- Alfsen, K., T. Bye og E. Holmøy (1996): *An Integrated Energy Environment General Equilibrium Model of the Norwegian Economy*, kommer i Sosiale og økonomiske studier 96, Statistisk sentralbyrå.
- Anderson, B. (1994): Korrosjonsskadekostnaden orsakad av svaveldioxid emissioner, Svenska Miljöräkenskaper.
- Barker, T., N. Johnstone og T. O'Shea (1993): The CEC Carbon/Energy Tax and secondary Transport-related Benefits. Energy-Environment-Economy Modelling, Discussion Paper 5, Dept. of applied Economics, University of Cambridge, UK.
- Brendemoen, A., S. Glomsrød og M. Aaserud (1992): *Miljøkostnader i makroperspektiv*. Rapport 92/17, Statistisk sentralbyrå.
- Calthrop, E. og D. Pearce (1996): Methodologies for calculating the damage to buildings and materials: An overview, UN ECE Workshop on Economic Evaluation of Air Pollution Abatement and Damage to Buildings including Cultural Heritage, Stockholm, 1996.
- Cowell, D. og H. ApSimon (1994): Estimating the cost of damage to buildings by acidifying pollution in Europe, UN ECE Workshop on Economic Evaluation of Damage caused by Acidifying pollutants, London May 1994.
- Cropper, M. og N.B. Simon (1994): Are We Valuing Risks to Life Correctly?, *mimeo*, World Bank, Washington DC.
- Dockery, D.W., J. Schwartz og J.D. Spengler (1992): Air Pollution and Daily Mortality: Associations with Particulates and Acid Aerosols, *Environmental Research* **59**, 362-373.
- Dockery, D.W. *m.fl.* (1993): An Association Between Air Pollution and Mortality in Six US Cities, *New England Journal of Medicine* **329**, 1753-59.
- EEA (European Environment Agency) (1995): *Environemnet in the European Union. Report for the Review of the Fifth Environmental Action Programme.*
- ECON (1995): *De norske kjøretøyavgiftene*, Rapport 124/95, ECON Senter for økonomisk analyse.
- Elvik, R. (1993): Økonomisk verdsetting av velferdstap ved trafikkulykker, TØI rapport 203/1993.
- EC (European Commission) (1994): DG XII (Joule Programme), Externalities of Fuel Cycles, ExternE Project, Report Number 2, Coal Fuel Cycle.
- Folkehelsa (1995): Prosjekt «Helseskader forårsaket av luftforurensning - en kunnskapsstatus av dose-responsforhold». Upublisert rapport.
- Fridstrøm, L. og T. Bjørnskau (1989): *Trafikkulykkenes drivkrefter. En analyse av ulykkestallenes variasjon i tid og rom*, Rapport 39/1989, TØI.
- Glomsrød, S., O. Godal, J. Henriksen, S. Haagenrud og T. Schanke (1996a): *Luftforurensninger - effekter og verdier (LEVE). Materialkostnader på bygninger og biler i Norge*, Rapport 96:07, SFT 1996.
- Glomsrød, S., R. Nesbakken og M. Aaserud (1996b): *Modelling impacts of traffic injuries on labour supply and public health expenditures in a CGE model framework*, kommer i serien Sosiale og økonomiske studier, Statistisk sentralbyrå.
- Glomsrød, S. og Rosland, A. (1988): *Luftforurensning og materialskader: Samfunnsmessige kostnader*, Rapport 88/31, Statistisk Sentralbyrå.
- Hagen, K.E. (1993): *Samfunnsøkonomisk regnskaps-system for trafikkulykker og trafikksikkerhetstiltak*, Rapport 182/1993, TØI.

- Hagen, L.O. (1994): Rutineovervåking av luftforurensning. April 1993 - Mars 1994, NILU OR 46/94, Norsk Institutt for Luftforskning.
- Hall, J., A. Winer, M. Kleinman, F. Lurmann, V. Brajer og S. Colome (1992): Valuing the Health Benefits of Clean Air, *Science* **255**, 812-817.
- Haukeland, J.V. (1991): *Velferdstap ved trafikkulykker*, Rapport 92/1991, TØI.
- Henriksen, J.F., Bartanova, A., Støre, M. and Haagenrus, S.: External building materials in a Norwegian town, Sarpsborg - Quantities, degradation and costs caused by air pollution. NILU F 14/93.
- Krupnick, A.J., W. Harrington og B. Ostro (1990): Ambient Ozone and Acute Health Effects: Evidence from Daily Data, *Journal of Environmental Economics and Management* **18**, 1-18.
- Kucera, V. m.fl. (1993): Model for calculation of corrosion costs caused by air pollution and its application in three cities, 10th European Corrosion Congress, Barcelona, July 1993.
- Kucera, V. (1996): Effects of nitrogen pollutants and ozone on damage to materials, UN ECE Workshop on Economic Evaluation of Air Pollution Abatement and Damage to Buildings including Cultural Heritage, Stockholm, 1996.
- Larsen og Ramjerdi (1991): *Road pricing as a means of financing investments in transport infrastructure. The case of Oslo*, upubliert rapport, TØI.
- Nyborg, K. (1995): Nytte-kostnadsanalyser og politiske vurderinger, *Økonomiske analyser* 7/95, Statistisk sentralbyrå.
- ORNL/RFF (Oak Ridge National Laboratory og 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. (1983): The Effects of Air Pollution on Work Loss and Morbidity, *Journal of Environmental Economics and Management* **10**, 371-382.
- Ostro, B. (1987): Air Pollution and Morbidity Revisited: A Specification Test, *Journal of Environmental Economics and Management* **14**, 87-98.
- Ostro, B. (1990): Associations Between Morbidity and Alternative Measures of Particulate Matter, *Risk Analysis* **10**, 421-427.
- Ostro, B. (1993): The Association of Air Pollution and Mortality: Examining the Case for Inference, *Archives of Environmental Health* **48**, 336-342.
- Ostro, B. (1994): Estimating the Health Effects of Air Pollutants. A Method with an Application to Jakarta, Working Paper 1301, PRDPE Division, World Bank, Washington DC.
- Ostro, B. og S. Rothschild (1989): Air Pollution and Acute Respiratory Morbidity: An Observational Study of Multiple Pollutants, *Environmental Research* **50**, 238-247.
- Pearce, D. (1995): The Development of Externality Adders in the United Kingdom, Paper presented at the Workshop on the External Costs of Energy, EU/IEA/OECD, 30-31. Jan. 1995.
- Pope, C.A. III (1991): Respiratory Hospital Admissions Associated with PM₁₀ Pollution in Utah, Salt Lake and Cache Valleys, *Archives of Environmental Health* **46**, 90-97.
- Pope, C.A. m.fl. (1995): referert i WHO (1995).
- Portney, P. og J. Mullahy (1990): Urban Air Quality and Chronic Respiratory Disease, *Regional Science and Urban Economics* **20**, 407-418.
- Pönkä, A. (1991): Asthma and Low Level Air Pollution in Helsinki, *Archives of Environmental Health* **46**, 262-270.
- Rosendahl, K.E. (1996): *Helsevirkninger av luftforurensning og effekter på økonomisk aktivitet*, Rapporter 96/8, Statistisk sentralbyrå.
- Rossi, O.V.J., V.L. Kinnula, J. Tienari og E. Huhti (1993): Association of Severe Asthma Attacks with Weather, Pollen, and Air Pollution, *Thorax* **48**, 244-248.
- 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.
- Saldiva, P. m.fl. (1994): Association between Air Pollution and Mortality Due to Respiratory Diseases in Children in São Paulo, Brazil: A Preliminary Report, *Environmental Research* **65**, 218-225.
- Sandberg Eriksen, K. og I.B. Hovi (1995): Transportmidlenes marginale kostnadsansvar, TØI notat 1019/1995, Transportøkonomisk institutt (TØI).

- Schwartz, J. (1993): Particulate Air Pollution and Chronic Respiratory Disease, *Environmental Research* **62**, 7-13.
- Schwartz, J., C. Spix, H.E. Wichmann og E. Malin (1991): Air Pollution and Acute Respiratory Illness in Five German Communities, *Environmental Research* **56**, 1-14.
- Schwartz, J. og S. Zeger (1990): Passive Smoking, Air Pollution and Acute Respiratory Symptoms in a Diary Study of Student Nurses, *American Review of Respiratory Disease* **141**, 62-67.
- SFT (1987): *Ytterligere reduksjon av luftforurensningen i Oslo*. Hovedrapport fra samarbeidsprosjekt mellom Oslo kommune og Statens forurensningstilsyn. Oslo.
- SFT (1992): *Virkninger av luftforurensning på helse og miljø. Anbefalte grenseverdier*. Rapport 92:16, SFT 1992.
- SFT (1995a): *Luftforurensninger - effekter og verdier (LEVE). Effekter på avlinger, skog og annen vegetasjon (dose-respons)*, Rapport 95:21, SFT 1995.
- SFT (1995b): *Luftforurensning - effekter og verdier (LEVE). Materialkorrosjon med vekt på dose-responsammenhenger*, Rapport 95:21, SFT 1995.
- Simpson, D., H. Styve og E. Berge (1995): Modelling the contribution of Norwegian NO_x and NMVOC emissions to ozone concentrations in Norway and Europe, foreløpig utkast fra Det Norske Meteorologiske Institutt, Oslo.
- SSB (1993): *Helseinstitusjoner 1991*, Norges offisielle statistikk (NOS) C 81, Statistisk sentralbyrå
- SSB (1994): *Statistisk årbok 1994*, Norges offisielle statistikk (NOS) C 161, Statistisk sentralbyrå
- SSB (1995a): *Pasientstatistikk 1993*, Norges offisielle statistikk (NOS) C 231, Statistisk sentralbyrå
- SSB (1995b): *Befolkningsstatistikk 1994*, Norges offisielle statistikk (NOS) C 244, Statistisk sentralbyrå.
- SSB (1995c): *Samferdselsstatistikk 1994*, Norges offisielle statistikk (NOS) C 264, Statistisk sentralbyrå.
- SSB (1996): *Naturressurser og miljø 1996*, Statistiske analyser 9, Statistisk sentralbyrå.
- Sunyer, J., J.M. Antó, C. Murillo og M. Saez (1991): Effects of Urban Air Pollution on Emergency Room Admissions for Chronic Obstructive Pulmonary Disease, *American Journal of Epidemiology* **134**, 277-286.
- Sælensminde, K. og F. Hammer (1994): *Verdsetting av miljøgoder ved bruk av samvalganalyse*, TØI rapport 251/1994, Transportøkonomisk institutt (TØI).
- Søyseth, V. m.fl. (1995): Relation of Exposure to Airway Irritants in Infancy to Prevalence of Bronchial Hyper-Responsiveness in Schoolchildren, *The Lancet* **345**, 217-220.
- Vejdirektoratet (1979): *Undersøgelse av uheldsmønstret på vejstrekninger der er blevet aflastet for trafik*, Økonomisk-statistisk afdeling, Vejdirektoratet, København.
- Walker, S.E. (1996): Beregning av personvektet årsmiddelkonsentrasjon i Oslo av PM_{2,5}, PM₁₀ og NO₂, foreløpig rapport fra NILU.
- WHO (1995): Update and Revision of the Air Quality Guidelines for Europe (unedited), World Health Organization (WHO), Regional Office for Europe.
- Xu, X. og L. Wang (1993): Association of Indoor and Outdoor Particulate Level with Chronic Respiratory Illness, *American Review of Respiratory Disease* **148**, 1516-1522.
- Aasness, J., T. Bye og H.T. Mysen (1995): Welfare Effects of Emission Taxes in Norway, Discussion Paper 148, Statistisk sentralbyrå.

Tidligere utgitt på emneområdet *Previously issued on the subject*

Notater

95/7: Kjetil Olsen: Nytt- og kostnadsvirkninger av en norsk oppfyllelse av nasjonale utslippsmålssettinger

Rapporter (RAPP)

92/17 Anne Brendemoen, S. Glomsrød, M. Aaserud: Miljøkostnader i makroperspektiv.

94/5 Haakon Vennemo: A Growth Model of Norway with a Two-way Link to the Environment

95/25 Hilde Lurås: Framskrivning av miljøindikatorer

95/27 Knut H. Alfsen, B.M. Larsen, H. Vennemo: Bærekraftig økonomi? Noen alternative modellscenarier for Norge mot år 2030

96/8 Knut Einar Rosendahl: Helseeffekter av luftforurensning og virkninger på økonomisk aktivitet: Generelle relasjoner med anvendelse på Oslo

Discussion Papers (DP)

104 Knut H. Alfsen, H. Birkelund, M. Aaserud: Secondary benefits of the EC Carbon/Energy Tax

143 Annegrete Bruvoll, S. Glomsrød, H. Vennemo: The Environmental Drag on Long-term Economic performance: Evidence from Norway

145 Brita Bye: A Dynamic Equilibrium Analysis of a Carbon Tax

183 Brita Bye: Taxation, Unemployment and Growth: Dynamic Welfare Effects of "Green" Policies

Documents

95/4 Nordic Indicator Group: Nordic Environmental Indicators. Draft document. English version with main points from comments received

Statistiske analyser (SA)

6 Naturressurser og miljø 1995

De sist utgitte publikasjonene i serien Rapporter

Recent publications in the series Reports

- 95/34 F.R. Aune: Virkninger på de nordiske energi-markedene av en svensk kjernekraftutfasing. 1995. 58s. 95 kr. ISBN 82-537-4213-4
- 95/35 M.S. Bjerkseth: Engroshandelen i Norge 1985-1992. 1995. 43s. 95 kr. ISBN 82-537-4214-2
- 95/36 T. Kornstad: Vridninger i lønnskalkyler relative brukerpriser på bolig, ikke-varige goder og fritid 1985/86 til 1992/93. 1995. 35s. 80 kr. ISBN 82-537-4216-9
- 95/38 G.J. Limperopoulos: Usikkerhet i oljeprosjekter. 1995. 72s. 95 kr. ISBN 82-537-4222-3
- 96/1 E. Bowitz, N.Ø. Mæhle, V.S. Sasmitawidjaja and S.B. Widoyono: MEMLI - The Indonesian Model for Environmental Analysis: Technical Documentation. 1996. 70s. 95 kr. ISBN 82-537-4223-1
- 96/2 A. Essilfie: Investeringer, kostnader og gebyrer i den kommunale avløpssektoren: Resultater fra undersøkelsen i 1995. 1996. 36s. 80 kr. ISBN 82-537-4239-8
- 96/3 Resultatkontroll jordbruk 1996: Gjennomføring av tiltak mot forurensninger. 1996. 85s. 95 kr. ISBN 82-537-4244-4
- 96/4 Å. Osmunddalen og T. Kalve: Bofaste innvandreres bruk av sosialhjelp 1987-1993. 1996. 33s. 80 kr. ISBN 82-537-4245-2
- 96/5 S. Blom: Inn i samfunnet? Flyktningkull i arbeid, utdanning og på sosialhjelp. 1996. 84s. 95 kr. ISBN 82-537-4249-5
- 96/6 J.E. Finnvold: Kommunale helsetilbud: Organisering, ulikhet og kontinuitet. 1996. 70s. 95 kr. ISBN 82-537-4221-5
- 96/7 Offentlig sektor i Norge: Strukturelle hovedtrekk og utvikling i perioden 1988-1994. 1996. 43s. 80 kr. ISBN 82-537-4268-1
- 96/8 K.E. Rosendahl: Helseeffekter av luftforurensning og virkninger på økonomisk aktivitet: Generelle relasjoner med anvendelse på Oslo. 1996. 40s. 80 kr. ISBN 82-537-4277-0
- 96/9 S.-E. Mamelund og J.-K. Borgan: Kohort- og periodedødelighet i Norge 1846-1994. 1996. 236s. 165 kr. ISBN 82-537-4278-9
- 96/10 A. Schjalm: Kvalitetsundersøkelsen for Folke- og bolig telling 1990. 1996. 36s. 80 kr. ISBN 82-537-4279-7
- 96/11 K. Skrede og M. Ryen: Levekår i støpeskjeen. Status og utvikling i ungdomsgenerasjonenes materielle levekår 1990-1995. 1996. 80s. 95 kr. ISBN 82-537-4284-3
- 96/12 K.H. Alfsen, P. Boug and D. Kolsrud: Energy Demand, Carbon Emissions and Acid Rain: Consequences of a Changing Western Europe. 1996. 26s. 80 kr. ISBN 82-537-4285-1
- 96/13 M.W. Arneberg: Theory and Practice in the World Bank and IMF Economic Policy Models: Case study Mozambique. 1996. 28s. 80 kr. ISBN 82-537-4296-7
- 96/14 O. Skorge, F. Foyn og G. Frengen: Forsknings- og utviklingsvirksomhet i norsk industri 1993. 1996. 57s. 95 kr. ISBN 82-537-4306-8
- 96/15 K.O. Oftedal: Framskrivning av markeds-situasjonen for helse- og sosialpersonell fram mot år 2030. 1996. 66s. 95 kr. ISBN 82-537-4307-6
- 96/16 M.I. Hansen, T.A. Johnsen og J.Ø. Oftedal: Det norske kraftmarkedet til år 2020: Nasjonale og regionale fremskrivninger. 1996. 39s. 80 kr. ISBN 82-537-4316-5
- 96/17 K. Flugsrud og K. Rypdal: Utslipp til luft fra innenriks sjøfart, fiske og annen sjøtrafikk mellom norske havner. 1996. 52s. 95 kr. ISBN 82-537-4321-1
- 96/18 T. Fæhn og T. Hægeland: Effektive satser for næringsstøtte 1994. 1996. 79s. 95 kr. ISBN 82-537-4323-8
- 96/19 A. Bråten og L. Sandberg: Priser på jordbruksvarer: En analyse av statistiske kilder. 1996. 84s. 95 kr. ISBN 82-537-4325-4
- 96/20 E. Gulløy, S. Gåsemyr og A. Vedø: Forslag til ett nytt system for norsk bistandsstatistikk. 1996. 50s. 95 kr. ISBN 82-537-4338-6
- 96/23 S. Glomsrød, A.C. Hansen og K.E. Rosendahl: Integrering av miljøkostnader i makro-økonomiske modeller. 1996. 46s. 80 kr. ISBN 82-537-4348-3



Returadresse:
Statistisk sentralbyrå
Postboks 8131 Dep.
N-0033 Oslo



Publikasjonen kan bestilles fra:

Statistisk sentralbyrå
Salg-og abonnementservice
Postboks 8131 Dep.
N-0033 Oslo

Telefon: 22 00 44 80
Telefaks: 22 86 49 76

eller:
Akademika – avdeling for
offentlige publikasjoner
Møllergt. 17
Postboks 8134 Dep.
N-0033 Oslo

Telefon: 22 11 67 70
Telefaks: 22 42 05 51

ISBN 82-537-4323-8
ISSN 0806-2056

Pris kr 95,00

