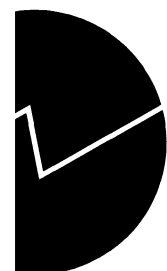


Knut Einar Rosendahl

**Vurdering av skadefunksjons-
metoden til bruk på vegprosjekt
- en case-studie**

Rapport



Knut Einar Rosendahl

**Vurdering av skadefunksjons-
metoden til bruk på vegprosjekt
– en case-studie**

Rapporter

I denne serien publiseres statistiske analyser, metode- og modellbeskrivelser fra de enkelte forsknings- og statistikkområder. Også resultater av ulike enkeltundersøkelser publiseres her, oftest med utfyllende kommentarer og analyser.

Reports

This series contains statistical analyses and method and model descriptions from the different research and statistics areas. Results of various single surveys are also published here, usually with supplementary comments and analyses.

© Statistisk sentralbyrå, april 1998
Ved bruk av materiale fra denne publikasjonen,
vennligst oppgi Statistisk sentralbyrå som kilde.

ISBN 82-537-4670-9
ISSN 0806-2056

Emnegruppe
01.04

Emneord
Forurensning
Helsetilstand
Veitrafikk
Samfunnsøkonomiske gevinster

Design: Enzo Finger Design
Trykk: Statistisk sentralbyrå

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Tall kan ikke offentliggjøres	Not for publication	: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

Sammendrag

Knut Einar Rosendahl

Vurdering av skadefunksjonsmetoden til bruk på vegprosjekt – en case-studie

Rapporter 99/5 • Statistisk sentralbyrå 1999

I denne rapporten gjøres det beregninger av samfunnsøkonomiske gevinster knyttet til redusert luftforurensning som følge av et nytt vegsystem hvor eksisterende trase for en stor del erstattes av tunnel. Beregningene baseres på den såkalte skadefunksjonsmetoden, og fokus begrenses til helseeffektene av forurensningen. Hensikten med studien er at den skal danne grunnlag for å vurdere om metoden egner seg for beregning av miljøgevinster og -kostnader ved framtidige veiprojekter. Metoden sammenlignes blant annet med den metoden som brukes av Statens vegvesen i dag. Det konkluderes med at man bør gå over til å bruke skadefunksjonsmetoden.

Beregningene tar utgangspunkt i simuleringer med luftforurensningsmodellen V-luft, data for maksimal- og årsmiddelkonsentrasjoner ved ulike målestasjoner, vitenskapelig baserte sammenhenger mellom luftforurensning og helseeffekter, og verdsettingsstudier av helseeffekter. Det beregnes både forventede fysiske effekter i årene etter at veiprojektet er gjennomført, og samfunnsøkonomiske verdier av disse effektene. Det understrekes at usikkerheten ved anslagene er stor, og det presenteres følsomhetsberegninger for å vise hvilke faktorer som har størst betydning for sluttresultatet. Disse faktorene er i første rekke effekten på framskyndet dødelighet av langtidseksponering for partikler, og hvordan man verdsetter redusert dødelighet. Andre viktige momenter er omregningsfaktoren mellom maksimal- og årsmiddelkonsentrasjoner, eventuelle terskelverdier, effekten på kroniske sykdommer av langtidseksponering for partikler, og valg av diskonteringsrente.

Selv om usikkerheten ved beregningene er stor, presenteres et beste anslag for nåverdien av å redusere årsmiddelkonsentrasjonen av partikler (PM_{10}) med én enhet over hele levetida til prosjektet (25 år). Nåverdien ved 7 prosent rente anslås til rundt 9.000 kroner pr. eksponert person pr. $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Kostnadene ved prosjektet er ikke tatt hensyn til i disse beregningene.

Emneord: Forurensning, helsetilstand, veitrafikk, samfunnsøkonomiske gevinster

Prosjektstøtte: Prosjektet er finansiert av Statens forurensningstilsyn og Vegdirektoratet. Disse har også utgjort styringsgruppa for prosjektet.

Innhold

1.	Innledning	7
2.	Bakgrunn.....	8
3.	Beskrivelse av vegprosjektet og dets datagrunnlag	9
3.1.	Eksisterende data for case-studien	9
3.2.	Ønskelige data for framtidige vegprosjekter	10
4.	Vitenskapelig grunnlag for beregningene	11
4.1.	Omregning fra maksimalkonsentrasjon til årsmiddelkonsentrasjon	11
4.2.	Dose-respons funksjoner.....	12
4.2.1.	Partikler	12
4.2.2.	NO ₂	14
4.3.	Verdsetting av helseplager	14
4.4.	Verdsetting av framtidige effekter.....	17
5.	Beregninger av fysiske helsegevinster	19
5.1.	Framgangsmåte for beregninger	19
5.2.	Resultater.....	20
6.	Beregninger av samfunnsøkonomiske gevinster	22
6.1.	Framgangsmåte for beregninger	22
6.2.	Resultater.....	22
7.	Diskusjon av skadefunksjonsmetoden i Norge	26
7.1.	Styrker og svakheter	26
7.2.	Bruk av dose-respons funksjoner i Norge	27
7.3.	Anvendelse på vegprosjekter i mindre tettbygde strøk	28
8.	Konklusjoner	29
8.1.	Oppsummering av de viktigste faktorene	29
8.2.	Anbefalinger om bruk av metoden	29
Referanser		31
Vedlegg		
A.	Kort beskrivelse av luftforurensningsmodellen V-luft	33
B.	Basisrisiko i befolkningen.....	34
C.	Sammenhengen mellom begrensede aktivitetsdager og utførte timeverk	35
D.	Oversikt over beregningene i regneark-bok	36
Tidligere utgitt på emneområdet		37
De sist utgitte publikasjonene i serien Rapporter.....		38

1. Innledning¹

Hensikten med denne case-studien er at den skal danne grunnlag for å vurdere om den såkalte skadefunksjonsmetoden (se for eksempel EC (1995)) egner seg for beregning av miljøgevinster og -kostnader ved framtidige vegprosjekter. I case-studien benyttes data fra et vegprosjekt der blant annet en av hovedvegene ut av en større by delvis legges i tunnel. Dette fører til mindre luftforurensning for de som bor i nærheten av hovedvegen, og skadefunksjonsmetoden brukes her til å beregne samfunnsøkonomiske gevinster knyttet til reduserte helseplager som følge av renere luft.

Siden dette er en *metodestudie*, er det ikke et primært mål å komme fram til en konkret størrelse på den samfunnsøkonomiske gevinsten ved vegprosjektet. Det blir i stedet lagt vekt på å få fram hvordan metoden fungerer, hvilke styrker og svakheter den har, hvilke bakgrunnsdata den krever, og hvilke faktorer som er spesielt viktige i beregningene. Resultatene som framkommer bør derfor tolkes svært forsiktig. Studien tar utgangspunkt i konkrete data fra luftforurensningsmodellen V-luft, som brukes av Vegdirektoratet (Vegdirektoratet 1998).

¹ Takk til Vegdirektoratet (ved Anne Kjerkreit) og Statens forurensningstilsyn (ved Eivind Selvig), som har kommet med nyttige kommentarer og innspill underveis. Takk også til Torstein Bye og Karine Nyborg for verdifulle kommentarer til et tidligere utkast.

2. Bakgrunn

Skadefunksjonsmetoden bygger på at de samfunnsøkonomiske gevinstene (eller kostnadene) skal kunne knyttes opp mot konkrete effekter på helse og miljø som oppstår som følge av en endring i forurensnings-situasjonen. Det vil si at man beregner sekvensielt effektene av ulike utslipp (evt. reduksjoner i disse) på konsentrasjoner av gasser og partikler, dernest effektene av endret konsentrasjon på spesifikke helse- og miljøparametre, og dernest verdsetter endringene i disse parametrene. Til sammenligning beregnes miljøkostnader ved vegprosjekter i dag ved at man verdsetter endringer i antall personer som er svært plaget av luftforurensning, som igjen utledes fra endringen i konsentrasjonen av forurensning. Verdsettingsestimatene er basert på en samvalgsanalyse fra Oslo og Akershus utført av TØI (Sælensminde og Hammer 1994), som analyserer folks betalingsvillighet for redusert luftforurensning. Man går dermed ikke eksplisitt veien om de fysiske effektene på helse (og miljø), men forutsetter i stedet at de ligger til grunn for folks betalingsvillighet.

Det følger av beskrivelsen over at skadefunksjonsmetoden krever dokumentasjon av mange vitenskapelige sammenhenger for å kunne brukes. Sammenhengen mellom utslipp og konsentrasjon ligger allerede inne i V-luft. For beregninger av helseeffekter er det en forutsetning at det foreligger mange epidemiologiske studier om sammenhengen mellom konsentrasjonen av gasser og partikler, og forskjellige helseplager. Dessuten trengs det estimater for verdien av et statistisk liv og av sykdom. Dette kan baseres på betalingsvillighetsstudier eller andre studier som forsøker å verdsette helseeffekter. I og med at det kan være problematisk (både av etisk og metodisk art) å fastslå slike estimater, kan dette eventuelt overlates til beslutningstakerne ved å framheve de fysiske effektene. Noen helseeffekter har også virkninger på økonomisk aktivitet, og disse kan verdsettes direkte ved bruk av eksisterende priser i markedet. Det kan imidlertid være aktuelt å benytte makroøkonomiske modeller for å undersøke om de eksisterende prisene gir et skjevt bilde av den faktiske alternativverdien av den økonomiske ressursen (for eksempel om gjennomsnittlig

lønnskostnad er forskjellig fra merverdien av økt arbeidskraft).

En nærmere beskrivelse av hvordan skadefunksjonsmetoden konkret er brukt i denne case-studien følger i avsnittene 5.1 og 6.1. For en mer utfyllende og generell gjennomgang av metoden henvises det til Rosendahl (1996, 1998).

Skadefunksjonsmetoden har til nå stort sett vært benyttet på regionalt/nasjonalt nivå (f.eks. Rosendahl (1996) for Oslo) eller i forbindelse med store stasjonære utslipp (f.eks. EC (1995) som tar for seg miljøkostnader av ulike typer kraftverk). Noen europeiske undersøkelser har imidlertid beregnet miljø- og helsekostnader av transport på større enkeltveger (se Friedrich m.fl. (1998)).

Luftforurensningen fra veitrafikken består av mange komponenter. I denne studien fokuseres det på helseeffekter av små partikler (PM_{10}) og NO_2 . Dette skyldes at disse komponentene antas å være to av de viktigste, og at det eksisterer en del kunnskap om kvantitative sammenhenger mellom konsentrasjonen av disse komponentene og ulike helseeffekter.

3. Beskrivelse av vegprosjektet og dets datagrunnlag

Case-studien tar for seg et konkret veiprojekt som berører innfartsvegene til en større norsk by. En eksisterende høyt trafikkert hovedveg (europaveg) blir erstattet av en ny trase som for en stor del går i tunnel. I tillegg gjøres det en betydelig utbygging av en sterkt trafikkert parallellveg i området, hvor denne delvis legges i tunnel og det etableres nye tverrforbindelser i tunnel. Som følge av alle tunnelene, fører vegprosjektet til redusert luftforurensning for de som bor og ferdes i området. Det er i alt over 11 000 boenheter som ligger mindre enn 300 meter fra europavegen eller mindre enn 100 meter fra riks-/fylkesveger i området som berøres. I tillegg kommer institusjoner. Den gjennomsnittlige reduksjonen i PM_{10} - og NO_2 -konsentrasjonen ved disse boenhetene er rundt 15 og 5 prosent.

I følgende avsnitt vil jeg beskrive hvilke data som foreligger for denne case-studien. Deretter vil jeg gå inn på hvilke data som er ønskelig å ha tilgjengelig i framtidige prosjekter.

3.1. Eksisterende data for case-studien

Det har vært utført beregninger på luftforurensningsmodellen V-luft for to ulike veialternativer i 2010 (en kort beskrivelse av V-luft er gitt i vedlegg A, se ellers Vegdirektoratet (1998)). Den eneste forskjellen mellom alternativene er at i det ene tilfellet brukes eksisterende vegtraseer, mens det i det andre tilfellet er bygget nye traseer som beskrevet over. I begge alternativene er det beregnet maksimalkonsentrasjoner for PM_{10} og NO_2 for hver boenhet og institusjon som ligger maksimalt 300 meter fra europaveg eller maksimalt 100 meter fra riks-/fylkesveger i området. Endringene i veitrafikkvolum er beregnet i en tidligere fase, og fungerer som input til V-luft beregningene. Det gjelder både utviklingen i veitrafikken fram mot 2010, og endringene som skjer som følge av prosjektet. Maksimalkonsentrasjonene avhenger av utslipp knyttet til transport på de nevnte veistrekningene, og av bakgrunnskonsentrasjonen. Sistnevnte er eksogent gitt i V-luft, og er like i de to veialternativene. Den varierer imidlertid geografisk i modellen.

I V-luftdatabasefilen var det 1220 færre boenheter i alternativet med ny trase sammenlignet med alternativet for eksisterende veg. Dette var de enhetene som lå ved tunneltraseen, og som ville ha fått sterkt redusert trafikkbidrag. I en sammenlignende studie er det imidlertid helt nødvendig at alle berørte boenheter er inkludert i resultatene fra begge veialternativene. De 1220 boenhetene fikk derfor tilordnet en maksimalkonsentrasjon lik bakgrunnskonsentrasjonen i området i etterkant av V-luft beregningene.

V-luft tar ikke hensyn til spesielle forhold rundt tunnelmunninger. Maksimalkonsentrasjoner for boenhetene omkring ble derfor beregnet separat. Da disse imidlertid også var inkludert i V-luft databasefilen vi hadde tilgjengelig, og det var vanskelig å identifisere disse i resultatene, ble de separate beregningene ikke tatt hensyn til i denne case-studien.

Det er antatt at det i hver boenhet bor 2,34 personer. Dette er gjennomsnittet for området modellen dekker i vårt tilfelle. Alt i alt bor det da 26.538 personer i området som berøres. Institusjonene er kategorisert i tre grupper. Den ene gruppen består av eldreinstitusjoner og sykehus, det vil si en blanding av institusjoner der folk bor og institusjoner der folk oppholder seg en viss periode (men har bosted et annet sted). De øvrige gruppene består kun av institusjoner der folk ikke er bofaste. Jeg velger å konsentrere analysen til der folk bor, og inkluderer derfor bare den førstnevnte gruppen. Det er ikke gjort noe forsøk på å skille ut sykehus og eventuelt andre institusjoner der folk ikke er bofast, fra denne gruppen. Resultatene blir derfor presentert både med og uten denne gruppen av institusjoner. For hver institusjon er det oppgitt hvor mange personer som oppholder seg der. Totalt er det 602 institusjonsplasser.

I V-luft beregningene er det forutsatt at andelen piggfrie biler i vintersesongen er 20 prosent. Dette er lavere enn dagens situasjon, og betydelig lavere enn uttrykte mål fra myndighetene. Dersom andelen stiger betydelig fram mot 2010, vil dette trolig trekke i retning av lavere gevinst av vegprosjektet som studeres her. Det samme vil gjelde dersom trafikkutviklingen framover

blir svakere enn antatt, eller hvis utslippene fra bilene (pr. kjørte kilometer) går raskere ned enn forutsatt.

Som tidligere nevnt er bakgrunnskonsentrasjonene gitt eksogent, men varierer geografisk i området. For de tidligere omtalte 1220 boenhetene er bakgrunnskonsentrasjonen karakterisert ved V-lufts områdetyper 3, sonetype 3 (tett bebyggelse, største by i fylket). Ved å kjøre V-luft beregningen med og uten bakgrunnskonsentrasjon får vi fram hvilken bakgrunnskonsentrasjon V-luft legger til grunn for 2010. I V-luft modellens versjon 4.2.3 har områdetype 3, sone 3 en bakgrunnskonsentrasjon på $59 \mu\text{g}/\text{m}^3$ for PM_{10} ved en årlig trafikkvekst på 1 prosent. I etterkant har en nyere (og antatt riktigere) versjon beregnet bakgrunnskonsentrasjonen til $63,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Denne forskjellen har imidlertid liten betydning for resultatene, da samme bakgrunnskonsentrasjon er brukt for begge alternativene. For NO_2 er bakgrunnskonsentrasjonen $117 \mu\text{g}/\text{m}^3$ i 2010.

3.2. Ønskelige data for framtidige vegprosjekter

I denne rapporten antas det at forurensnings-situasjonen er konstant fra og med 2010 i de enkelte veialternativene, ettersom V-luft modellen kun er simulert for dette året i forbindelse med denne case-studien. Normalt simuleres modellen for hvert år i prosjektets levetid (25 år) når nytte-kostnadsanalyser skal utføres. Dette vil derfor bli gjort dersom denne metoden tas aktivt i bruk i framtida. Det er noe uklart hvordan årvisse simuleringer ville ha slått ut på resultatene i denne case-studien. Den totale forurensnings-situasjonen vil trolig stige, ettersom trafikkvolumet vokser mens avgassene pr. kjørte kilometer i liten grad er antatt å reduseres. Det kan være rimelig å anta at forskjellen mellom de to veialternativene også vil vokse noe, men dette er usikkert.

Som nevnt i forrige avsnitt er bakgrunnskonsentrasjonen eksogent gitt i V-luft modellen. Dette er en svakhet i forbindelse med større veiprojekter fordi bakgrunnskonsentrasjonen da sannsynligvis vil bli endret. Spesielt for PM_{10} hvor helseeffektene er antatt å opptre allerede ved lave konsentrasjoner, vil en endring i bakgrunnskonsentrasjonen kunne ha stor betydning.

Effekten av endret bakgrunnskonsentrasjon vil være størst for de boenhetene som ikke er omfattet av V-luft resultatene, men som ligger innenfor området som studeres. Dette gjelder boenheter som ligger lenger enn 300 meter unna europavegen og 100 meter unna riks-/fylkesveger. Dersom bakgrunnskonsentrasjonen blir forandret, enten gjennom en modifisering av V-luft modellen eller manuelt, vil det være viktig å inkludere disse boenhetene også.

Det er grunn til å tro at et veiprojekt som forbedrer framkommeligheten, vil ha effekter på trafikkvolumet

også utenfor området som studeres ved hjelp av V-luft modellen. Ved store vegprosjekter som forbedrer framkommeligheten på veger inn/ut fra større byer, kan køsituasjonen for eksempel forverre seg inne i selve byen dersom flere velger å kjøre bil som følge av mindre kø på det nye veganlegget. Dette vil etter alt å dømme gi noen negative effekter på luftforurensning og helseeffekter som man bør forsøke å vurdere. I en slik sammenheng bør det være tilstrekkelig å gjøre noen forenklete beregninger.

I avsnitt 4.1 vises det hvordan omregningen fra maksimalkonsentrasjoner i V-luft til årsmiddelkonsentrasjoner er utført. Dette er delvis basert på anbefalinger fra NILU, og delvis på egne valg. I framtida vil det være en stor fordel om NILU kan foreslå en generell framgangsmåte for denne omregningen.

Det vil også være ønskelig om Folkehelse i framtida kan gi spesifikke anbefalinger om hvilke dose-respons funksjoner som bør brukes, og hvordan de bør tolkes (blant annet i forhold til terskelverdier). Kostnadsanslagene som presenteres for de ulike helseeffektene bør også oppdateres med jevne mellomrom, helst i samråd med fagøkonomer.

4. Vitenskapelig grunnlag for beregningene

Som nevnt innledningsvis krever skadefunksjonsmetoden vitenskapelig dokumentasjon av en rekke fysiske sammenhenger, samt økonomisk verdsetting av goder som ikke omsettes i noe marked. I de følgende avsnittene presenteres hvilket vitenskapelig grunnlag beregningene er basert på, og hvilke forutsetninger som er gjort.

4.1. Omregning fra maksimalkonsentrasjon til årsmiddelkonsentrasjon

V-luft modellen beregner en tenkt maksimal-konsentrasjon over en periode på noen få år. Som vi vil se i neste avsnitt er dose-respons funksjonene, dvs. sammenhengene mellom konsentrasjon av gasser og partikler og ulike helseeffekter, generelt knyttet til middelkonsentrasjoner. Det er derfor om å gjøre å regne om maksimalkonsentrasjonene til middelkonsentrasjoner. Selv om en del av dose-respons funksjonene er knyttet til korttidseksposering (f.eks. en dag), er funksjonene antatt å være tilnærmet lineære, noe som gjør det hensiktsmessig å regne om til årsmiddelkonsentrasjoner.

Det fins i utgangspunktet ingen anbefalte omregningsfaktorer som kan brukes. Dette skyldes at forholdet mellom maksimalkonsentrasjon og middelkonsentrasjon varierer til dels mye, avhengig av meteorologiske forhold, beliggenhet i forhold til større veier etc. (se NILU-rapportene Hagen (1993) og Hagen og Larsen (1998)). I denne case-studien brukes derfor omregningsfaktorer som bør betraktes som foreløpige, og det benyttes nedre og øvre grenser for å beskrive følsomheten.

Omregningsfaktorene beregnes først ved omregning fra maksimalkonsentrasjon til vintermiddelkonsentrasjon, og dernest fra vintermiddelkonsentrasjon til årsmiddelkonsentrasjon. Den første omregningen er basert på måledata fra fem målestasjoner i Oslo, plassert i henholdsvis Nordahl Brunsgt., Veitvet, Gamlebyen, Kirkev. og Tåsen. Det foreligger målinger av maksimal-konsentrasjoner for vintersesongene 92/93 til 96/97 i Hagen og Larsen (1998), og verdier for vintermiddel-konsentrasjon på de samme stasjonene og sesongene (mottatt direkte fra NILU). For NO₂ er det kun data for

Nordahl Brunsgt., Kirkev. og Tåsen, og forøvrig mangler noen sesonger både for PM₁₀ og NO₂. Siden maksimalkonsentrasjon skal forstås som høyeste konsentrasjon over en periode på noen år, er det beregnet forholdstall mellom maksimalkonsentrasjon over 5-års perioden og gjennomsnittlig vintermiddel-konsentrasjon for hver av målestasjonene.

Tabell 4.1. Maksimalkonsentrasjon og gjennomsnittlig vinter-middelkonsentrasjon (µg/m³) over 5-års perioden 92/93 - 96/97, og forholdstall mellom disse

	PM ₁₀			NO ₂		
	Maks. kons.	Vinter-middel-kons.	For-holds-tall	Maks. kons.	Vinter-middel-kons.	For-holds-tall
Nordahl Brunsgt.	88	24,4	3,6	153	42,0	3,6
Veitvet	215	38,2	5,6	-	-	-
Gamlebyen	193	37,2	5,2	-	-	-
Kirkev.	192	38,9	4,9	188	46,5	4,0
Tåsen	199	39,1	5,1	201	49,8	4,0

Kilde: NILU

For PM₁₀ varierer forholdet mellom 3,6 (Nordahl Brunsgate) og 5,6 (Veitvet), se tabell 4.1. Forskjellen i forholdstall antas å henge sammen med beliggenheten til målestasjonen, slik at stasjoner med høye maksimal-konsentrasjoner (dvs. som ligger nær store veier) generelt har høyere forholdstall. For å ta hensyn til dette i våre beregninger, antas det at forholdstallet er en funksjon F av maksimalkonsentrasjonen (mk). Funksjonen ser slik ut (koeffisientene er valgt for å samsvare best mulig med tabell 4.1):

$$F(mk) = 3,5 \quad \text{for } mk < 100$$

$$F(mk) = 3,5 * 100/mk + 7 * (mk - 100)/mk \quad \text{for } mk > 100$$

Det betyr at forholdstallet øker når maksimal-konsentrasjonen øker utover 100. For eksempel blir forholdstallet for Nordahl Brunsgate i tabell 4.1 $F(88) = 3,5$, for Kirkeveien blir det $F(192) = 5,18$, mens for Veitvet blir det $F(215) = 5,37$.² Siden vi skal fra

² Samtidig sikrer en slik funksjon at $mk1 > mk2 \Leftrightarrow F(mk1) > F(mk2)$, noe som ikke ville ha vært tilfelle dersom f.eks. forholdstallet hadde vært 4 i intervallet (100,150), 4,5 i intervallet (151,200) osv. Da ville middelkonsentrasjonen for 150 vært 37,5, mens for 160 ville den vært 35,6.

maksimalkonsentrasjon til middelkonsentrasjon, blir omregningsfaktoren $1/F(mk)$. For å videre gjøre om til årsmiddel, brukes et forholdstall lik 0,8 (som er et anslag fra NILU).

På grunn av den store usikkerheten ved omregningsfaktorene, brukes også en nedre og øvre grense. I omregningen fra maksimalkonsentrasjon til vinter-middelkonsentrasjon brukes forholdstallene fra Veitvet og Nordahl Brunsgt som henholdsvis nedre og øvre grense. I omregningen fra vintermiddel til årsmiddel, brukes 0,7 og 0,85 som henholdsvis nedre og øvre grense (omtrentlig anslag fra NILU). Alt i alt får vi da at nedre grense for omregningsfaktoren blir 0,13, mens øvre grense blir 0,24.

For NO_2 varierer forholdstallet mellom maksimalkonsentrasjon og vintermiddel fra 3,6 (Nordahl Brunsgate) til 4,0 (både Tåsen og Kirkev.). Siden variasjonen her er mindre enn for PM_{10} , brukes gjennomsnittet av disse tre forholdstallene, som er 3,9 (dvs. ingen differensiering utfra maksimalkonsentrasjonen). Omregningsfaktoren fra maksimalkonsentrasjon til vintermiddel blir da $1/3,9$. Fra vintermiddel til årsmiddel brukes omregningsfaktoren 0,7 (ifølge NILU et slags 'beste' estimat), slik at omregningsfaktoren fra maksimalkonsentrasjon til årsmiddel blir 0,18.

Forholdstallene fra Tåsen/Kirkev. og Nordahl Brunsgt. brukes som henholdsvis nedre og øvre grense i omregningen fra maksimalkonsentrasjon til vintermiddel. Ifølge NILU er det mindre variasjon i forholdet mellom vintermiddel og årsmiddel for NO_2 enn for PM_{10} . Det antas på denne bakgrunn at usikkerhetsintervallet for omregning fra vintermiddel til årsmiddel er 0,65 - 0,75. Nedre grense for omregningsfaktoren blir da 0,16, mens øvre grense blir 0,21. Vi ser at variasjonen enn klart mindre enn for PM_{10} .

4.2. Dose-respons funksjoner

I denne case-studien beregnes det som nevnt helseeffekter knyttet til konsentrasjoner av partikler (PM_{10}) og NO_2 . Epidemiologiske studier har i første rekke utpekt partikler som den mest helsefarlige komponenten. For NO_2 er det også påvist viktige helseeffekter, men sammenhengene her er noe mer usikre. Andre forurensningskomponenter er også ansett som helsefarlige. Ozon vurderes til å være et nesten like stort helseproblem internasjonalt som partikler. I norske byer er imidlertid ozonkonsentrasjonene betydelig mindre enn på kontinentet, og episoder med høye ozonnivåer skyldes hovedsakelig utenlandske utslipp. Svoveldioksid (SO_2) var lenge regnet som en svært helseskadelig komponent. Det siste tiåret er imidlertid konsentrasjonen av SO_2 betydelig redusert i de fleste norske byer, og det er uklart i hvilken grad helseeffektene oppstår ved lave SO_2 -konsentrasjoner.

Sammenhengen mellom luftforurensning og helseeffekter uttrykkes ved hjelp av dose-respons funksjoner. Disse angir hvordan en enhets økning i konsentrasjonen av en bestemt komponent er forventet å slå ut i økt risiko for en konkret helseeffekt (for befolkningen som utsettes for økt konsentrasjon). Det skilles mellom korttidseksponering (dvs. timer eller døgn) og langtidseksponering (et eller flere år). Effekter av langtidseksponering er vanskeligst å dokumentere, men studiene som foreligger indikerer at disse effektene kan være de alvorligste. Funksjonene blir enten uttrykt som endring i relativ/prosentvis risiko eller absolutt risiko. Funksjonene er videre lineære i konsentrasjonsendringen, noe som sannsynligvis er en forenkling av virkeligheten. Uansett, valget av funksjonsform medfører at funksjonene kan relateres til for eksempel årsmiddelkonsentrasjoner.

Ved beregning av endring i årlige helseeffekter som følge av endret forurensning, trenger man derfor å vite *endringen i årsmiddelkonsentrasjon, antall personer som utsettes for endret konsentrasjon og de ulike dose-respons funksjonene*. For funksjonene som er uttrykt som endring i relativ risiko, må man også ha kunnskap om *basisrisikoen i populasjonen* for å beregne den absolutte effekten.

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

4.2.1. Partikler

Det eksisterer tallrike studier som rapporterer signifikante dose-respons sammenhenger mellom partikkelkonsentrasjoner og ulike helseeffekter. For noen effekter, for eksempel framskyndet dødelighet som følge av korttidseksponering, er flere studier foretatt og en klar sammenheng er etablert. For andre helseeffekter, for eksempel sykefravær eller begrenset aktivitetsdager, eksisterer færre studier. Sammenhengene er blant annet funnet ved forholdsvis lave konsentrasjonsnivåer, og hittil har man ikke funnet noen klar terskelverdi. Spørsmålet om terskelverdier vil bli diskutert nærmere utover i rapporten (se blant annet avsnitt 7.2). En viss usikkerhet hersker med hensyn til hvilke typer partikler som forårsaker helseskadene, blant annet om finfraksjonen av PM_{10} (det vil si $\text{PM}_{2,5}$) er en bedre indikator enn PM_{10} . Dette diskuteres som en mulighet av WHO (1997), og i rapporten listes det opp sammenhenger mellom både PM_{10} og $\text{PM}_{2,5}$ og ulike helseeffekter. Effekten av en konsentrasjonsenhet $\text{PM}_{2,5}$ er omtrentlig halvannen gang større enn effekten av en enhet PM_{10} i disse funksjonene. Ettersom (veitrafikkens bidrag til) konsentrasjonen av PM_{10} ifølge Walker (1997) er omtrentlig dobbel så stor som konsentrasjonen av $\text{PM}_{2,5}$, er denne mulige feilkilden av en viss, men ikke stor, betydning her. Et annet usikkerhetsmoment er at sammensetningen av PM_{10} til en

Tabell 4.2. Dose-respons funksjoner for PM₁₀

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

* Ikke angitt

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

viss grad er annerledes i Norge enn i de landene dose-respons funksjonene er funnet. Dette gjelder den fraksjonen av PM₁₀ som skyldes oppvirvling av veistøv.

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

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

Funksjonene for framskyndet dødelighet er de to viktigste i tabell 4.2. Sammenhengen mellom korttidseksponering for PM₁₀ og framskyndet dødelighet er godt dokumentert gjennom flere titalls studier over hele verden. Koeffisienten i tabell 4.2 er et konsensus estimat basert på en gjennomgang av studiene som foreligger. Problemet med funksjonen er at det er vanskelig å vurdere hvor lang levetid som går tapt som følge av forurensningen. Det er imidlertid klart at det først og fremst er eldre og kronisk syke mennesker som rammes. AEA (1999) indikerer at gjennomsnittlig tap av levetid kan være et sted mellom to måneder og ett år.

Sammenhengen mellom langtidseksponering for PM₁₀ og dødelighet er basert på to omfattende oppfølgingsstudier fra USA. Disse er presentert i WHO (1997) og gjennomgått av Folkehelsa (jf. SFT 1998). WHO angir at den ene av de to amerikanske studiene finner en økning i risiko for dødelighet generelt på 1,1 prosent pr. µg/m³ økning i PM₁₀. Den andre studien oppgir ingen estimat for PM₁₀, men estimatet for PM_{2,5} er halvparten så høyt som det tilsvarende fra den første

studien. Et rimelig koeffisientestimat for PM₁₀ basert på begge studiene kan derfor være 0,8 prosent. Det vil si omtrent 10 ganger større enn estimatet for korttidseksponering. Det er imidlertid viktig å presisere at usikkerheten er spesielt stor her, blant annet fordi det kun foreligger to studier å forholde seg til. På den annen side er tapt levetid mye større her enn ved korttidseksponering.

I SFT (1998) fokuserer Folkehelsa i stedet på risikoøkningen for død knyttet til spesifikke sykdommer, henholdsvis lunge-hjerte-kar sykdommer og lungekreft, basert på resultatene i de amerikanske studiene. Disse dose-respons funksjonene er referert i tabell 4.2, og de brukes i den foreliggende case-studien. Vi legger forøvrig merke til at nedre estimat for funksjonen knyttet til lungekreft er negativ. Et negativt estimat indikerer at økt konsentrasjon gir *nedgang* i risikoen for å dø. Siden nedre estimat er negativt i denne funksjonen, er sammenhengen ikke statistisk signifikant ved 95 prosent nivå. Dette er ikke kommentert i SFT (1998). Som vi skal se senere i rapporten får denne funksjonen uansett ingen betydning i hovedalternativet.

Tolkningen av de amerikanske resultatene kan videre være forskjellig. I SFT (1998) stilles det opp ulike scenarier. I noen av scenariene tolkes resultatet slik at redusert PM₁₀-konsentrasjon i Norge *ikke* gir noen langtidsreduksjon i dødelighet. Sammenhengen skyldes i stedet andre faktorer, enten annen luftforurensning eller andre viktige faktorer som man ikke har klart å ta godt nok hensyn til i analysene. I de andre tolknings-scenariene ser man for seg ulike latenstider mellom eksponering og død. Det ene ytterpunktet er at virkningen er umiddelbar (for eksempel innen et år), mens det andre ytterpunktet er at det er ingen tilbakegang av dødsrisiko så lenge man har vært eksponert over en viss tid (for eksempel 25 år). I andre scenarier velges det ulike terskelverdier, eller det antas at størrelsen på koeffisienten i høy grad skyldes eksponering langt tilbake i tid. I SFT (1998) beregnes antall sparte liv ved

å redusere PM₁₀-konsentrasjonen i Oslo med 1 µg/m³ under de forskjellige tolkningene. Det tas ikke stilling til hvilken av tolkningene som er mest realistisk.

På denne bakgrunn velger jeg i case-studien å gjennomføre beregninger for noen utvalgte tolkninger eller scenarier i SFT (1998). Sluttresultatet i case-studien vil i veldig stor grad avhenge av nettopp hvilken tolkning man her trekker. SFT anslår i sitt notat (SFT 1998) en gjennomsnittlig effekt basert på de ulike tolkningene. Dette er gjort i forståelse med Folkehelsa. Denne gjennomsnittlige effekten ville gitt omtrent samme gevinst som det som framkommer i hovedalternativet i case-studien.

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

Til slutt, funksjonen for begrensete aktivitetsdager (BAD) er hentet fra Ostro (1987), men er også presentert i EC (1997). Der er den imidlertid uttrykt som endring i relativ risiko, mens den i tabell 4.2 er uttrykt som endring i absolutt risiko. Sistnevnte sammenheng er i Rosendahl (1996) utnyttet til å beregne effekter på utførte timeverk i økonomien (via sykefravær og nedsatt produktivitet). Derfor er denne varianten valgt her. Sammenhengen mellom BAD og timeverk er kort gjengitt i vedlegg C. Sammenhengen mellom PM₁₀-konsentrasjon og sykefravær er forøvrig bekreftet i en egen studie fra Oslo (Hansen og Selte 1997).

4.2.2. NO₂

I den epidemiologiske litteraturen har helseeffekter av NO₂ ikke vært like framtrepende som effekter av partikler. Det har vært diskusjon om hvorvidt dette skyldes analyseproblemer eller ei, blant annet fordi kliniske studier og studier av innendørs NO₂-forurensning har påvist viktige effekter. Noen dose-respons funksjoner for utendørs NO₂ konsentrasjon har imidlertid blitt etablert de siste årene, og i tabell 4.3 er det stilt opp to funksjoner hentet fra EC (1997). Disse funksjonene er basert på studier der man har vært opptatt av å renndyrke effektene av NO₂, noe som kan være vanskelig i

en byluft der mange ulike komponenter kan variere i takt. Dose-respons funksjonene for NO₂ er derfor antatt å komme i tillegg til de for PM₁₀. Denne forutsetningen kan imidlertid diskuteres.

Tabell 4.3. Dose-respons funksjoner for NO₂

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

* Ikke angitt

Sammenhengen mellom NO₂-konsentrasjon og dødelighet bygger på en omfattende studie av utvalgte europeiske byer (Touloumi og Katsouyanni 1996). Man fant økt risiko for dødelighet knyttet til hjerte- og karsykdommer som følge av økt NO₂-forurensning, mens tilsvarende resultater knyttet til dødelighet av luftveissykdommer var mer usikre. Koeffisienten i tabell 4.3 er knyttet til all dødelighet. Siden denne dose-respons funksjonen kun bygger på en studie, må sammenhengen sies å være betraktelig mer usikker enn den tilsvarende funksjonen for PM₁₀.

Siden det ikke er angitt noen middels verdi for funksjonene i tabell 4.3, benyttes gjennomsnittet av nedre og øvre estimat. Der hvor nedre estimat heller ikke er angitt, antas denne å være lik 0.

4.3. Verdsetting av helseplager

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

Markedsbaserte kostnader kan verdsettes ved å utnytte priser i markedet, for eksempel prisen på arbeidskraft (dvs. lønnskostnad pr. timeverk). Det er imidlertid ikke gitt at denne gjennomsnittsverdien gir et riktig bilde av alternativverdien av mer arbeidskraft. Det henger sammen med at lønnskostnadene varierer mellom sektorer, og at sektorene ikke vokser/avtar proporsjonalt ved endringer i arbeidstilbudet. Dessuten kan det være imperfeksjoner eller andre forhold i sektorene som gjør at lønnskostnaden ikke er identisk med marginalverdien av økt arbeidskraft (slik den er i teorien). I tillegg kan det tenkes at fordelingen mellom konsum og sparing/investeringer ikke er optimal i utgangspunktet. Dersom det for eksempel av en eller annen grunn er underinvesteringer i økonomien, samtidig som en marginal produksjonsøkning påvirker forholdet mellom konsum og investeringer i retning av mer investeringer, kan nåverdien av økt produksjon være

større enn den umiddelbare produksjonsverdien. Ved svært omfattende prosjekter kan det også oppstå prisendringer i økonomien, som kan gi opphav til annenordenseffekter.

For å undersøke om de makroøkonomiske effektene over er viktige, har jeg gjort simuleringer på MSG-6, som er en generell og detaljert likevektsmodell for norsk økonomi (se f.eks. Bye (1998) eller Alfsen m.fl. (1997)). Tilbudet av arbeidskraft er økt marginalt i basisåret, og jeg har sammenlignet gjennomsnittlig lønnskostnad i modellen med endringen i brutto nasjonalprodukt (BNP). Det viser seg at effekten på BNP i basisåret er 30 prosent lavere enn gjennomsnittlig lønnskostnad. Hvorvidt dette skyldes at næringer med lavest produktivitet er mest fleksible, er noe uklart. Dersom vi går videre og summerer nåverdien (ved 7 prosent rente) av årlige endringer i BNP fratrukket investeringer (for å unngå dobbelttelling) over perioden 1992-2050, finner vi at denne verdien er 15 prosent lavere enn gjennomsnittlig lønnskostnad i basisåret. Alt i alt ser det ut til at de makroøkonomiske justeringene trekker noe ned. Det er imidlertid vanskelig å vurdere om dette er uttrykk for en generell effekt som også vil være gyldig i årene som kommer. Siden disse justeringene til syvende og sist også har lite å si for sluttresultatet, velger jeg å ikke ta hensyn til dem i beregningene. I andre sammenhenger kan de makroøkonomiske effektene være av større betydning.

Kostnader som gjelder direkte reduksjon i velferden til individer er mer problematisk å verdsette. Den vanligste framgangsmåten for å anslå slike kostnader er å utføre en metode kalt betinget verdsetting. Gjennom ulike typer intervjuer med et befolkningsutvalg forsøker en her å avdekke hvilken betalingsvillighet befolkningen har for å unngå eller fjerne en helserisiko (eller et annet miljøproblem). På den måten konstruerer man hypotetiske priser for goder som ikke omsettes i noe marked, men som er like viktige å inkludere. Andre metoder går enten ut på å benytte ulike markedspriser til indirekte å anslå verdien av goder som ikke omsettes i markedet, eller å basere seg på eksplisitt eller implisitt verdsetting fra myndigheter eller ekspertpanel. Ved alle metodene kan det stilles spørsmålstegn, av metodisk og/eller etisk art. Metodene er presentert og diskutert av Kostnadsberegningutvalget i NOU 1997:27 og NOU 1998:16 i deres utredning om nytte-kostnadsanalyser. Det er naturlig å ta utgangspunkt i utvalgets konklusjoner i den grad de foreligger. I vår case-studie gjelder det verdien av et statistisk liv, som er den viktigste helseeffekten.

Et generelt problem ved verdsetting av helseplager basert på dose-respons funksjoner er at man må være oppmerksom på faren for dobbelttelling. Det er i første rekke to mulige kilder. For det første opereres det med helseeffekter av både korttids- og langtidseksponering

for forurensning, og noen effekter kan oppstå som følge av begge former for eksponering (se for eksempel dødelighet i tabell 4.2). Man må dermed vurdere hvorvidt disse effektene er additive eller ikke. I denne case-studien velger vi en forsiktig antakelse og antar at effektene ikke er additive (se avsnitt 5.2).

For det andre beskriver dose-respons funksjonene både konkrete diagnoser (for eksempel kronisk bronkitt, øvre luftveissymptom etc.) og sosiale responser på sykdom (for eksempel sykefravær, sykehusinnleggelse etc.), og det kan være vanskelig å vurdere sammenhengen mellom disse. Dersom diagnosene og de sosiale responsene verdsettes hver for seg og deretter adderes, risikerer man derfor å telle noen kostnader eller gevinster to ganger. For eksempel kan det tenkes at verdsettingsestimatene som anvendes for kronisk bronkitt inkluderer tapte arbeidsinntekter fra sykefravær og kostnader forbundet med å ligge på sykehus. Det kan også tenkes at verdsettingsestimatet som anvendes for sykehusinnleggelse inkluderer hele sykdomsfasen, ikke bare døgnene på sykehus. Disse vurderingene må gjøres for hver enkelt effekt som skal verdsettes. Likevel er det klart at sluttresultatet i liten grad avhenger av om man tar hensyn til dette problemet eller ikke. Det skyldes at det er to effekter (dødelighet og kroniske lungesykdommer) som til sammen utgjør mer enn 97 prosent av de endelige gevinstene ved vegprosjektet.

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

Den direkte velferdskostnaden av framskyndet dødsfall er som nevnt basert på NOU 1998:16 (gjelder også nedre og øvre grense). I den internasjonale litteraturen fins det mangfoldige studier som forsøker å anslå nettopp verdien av et statistisk liv. I forbindelse med luftforurensning kan man spørre i hvilken grad dødstidspunktet framskyndes. På bakgrunn av studiene av langtidseksponering for PM₁₀ kan man likevel slå fast at partikkelforurensning medfører en signifikant reduksjon i levetida, slik at det kan forsvares å bruke estimatet.

Et alternativ til å beregne kostnaden av et framskyndet dødsfall er å beregne kostnaden av tapte leveår. Her er imidlertid usikkerheten enda større og kunnskapsgrunnlaget mindre. En mulighet er å ta utgangspunkt i de undersøkelsene som er gjort på verdien av et statistisk liv, beregne forventet gjenværende levetid i den aktuelle konteksten (som ofte har vært trafikkulykker), og fordele totalverdien på de gjenværende

Tabell 4.4. Kostnadsanslag for ulike helseeffekter

	1.000 1997-Nkr ^a pr. helseeffekt	Kilde
Markedsbaserte kostnader		
Tapte timeverk	0,165	Statistisk sentralbyrå (1998)
Sykehuskostnader pr. døgn	3,78	Rosendahl (1996)
Andre velferdskostnader		
Framskyndet dødsfall	11.300 (4.500 - 28.200)	NOU 1998:16
Forekomst av kronisk lungesykdom, voksne	1.800 (1.000 - 2.900)	EPA (1995) ^b
Forekomst av bronkitt, barn	1.800 (1.100 - 2.900)	EPA (1995) ^b
Liggedøgn på sykehus	4,6	EC (1997) ^b
Dager med øvre luftveissymptomer, barn	0,2	Navrud (1997)
Dager med nedre luftveissymptomer, barn	0,5	Navrud (1997)

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

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

leveårene. Den enkleste fordelingsprosedyren vil være å la hvert år telle likt, slik at 10 tapte leveår er verdt 10 ganger mer enn ett tapt leveår (eventuelt bruke diskonteringsrente for å nedjustere tap av framtidige leveår). Det er imidlertid mange problemer med en slik prosedyre. For det første er det lite empirisk grunnlag for en slik grov fordeling på tapte leveår. Jones-Lee m.fl. (1985) fant at personer i alderen 40-50 år oppgav høyest betalingsvillighet for reduksjoner i dødelighetsrisiko, mens personer på 25 og 70 år oppgav omtrent 20 prosent lavere betalingsvillighet. Dette henger blant annet sammen med hvilken budsjettbetingelse man står overfor, men også at verdien av å beholde livet ikke bare er knyttet til antall gjenværende leveår. Det virker derfor inkonsistent å bruke resultater fra studier av gjennomsnittlig betalingsvillighet til å beregne en enhetlig verdi på et tapt leveår. For det andre er det etisk problematisk nok å skulle sette en verdi på et statistisk liv om en ikke også skal verdsette livet i tidsenheter. Selv om det kan høres rimelig ut å satse mer på forebyggende arbeid blant unge enn blant eldre, fører en slik mekanisk prosedyre til en for ekstrem forskjellsbehandling av grupper av mennesker.

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

det som anbefales av Kostnadsberegningutvalget (NOU 1998:16).

Velferdskostnaden ved bronkitt og andre kroniske lungesykdommer er basert på EPA (1995). EPA tar også utgangspunkt i dose-respons funksjonene fra Abbey m.fl. (1993) for kroniske lungesykdommer (se tabell 4.2), og forsøker å verdsette denne effekten. EPA baserer seg på ulike betalingsvillighetsstudier for både svært alvorlige og mindre alvorlige sykdomstilfeller, og kommer fram til midtre, nedre og øvre estimater. I mangel av gode verdsettingsestimater for forekomsten av bronkitt hos barn, velger jeg å bruke samme estimater som for voksne.³ Siden estimatene bygger på amerikanske studier, er det grunn til å tro at deler av betalingsvilligheten knytter seg til tapte arbeidsinntekter og økte sykehusutgifter etc. (det vil si sosiale responser), som bare i liten grad belastes offentlige budsjetter i USA (jf. diskusjon i EPA (1995)). For å unngå dobbelttelling har jeg derfor beregnet de markedsbaserte kostnadene, det vil si de som knytter seg til redusert arbeidstilbud og flere sykehusinnleggelses som følge av økt forekomst av kroniske sykdommer, og trukket dette fra estimatene fra betalingsvillighetsstudiene. Da står vi igjen med et mål på verdsettingen av den fysiske plagen ved sykdommen. Ved beregningen av de markedsbaserte kostnadene har jeg tatt nåverdien over 25 år etter at sykdommen inntreffer (EPAs estimater er også et mål på nåverdien over hele sykdomsforløpet). Kostnadene knyttet til flere uføretrygdede er relatert til kroniske sykdommer hos voksne, mens kostnadene knyttet til flere liggedøgn er fordelt likt på barn og voksne. Det viser seg at de markedsbaserte kostnadene kun utgjør vel 5 prosent

³ Her opererer EC (1997) med et merkelig lavt anslag for bronkitt hos barn, nemlig 28 ECU (eller 240 kroner). Samtidig står det i teksten at ingen monetær verdi ble funnet i litteraturen for blant annet langvarig luftveissykdom. Spørsmålet er om bronkitt hos EC oppfattes annerledes enn det som er beskrevet i WHO (1997), der man beskriver helseeffekten som antall barn med bronkittsymptomer.

av de totale kostnadene som reflekteres ved betalingsvillighetsestimatene.

Velferdskostnadene pr. døgn på sykehus anslås basert på EC (1997).⁴ Her oppgis en kostnad pr. innleggelse, og vi dividerer dette med gjennomsnittlig antall liggedøgn pr. innleggelse for luftveissykdommer (dvs. 5,96 - se Statistisk sentralbyrå (1995)). Siden ECs estimat trolig inkluderer sykehusutgifter, som er inkludert i første del av tabell 4.4, trekkes disse ifra. Resultatet vi ender opp med virker unaturlig høyt - det sier at folk er villige til å betale 4.600 kroner for å slippe et døgn på sykehus. Det er derfor rimelig å tro at de spurte har sett for seg hele sykdomsfasen. Det er en viss risiko for overlapping mellom dette estimatet og kostnaden knyttet til kroniske lungesykdommer diskutert over. Funksjonen for sykehusinnleggelse inkluderer imidlertid også andre luftveissykdommer. I tillegg er det andre forhold som gjør at overlappingen trolig er liten (se Rosendahl 1996). Siden denne effekten også har svært liten effekt på sluttresultatet, lar vi dette problemet ligge.

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

4.4. Verdsetting av framtidige effekter

Når gevinstene helt eller delvis framkommer på senere tidspunkt, må det beregnes en nåverdi av de totale gevinstene over prosjektets levetid. I en slik beregning må en ta stilling til hva som er riktig diskonteringsrente. Dette er også diskutert utførlig av Kostnadsberegningssutvalget (NOU 1997:27; NOU 1998:16), og i framtidige prosjekter bør man basere seg på konklusjonene derfra. Utvalget tilrår en risikofri diskonteringsrente på 3,5 prosent pr. år (reelt). I tillegg kommer et eventuelt risikotillegg som avhenger av om gevinstene samvarierer med avkastningen ellers i økonomien. I vår case-studie er dette bare delvis tilfelle, i og med at helsegevinstene vil være betydelige selv uten trafikkvekst. Fra opp-

stillingen av alternative risikotillegg i Tabell 4.1 i NOU 1998:16 kan man derfor anvende et tillegg på 0,5, slik at den totale diskonteringsrenta blir 4 prosent pr. år. Dersom man ikke ønsker å bruke ulik diskonteringsrente på ulike deler av vegprosjektet, vil imidlertid risikotillegget trolig bli større enn 0,5 og diskonteringsrenta høyere enn 4 prosent. På bakgrunn av dette og ettersom det til nå har vært vanlig å benytte en diskonteringsrente på 7 prosent pr. år ved offentlige prosjekter, har Vegdirektoratet ønsket å bruke denne raten som hovedalternativ inntil eventuelt nye anbefalinger kommer fra sentralt hold basert på konklusjonene til Kostnadsberegningssutvalget.

Et annet viktig poeng ved verdsetting av helsegevinster i framtida er at betalingsvilligheten for å unngå konkrete helseplager sannsynligvis vil stige etter hvert som inntekten stiger. Denne utviklingen er tydelig i dagens samfunn, der etterspørselen etter helsetjenester er sterkt voksende. Dette henger sammen med at når det materielle forbruket vokser, vil forholdet mellom marginalnyttens av økt forbruk og marginalnyttens av bedre helse trolig avta. Det vil si at man vil gi avkall på større materielt forbruk i bytte mot å unngå en konkret sykdom eller å redusere risikoen for å dø. Det er rimelig å anta at dette vil gjelde selv om den generelle helsetilstanden også vil bedres over tid. Dette forholdet mellom inntekt og betalingsvillighet kommer tydelig fram i studier av verdien av et statistisk liv. Både folks betalingsvillighet og myndigheters implisitte verdsetting er sterkt korrelert med bruttonasjonalproduktet i landet (se for eksempel Dowrick m.fl. (1998)). Det er likevel vanskelig å anslå hvor mye kostnaden ved helseskader vil stige pr. år. Et mulig anslag kan være at veksten vil være lik veksten i BNP pr. innbygger, slik at betalingsvilligheten er proporsjonal med inntekten. Et mer forsiktig anslag kan være å opphøye veksten i BNP pr. innbygger i et tall mindre enn 1. Disse to alternativene er brukt av Pearce and Crowards (1996), der eksponenten i siste tilfellet er 0,35. Noen av de markedsbaserte kostnadsanslagene kan også stige over tid. De reelle lønnskostnadene pr. timeverk har for eksempel steget med 3 prosent pr. år i perioden 1993-97 (Statistisk sentralbyrå 1998). På lang sikt er reallønnsveksten nært knyttet til produktivetsforbedringene av arbeidskraften.

I konsekvensanalyser av vegprosjekter brukes i dag et felles prisnivå for alle kostnader, uansett når de måtte komme (kostnadene diskonteres imidlertid). Dette skaper ikke spesielle skjevheter ettersom for eksempel reallønnsøkningen over tid motsvares av produktivetsforbedringer, slik at kostnaden ved å utføre en konkret oppgave generelt ikke endrer seg over tid. I beregningene av framtidige gevinster ved redusert luftforurensning kan det imidlertid bli en klar undervurdering dersom man ikke justerer

⁴ En betinget verdsetting studie fra blant annet Norge er i ferd med å avsluttes (ledes i Norge av Ståle Navrud). Den vil trolig være tilgjengelig første halvdel av 1999.

prisene som forklart over. Et timeverk i 2020 vil for eksempel produsere mer enn et timeverk i 1998. Se forøvrig diskusjonen i Kostnadsberegningssutvalget (NOU 1998:16, kap. 3.5.2), som anbefaler å justere framtidige priser framfor å bruke ulike diskonteringsrenter ved slike problemer.

Vegdirektoratet ønsker likevel å benytte likt prisnivå som hovedalternativ i denne case-studien, i og med at dette er normen ved andre deler av konsekvensanalysene. Samtidig vil jeg som en slags øvre grense anta at verdsettingsestimatene (inkludert markedsbaserte priser)⁵ øker proporsjonalt med BNP pr. innbygger. Basert på siste Langtidsprogrammet fra Finansdepartementet (St.meld. nr. 4) antar jeg en økonomisk vekst pr. innbygger på 1,5 prosent i perioden 1995-2010, og 1,0 prosent deretter. Ettersom anslagene i tabell 4.4 bygger på studier rundt 1995, og prosjektet i denne case-studien gjelder fra og med 2010, vil de reelle kostnadsanslagene i dette alternativet øke med 25 prosent ved prosjektets ferdigstillelse. For gevinster som opptrer senere enn 2010, økes disse med 1,0 prosent pr. år, noe som i praksis innebærer at diskonteringsrenta for gevinster etter 2010 blir 6,0 prosent (7 - 1,0 prosent) når kostnaden pr. effekt holdes konstant (gjelder øvre grense alternativet).

⁵ Alle realpriser kan selvfølgelig ikke stige over tid. De markedsbaserte prisene det her er snakk om dreier seg imidlertid først og fremst om lønnskostnader, som normalt stiger raskere enn det generelle prisnivået (se over).

5. Beregninger av fysiske helsegevinster

I forrige kapittel ble det gjort grundig rede for hva beregningene av helsegevinster er basert på, og det har vært antydning i grove trekk hvordan beregningene gjøres. Jeg vil nå beskrive i detalj hvordan dette er foretatt. Tabell 5.1 viser hvilke alternative forutsetninger som kan velges, og det angis hvilket alternativ som er valgt som hovedalternativ. Alternativ 1 og 2 fungerer som henholdsvis nedre og øvre grense, mens Alternativ 3 gjelder eventuelt andre alternativer.

5.1. Framgangsmåte for beregninger

V-luft modellen angir som tidligere nevnt hvilken maksimalkonsentrasjon hver enkelt boenhet og institusjon eksponeres for i hvert veialternativ. Boenhetene og institusjonene plasseres i intervaller på $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$.⁶ Boenheter som ikke er med i begge alternativene (jf. avsnitt 3.1) er tilordnet en maksimalkonsentrasjon lik bakgrunnskonsentrasjon. Institusjoner som sykehus og eldreinstitusjoner er inkludert i hovedalternativet, men kan utelates som alternativ 1 (jfr. tabell 5.1). Maksimalkonsentrasjonene er videre omregnet til årsmiddelkonsentrasjoner som beskrevet i avsnitt 4.1. Her er det tre alternative omregningsfaktorer for både PM_{10} og NO_2 . For NO_2 er det antatt en terskelverdi på $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ for maksimalkonsentrasjonen (timesmiddel), slik at endringer under $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ikke har noen helseeffekt. Beregningsteknisk er dette gjort ved å tilegne en maksimalkonsentrasjon lik $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ for alle bosatte med maksimalkonsentrasjon under dette nivået.⁷ Som Alternativ 2 (øvre grense for gevinstene) antas det ingen terskelverdi for NO_2 . For PM_{10} brukes ingen terskelverdi i hovedalternativet ettersom foreliggende studier ikke gir noen indikasjoner på en slik verdi for partikler. WHO (1997) bruker heller ingen terskelverdi for partikler i sine regneeksempler. Som Alternativ 1 (nedre grense for gevinstene) brukes $35 \mu\text{g}/\text{m}^3$ for maksimalkonsentrasjonen (døgnmiddel). Dette er SFTs nyeste luft-

kvalitetskriterium for døgnmiddel, og tilsvarer en årsmiddelkonsentrasjon på $8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ i beregningene.

Gjennomsnittlig årsmiddelkonsentrasjon for de bosatte som er med i V-luft beregnes så for begge veialternativene ved å multiplisere antall bosatte i hvert konsentrasjonsintervall med beregnet årsmiddelkonsentrasjon, legge disse sammen, og til slutt dele med det totale antall bosatte. Deretter kan endringen i gjennomsnittlig årsmiddelkonsentrasjon lett finnes ved differansen mellom resultatet i veialternativ 1 og 2.

De fysiske helseeffektene (ΔH) kan nå beregnes på følgende måte:

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

der ΔK angir endringen i gjennomsnittlig årsmiddelkonsentrasjon, DRF koeffisientestimatet fra dose-respons funksjonene i tabell 4.2 eller tabell 4.3, og RISK basisrisikoen i befolkningen (målt pr. innbygger, se vedlegg B - for noen funksjoner er RISK ikke med). For de fleste helseeffektene gjelder funksjonen over endringer pr. år. For kroniske sykdommer gjelder funksjonen imidlertid *forekomsten i befolkningen*. Det betyr at når gevinsten er antatt å være fullt ut realisert etter 10 år, skjer det ingen ytterligere reduksjon i forekomsten av bronkitt i årene etterpå (når en ser bort fra nye generasjoner). Dette er det viktig å være oppmerksom på i analysene nedenfor.

Som nevnt i avsnitt 4.2 er det en del usikkerhet knyttet til dose-respons funksjonene, og i tabell 5.1 er det listet opp de ulike alternativene vi vurderer. Effektene er delt inn i grupper etter viktighet og usikkerhet. Usikkerheten ved kortidseffekter av PM_{10} vurderes samlet, det samme gjelder usikkerheten ved effekter av NO_2 . I begge tilfellene anvendes middels-estimatene fra tabell 4.2 og tabell 4.3 som hovedalternativ, mens nedre og øvre estimer anvendes som nedre og øvre grense i beregningene. Usikkerheten ved langtidseffekter av PM_{10} på kroniske sykdommer studeres for seg. Her benyttes også middels- og øvre estimatet som henholdsvis

⁶ Dette er strengt tatt ikke nødvendig - man kan like gjerne ta direkte utgangspunkt i hver enkelt boenhet/institusjon.

⁷ Siden det kun beregnes *endring* i helseeffekter, er dette uproblematisk. Dersom man også ønsket å beregne *nivået* på helseeffekter i et av alternativene, vil det være riktig å la omfanget av helseeffekter være lik 0 når konsentrasjonen er lik terskelverdien.

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

	Hovedalternativ	Alternativ 1 (nedre grense)	Alternativ 2 (øvre grense)	Alternativ 3
Institusjoner	Inkludert	Ikke inkludert		
Terskel for NO ₂ ^a	100 µg/m ³		Ingen terskel	
Terskel for PM ₁₀ ^a	Ingen terskel	35 µg/m ³		
Omregningsfaktor for PM ₁₀	1/F(mk)*0,8 (jf. avsnitt 4.1)	0,13	0,24	
Omregningsfaktor for NO ₂	0,18	0,16	0,21	
Korttidseffekter av PM ₁₀	Middels estimat i tabell 4.2	Nedre estimat i tabell 4.2	Øvre estimat i tabell 4.2	
Langtidseffekter av PM ₁₀ - på kroniske sykdommer	Middels estimat i tabell 4.2	Ingen effekt	Øvre estimat i tabell 4.2	
Langtidseffekter av PM ₁₀ - på dødelighet	Gradvis virkning ^b	Ingen effekt	Øyeblikkelig virkning	Ingen retur av risiko ^c
Effekter av NO ₂	Middels estimat i tabell 4.3	Nedre estimat i tabell 4.3	Øvre estimat i tabell 4.3	

^a Terskelverdiene relateres til maksimalkonsentrasjoner, som for NO₂ gjelder maksimal timesmiddelkonsentrasjon, og for PM₁₀ maksimal døgnmiddelkonsentrasjon.

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

^c Ingen retur av risiko og 25 års akkumulering for lunge-hjerte-kar, og 30 års latenstid for lungekreft.

hovedalternativ og øvre grense, mens som nedre grense antas det ingen effekt (på grunn av relativt større usikkerhet ved disse funksjonene).⁸ Av samme årsak antas det også ingen effekt som en nedre grense for langtidseffekten på dødelighet (korttidseffekten på dødelighet gjelder imidlertid fortsatt). Her er hovedalternativet en gradvis reduksjon av risiko over 5 år for død knyttet til lunge-hjerte-kar sykdommer, og 30 års latenstid (tid mellom eksponering og død) for lungekreft. Som øvre grense antas det øyeblikkelig virkning. I tillegg studeres et fjerde alternativ der det antas ingen retur av risiko, og 25 års akkumulering av risiko for død knyttet til lunge-hjerte-kar sykdommer. Her antas også en latenstid for lungekreft på 30 år. Disse ulike alternativene er presentert i SFT (1998).

5.2. Resultater

Gjennomsnittlig årsmiddelkonsentrasjon av PM₁₀ og NO₂ for befolkningen i området er beregnet til henholdsvis 15,8 og 20,9 µg/m³ i alternativet med dagens vegnett. Ved nytt veganlegg reduseres konsentrasjonene til henholdsvis 13,6 og 20,0 µg/m³, det vil si en nedgang på 2,2 µg/m³ for PM₁₀ og 0,9 µg/m³ for NO₂. Siden det antas en terskelverdi for NO₂, ses det bort fra konsentrasjonsendringer under denne verdien. Dette dreier seg om 77 prosent av den totale endringen i befolkningskonsentrasjon. Det vil si at reduksjonen i NO₂-konsentrasjon som antas å gi opphav til helseeffekter er kun 0,7 µg/m³.

Resultatene for fysiske helsegevinster er vist i tabell 5.2. Tallene referer det totale antall tilfeller pr. år i området som berøres, der det i alt bor vel 27 tusen personer (inkludert 600 bosatte i institusjoner). Noen helsegevinster er de samme hvert år fra og med 2010, mens andre varierer som diskutert over. Det er derfor vist effekter for ulike år i tabellen. For sparte liv knyttet til langtidseksponering for PM₁₀ er det vist gevinster for alle de fire alternativene i i tabell 5.1. Virkningen av de andre alternative forutsetningene diskuteres først i neste kapittel om samfunnsøkonomiske gevinster.

Vi ser i den øverste delen av tabellen at reduserte korttidseffekter av luftforurensning er forventet å spare et liv nesten hvert andre år. I tillegg antyder beregningene omkring 3 færre liggedøgn pr. år og en gevinst på 2-3 fulle årsverk hvert år. Resultatene for luftveissymptomer hos barn er svært små sammenlignet med for eksempel resultatene for sparte liv, noe som gir grunn til undring over dose-respons funksjonene. Vi ser også at effektene av NO₂ er rundt en størrelsesorden mindre enn effektene av PM₁₀, slik at diskusjonen om dobbeltelling ved å inkludere begge disse komponentene har liten relevans her.

I midterste del av tabell 5.2 ser vi at det hvert år i perioden 2011-2020 blir ca. 2 færre barn og 2-3 færre voksne som utvikler bronkitt eller andre kroniske lungesykdommer i henhold til beregningene. Det vil si at etter 2020 forventes forekomsten av slike sykdommer å være redusert med 20 barn og 25 voksne. Husk imidlertid at usikkerheten her er større enn for korttidseffektene. Den gradvise reduksjonen i forekomsten av kroniske sykdommer slår også ut i færre liggedøgn og færre uføretrygdede (se nederste del av tabellen). Den fulle effekten ser vi i 2020, med 25 færre liggedøgn og en forventet økning i tilgjengelig arbeidskraft på mer enn et halvt årsverk.

Til slutt legger vi merke til at langtidseffekten av PM₁₀ på dødelighet potensielt kan gi en årlig gevinst som er omtrent 10 ganger større enn korttidseffekten, det vil si mer enn fire sparte liv pr. år. I hovedalternativet nås denne årlige gevinsten etter fem år for sparte liv knyttet til lunge-hjerte-kar, mens det ikke blir noen gevinst av sparte liv knyttet til lungekreft innenfor tidshorisonten. Ved ingen retur av risiko og 25 års akkumulering (alternativ 3) er gevinsten her like stor som korttidseffekten etter fem år. I 2034 er gevinsten 4-5 ganger så stor, men bare halvparten av den potensielle gevinsten. Det er usikkert om korttids- og langtidseffektene på dødelighet er additive, eller om noe av langtidseffekten fanges opp i studiene av korttidseffekter. For å unngå dobbeltelling vil jeg derfor i fortsettelsen trekke 10 prosent fra effektene av langtidseksponering, ettersom korttidseffekten utgjør omtrent 10 prosent av den observerte langtidseffekten (som imidlertid kan oppstå gradvis i løpet av noen år).

⁸ Nedre estimat i tabell 4.2 brukes dermed ikke for disse funksjonene.

Tabell 5.2. Fysiske helsegevinster som følge av nytt veganlegg. Antall tilfeller pr. år i området

Årlige gevinster ^a						
Sparte liv (PM ₁₀)	0,45					
Færre liggedøgn (PM ₁₀)	3,2					
Færre øvre luftveissymptomer, barn (PM ₁₀)	0,3					
Færre nedre luftveissymptomer, barn (PM ₁₀)	0,03					
Færre tapte timeverk (PM ₁₀)	4.300					
Sparte liv (NO ₂)	0,05					
Færre liggedøgn (NO ₂)	0,5					
^a gjelder effekter av korttidseksponering						
Årlige gevinster i perioden 2011-2020 ^b						
Sparte tilfeller av bronkitt, barn	2,0					
Sparte tilfeller av kronisk lungesykdom, voksne	2,5					
^b gjelder effekter av langtidseksponering for PM ₁₀ på kroniske sykdommer						
Gevinster som varierer fra år til år	2010	2011	2012	2015	2020	2034
Sparte liv - Hovedalternativ	0	0,8	1,7	4,2	4,2	4,2
Sparte liv - Alternativ 1	0	0	0	0	0	0
Sparte liv - Alternativ 2	4,5	4,5	4,5	4,5	4,5	4,5
Sparte liv - Alternativ 3	0	0,1	0,2	0,4	0,8	2,0
Færre liggedøgn pga. færre tilfeller av kroniske sykdommer	0	2,6	5,1	13	25	25
Færre tapte timeverk pga. færre tilfeller av kroniske sykdommer	0	100	190	480	950	950

6. Beregninger av samfunnsøkonomiske gevinster

Vi har nå kommet fram til beregningene av økonomiske gevinster, og begynner kapitlet med å beskrive hvordan dette er gjort. I tabell 6.1 er det gjengitt ulike valg av forutsetninger, med angitt hovedalternativ og nedre og øvre grense (henholdsvis Alternativ 1 og 2).

6.1. Framgangsmåte for beregninger

Siden flere av de fysiske helsegevinstene endrer seg etter som årene går, må de økonomiske beregningene også gjøres for ulike år. Både markedsbaserte gevinster og andre velferdsgevinster beregnes ved å multiplisere kostnadsanslagene i tabell 4.4 med de fysiske gevinstene i tabell 5.2.

Dernest multipliseres dette eventuelt med justeringsfaktoren for gevinster i 2010 (gjelder Alternativ 2 - se note a til tabell 6.1), mens gevinster som opptrer senere økes med den valgte justeringsraten pr. år. Som nevnt er det ingen justering i hovedalternativet. De økonomiske gevinstene angis som nåverdi i 2010, da prosjektet er antatt å være ferdig (eventuell omregning til annet årstall er uproblematisk). Gevinster etter dette året diskonteres med den valgte diskonteringsrenta. Prosjektets levetid er anslått til 25 år, og de totale samfunnsøkonomiske gevinstene beregnes derfor som summen av nåverdien av gevinstene i hvert enkelt år i perioden 2010-2034.

6.2. Resultater

I tabell 6.2 presenteres de samfunnsøkonomiske gevinstene knyttet til helseeffekter som følge av nytt veganlegg. Gevinstene er uttrykt i nåverdi i 2010. Det er vist gevinster for utvalgte år i tabellen, og den totale nåverdien over perioden 2010-2034.

Resultatene bygger på forutsetningene som er valgt som hovedalternativ i tabell 5.1 og tabell 6.1. Nedenfor vil effekten av de alternative forutsetningene bli presentert.

Vi ser av tabellen at nåverdien i 2010 av de totale samfunnsøkonomiske gevinstene er rundt 550 millioner kroner. Den årlige gevinsten varierer til dels mye, spesielt i starten. I 2010 er gevinsten 6 millioner kroner, mens den høyeste årlige gevinsten er i 2015 på 41 millioner kroner. Deretter faller den til 10 millioner kroner i 2034. Økningen i starten henger sammen med at flere av gevinstene inntreffer gradvis etter at prosjektet er gjennomført. På den annen side bidrar diskonteringen av framtidige gevinster til å redusere gevinstene etter som årene går.

De årlige markedsbaserte gevinstene avtar forholdsvis sakte den første del av perioden, fra vel 700 til 500 tusen kroner i perioden 2010-2020. Den klart største del av gevinsten skyldes en positiv effekt på antall timeverk. Grunnen til at nåverdien pr. år ikke faller mer fram mot 2020 er at gevinsten i form av færre tilfeller av kroniske sykdommer, som har effekt på antall uføretrygdede og liggedøgn på sykehus, kommer gradvis. Etter 2020 faller den årlige gevinsten raskere, og alt i alt anslås nåverdien av de markedsbaserte gevinstene over perioden til 11 millioner kroner. Selv om dette ikke er et ubetydelig beløp, utgjør som ventet disse gevinstene en relativt liten andel av de totale gevinstene. Unntaket gjelder det første året da bare korttidseffektene av redusert luftforurensning slår inn. Da utgjør de markedsbaserte gevinstene 12 prosent.

Tabell 6.1. Ulike valg av forutsetninger i de økonomiske beregningene

	Hovedalternativ	Alternativ 1 (nedre grense)	Alternativ 2 (øvre grense)
Verdien av sparte liv	Middels estimat i tabell 4.4	Nedre estimat i tabell 4.4	Øvre estimat i tabell 4.4
Verdien av sparte tilfeller av bronkitt/kronisk lungesykdom	Middels estimat i tabell 4.4	Nedre estimat i tabell 4.4	Øvre estimat i tabell 4.4
Diskonteringsrente pr. år	7,0 prosent		4,0 prosent
Justeringsrate pr. år av verdsettingsestimater	0 prosent		1995-2010: 1,5 prosent ^a 2010-2034: 1,0 prosent

^a Denne raten innebærer en justeringsfaktor på 1,25 i 2010.

Tabell 6.2. Samfunnsøkonomiske helsegevinster som følge av nytt veganlegg. Angitt som nåverdi i 2010, 1.000 1997-Nkr

	2010	2011	2012	2015	2020	2034	Totalt 2010-2034
Markedsbaserte gevinster							
Færre tapte timeverk	714	682	651	565	443	172	10.150
Færre liggedøgn	14	22	29	44	56	22	936
Totalt	728	704	680	610	499	193	11.086
Andre velferdsgevinster							
Sparte liv	5.563	13.173	19.763	34.383	24.515	9.507	483.967
Sparte tilfeller av bronkitt, barn	0	3.305	3.089	2.521	1.798	0	24.837
Sparte tilfeller av kronisk lungesykdom, voksne	0	4.129	3.859	3.150	2.246	0	31.031
Færre liggedøgn	17	27	35	54	69	27	1.145
Færre luftveissymptomer, barn	<1	<1	<1	<1	<1	<1	1
Totalt	5.580	20.634	26.747	40.109	28.627	9.534	540.982
Totale samfunnsøkonomiske gevinster	6.308	21.338	27.427	40.718	29.126	9.727	552.068

Den klart viktigste samfunnsøkonomiske gevinsten er verdien av sparte liv. Nåverdien utgjør 480 millioner kroner, som er nesten 90 prosent av de totale gevinstene. Av dette utgjør korttidseffekten av PM₁₀ og NO₂ henholdsvis 63 og 7 millioner kroner, mens langtidseffekten av redusert PM₁₀-konsentrasjon (fratrasket korttidseffekten) er beregnet til 415 millioner kroner i vårt hovedalternativ, det vil si 75 prosent av de totale gevinstene. Som vi så i tabell 5.2 slår de fysiske korttidseffektene ut likt hvert år, mens langtidseffekten først kommer gradvis fra og med 2011. Gevinsten av sparte liv i 2010 er dermed kun knyttet til korttidseffekter.

Gevinsten av redusert forekomst av bronkitt hos barn, og kroniske lungesykdommer generelt hos voksne, er også betydelig og utgjør totalt rundt 55 millioner kroner. Her kommer gevinsten utelukkende i perioden 2011-2020, da den fysiske effekten er antatt å komme.⁹ Den direkte velferdsgevinsten av færre liggedøgn utgjør ca. 1 million kroner, mens gevinsten av færre luftveissymptomer hos barn utgjør bare 1.000 kroner i beregningene (jf. diskusjonen i avsnitt 5.2).

Effektene av NO₂ er svært små i forhold til PM₁₀. Gevinstene av å redusere NO₂-konsentrasjonen utgjør 7 millioner kroner, eller 1,2 prosent. Av dette utgjør 99 prosent effekten på redusert dødelighet. Til en viss grad henger de relativt små effektene av NO₂ sammen med at den beregnede nedgangen i NO₂-konsentrasjon (justert for terskelverdi) er rundt en tredel av reduksjonen i konsentrasjonen av PM₁₀. Likevel er den klart viktigste årsaken at tilgjengelige dose-respons funksjoner for partikler er langt mer alvorlige enn de for NO₂. Som nevnt tidligere er ekspertene usikre på om dette svært skjeve forholdet er reelt, eller om det skyldes måleproblemer ved epidemiologiske studier.

Jeg vil nå vise hvilken betydning de enkelte forutsetningene har for sluttresultatet. I tabell 6.3 er de totale samfunnsøkonomiske gevinstene ved endrede forutsetninger sammenlignet med resultatet i det valgte hovedalternativ (som er 552 millioner kroner -

se tabell 6.2). I første kolonne i tabellen er det angitt hvilke(n) forutsetning(er) som er endret. Andre kolonne illustrerer effekten på sluttresultatet av å endre denne forutsetningen til det som blir kalt Alternativ 1 (som er nedre grense for forutsetningen¹⁰), mens tredje og fjerde kolonne viser effekten av å bruke Alternativ 2 (øvre grense) og 3. De alternative forutsetningene ble listet opp i tabell 5.1 og tabell 6.1. Den første del av tabellen nedenfor illustrerer betydningen av å endre en forutsetning om gangen, mens siste del tar for seg endringer i flere forutsetninger simultant.

Vi legger først merke til at hvorvidt man inkluderer institusjonene i kategori 3 i V-luft (sykehus, aldershjem etc.) eller ikke, har liten betydning for sluttresultatet i vår case-studie. Dette kan imidlertid være noe annerledes i andre veiprosjekter (se avsnitt 7.3). Andre forutsetninger om omregningsfaktorer, terskelverdier og effektestimater for NO₂ er heller ikke viktige for resultatet ettersom de kjente effektene av NO₂ er svært små i forhold til effektene av PM₁₀.

Tabell 6.3. Samfunnsøkonomiske gevinster ved alternative forutsetninger. Avvik i forhold til hovedresultat i tabell 6.2 (dvs. 552 millioner 1997-Nkr). Mill. 1997-Nkr

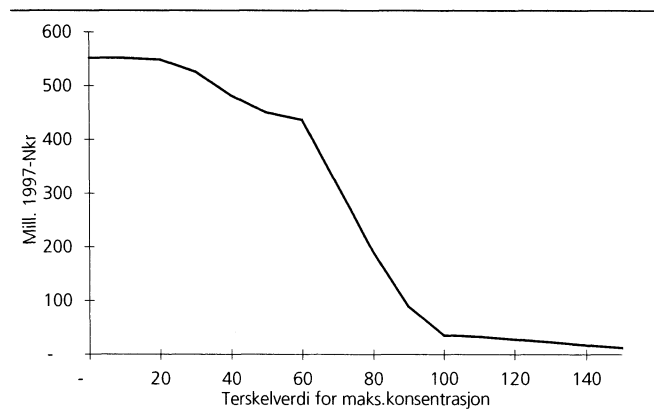
	Alt. 1 (nedre grense)	Alt. 2 (øvre grense)	Alt. 3
Enkeltvise forutsetninger			
Institusjoner	-21		
Terskel for PM ₁₀	-50		
Terskel for NO ₂		+2	
Omregningsfaktor for PM ₁₀	-194	+123	
Omregningsfaktor for NO ₂	-1	+1	
Korttidseffekter av PM ₁₀	-14	+15	
Langtidseffekter av PM ₁₀			
- på kroniske sykdommer	-59	+66	
Langtidseffekter av PM ₁₀			
- på dødelighet	-415	+157	-323
Effekter av NO ₂	-4	+4	
Verdien av sparte liv	-290	+726	
Verdien av sparte tilfeller av bronkitt/ kronisk lungesykdom	-25	+34	
Diskonteringsrente pr. år		+189	
Justeringsrate pr. år av verdsettingsestimater		+206	
Multiple forutsetninger			
Alle fysiske forutsetninger	-517	+426	
Alle økonomiske forutsetninger	-315	+1.925	
Alle forutsetninger	-536	+3.477	

⁹ Gevinsten verdsettes det året forekomsten reduseres, selv om effekten gjelder for flere år framover. Verdien som benyttes reflekterer derfor verdien av å unngå en kronisk sykdom i flere år framover (eventuelt resten av livet).

¹⁰ Betydningen av 'nedre' og 'øvre' er hele tiden knyttet til hvordan forutsetningen slår ut på de totale gevinstene av prosjektet.

Bruk av andre omregningsfaktorer mellom maksimal- og årsmiddelkonsentrasjon for PM₁₀ har imidlertid svært stor betydning. Valg av nedre grense reduserer de beregnede gevinstene med 35 prosent. En eventuell terskelverdi for PM₁₀ vil også kunne ha stor betydning for resultatet. I figur 6.1 er det vist hvordan sluttresultatet avhenger av valg av terskelverdi for PM₁₀. Vi ser at de samfunnsøkonomiske gevinstene varierer svært mye dersom man endrer terskelverdien for maksimalkonsentrasjonen (maksimal døgnmiddelkonsentrasjon) i intervallet mellom 60 og 100 µg/m³.¹¹ Nærmere undersøkelser av eksistensen av mulige terskelverdier for PM₁₀ er derfor viktig.

Figur 6.1. Sammenhengen mellom terskelverdi for PM₁₀ og de totale samfunnsøkonomiske gevinstene



Når vi ser på resultatet av å bruke nedre eller øvre estimater i dose-respons funksjonene for PM₁₀, legger vi først merke til at andre estimater for korttids-effektene gir liten endring. Dette skyldes delvis at langtidseffektene er antatt å være av større betydning, og delvis at usikkerheten ved estimatene for korttids-effekter er atskillig mindre enn hva gjelder estimatene for langtidseffekter. Nedre og øvre grense for langtidseffekten på kroniske sykdommer endrer resultatet med henholdsvis 11 og 12 prosent. Ved nedre grense antas ingen effekt, slik at dette resultatet er identisk med denne effektens andel av de totale gevinstene.

Den største reduksjonen i samfunnsøkonomiske gevinster får vi ved å endre forutsetningen om langtidseffekten av PM₁₀ på dødelighet. Nedre grense er her en antakelse om ingen effekt, som medfører at resultatet reduseres til en fjerdedel. Alternativ 3 gir også en større reduksjon enn noen annen enkeltfaktor. Dette alternativet antar ingen retur av risiko og 25 års akkumulering for lunge-hjerte-*kar*, og 30 års latenstid for lungekreft (SFT 1998). Nye vurderinger omkring denne dose-respons funksjonen kan derfor ha stor betydning for den totale gevinsten av prosjektet.

Resultatene er naturlig nok svært følsomme for andre verdier av et statistisk liv, og den største gevinstøkningen i første del av tabell 6.3 fås ved å bruke øvre grense for denne verdien. Anbefalte nedre og øvre grenser fra NOU 1998:16 gir henholdsvis en halvering og mer enn fordobling av de totale samfunnsøkonomiske gevinstene. Endring i verdien av et statistisk tilfelle av kronisk sykdom gir langt mindre effekt. Dette skyldes delvis at denne effekten har mindre betydning enn effekten på dødelighet, men det henger også sammen med at usikkerhetsintervallet for verdsettingsestimatet (som er hentet fra EPA (1995)) er mindre.

I hovedalternativet ble det brukt en diskonteringsrente på 7 prosent, som til nå har vært vanlig praksis ved offentlige prosjekter. I avsnitt 4.3 ble det imidlertid argumentert for at en rente på 4 prosent ville være mer i tråd med anbefalingene i Kostnadsberegningssutvalget (NOU 1998:16) (etter forfatterens mening). Fra tabell 6.3 ser vi at en slik rente ville ha økt de samfunnsøkonomiske gevinstene med rundt en tredel. Dette illustrerer hvor utslagsgivende valg av diskonteringsrente er i prosjekter med langsiktige virkninger. Forutsetningen om å justere verdsettingsestimatene i lys av økonomisk vekst har også stor betydning; dersom estimatene justeres proporsjonalt med BNP pr. innbygger, stiger gevinstene med nesten 40 prosent.

Til nå har vi studert effekten av å endre enkeltvis forutsetninger. Dersom vi ser på alle fysiske effekter under ett, og antar først nedre grense for alle disse forutsetningene, finner vi at gevinsten reduseres med hele 94 prosent. Dersom vi alternativt velger øvre grense for alle fysiske forutsetninger, øker gevinsten med 77 prosent. Nedre grense for alle økonomiske forutsetninger reduserer gevinsten med 57 prosent, mens øvre grense gir en voldsom økning på 350 prosent. Vi ser altså at de fysiske effektene har størst usikkerhet nedover, mens de økonomiske variablene har størst usikkerhet oppover. Dette henger sammen med vanskelighetene med å påvise fysiske sammenhenger som gjør at nedre grense for estimatene ofte er nær null. Det er mindre usikkerhet knyttet til om faktiske helseskader er en stor kostnad for samfunnet eller ikke. Her er usikkerheten ofte større den andre veien - særlig i forhold til verdsetting av liv.

Dersom vi er ekstremt forsiktige og velger alternativ 1 for alle forutsetningene, har vi redusert gevinsten til 3 prosent av det opprinnelige. Motsatt, hvis vi velger alternativ 2 for alle forutsetningene, blir gevinstene mer enn sju-doblet. Sjansen for at et av disse to scenariene skal være reell er imidlertid særdeles liten.

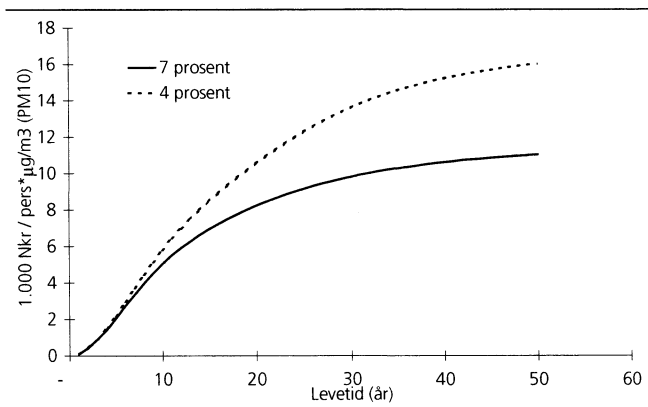
Til slutt kan det være interessant å generalisere resultatene ved å beregne den samfunnsøkonomiske gevinsten pr. redusert enhet årsmiddelkonsentrasjon (justert for eventuell terskelverdi) av PM₁₀ eller NO₂ pr.

¹¹ Dette svarer til årsmiddelkonsentrasjoner på 13,7 og 22,9 µg/m³ i beregningene.

person. Denne vil nemlig være uavhengig av hva slags prosjekt det dreier seg om, så lenge prosjektets levetid er 25 år og det benyttes faste priser over hele tidsperioden. Forutsetningene som er valgt må selvsagt også være de samme (gjelder hovedalternativene for dose-respons funksjoner, se tabell 5.1, og for økonomiske parametre, se tabell 6.1). Gevinsten pr. $\mu\text{g}/\text{m}^3$ reduksjon i PM_{10} (årsmiddelkonsentrasjon) pr. person er beregnet til 9.155 1997-Nkr, mens gevinsten pr. $\mu\text{g}/\text{m}^3$ reduksjon i NO_2 (årsmiddelkonsentrasjon) pr. person beregnes til 358 1997-Nkr.

I figur 6.2 er det illustrert hvilken betydning levetida for prosjektet har for resultatet for PM_{10} , og det er også vist hvilken effekt en lavere diskonteringsrente kan ha (4 prosent). Vi ser tydelig at levetida har større betydning jo lavere diskonteringsrenta er. Ved 7 prosent rente har økt levetid *utover* 25 år relativt liten betydning for resultatet. En dobling av levetida øker gevinsten pr. $\mu\text{g}/\text{m}^3$ pr. person til vel 11.000, mens en levetid på 100 år gir en gevinst på vel 11.400. Ved 4 prosent rente har levetida naturlig nok større betydning - 25 års levetid gir en gevinst pr. $\mu\text{g}/\text{m}^3$ pr. person på ca. 12.300, mens en dobling av levetida øker gevinsten til omtrent 16.000 (100 års levetid gir gevinst på ca. 16.800).

Figur 6.2. Gevinst pr. $\mu\text{g}/\text{m}^3$ reduksjon i PM_{10} (årsmiddelkonsentrasjon) pr. person ved ulike levetider for prosjektet og ulik diskonteringsrente



7. Diskusjon av skadefunksjonsmetoden i Norge

7.1. Styrker og svakheter

Den største fordelen ved skadefunksjonsmetoden er at den forsøker å verdsette effekter som faktisk forventes å skje som følge av en endring i luftforurensningen. Metoden tar sikte på å bruke vitenskapelige resultater om fysiske sammenhenger så langt det er mulig, for deretter å verdsette de fysiske effektene som oppstår. Det vil si at man søker mest mulig fysisk informasjon før man starter å verdsette. Metoden er gjennomiktig i det man hele tiden er klar over hva man verdsetter, og kan gjøre endringer i valg av verdsettingsestimater dersom man finner det for godt.

Som nevnt innledningsvis baserer Vegdirektoratet seg i dag på resultater fra en samvalgsanalyse utført av TØI (Sælensminde og Hammer 1994), der man forsøker å avdekke betalingsvilligheten til befolkningen i Oslo og Akershus for reduksjoner i blant annet lokal luftforurensning. I forbindelse med undersøkelsen ble utvalget forelagt ulike helseeffekter som forurensningen kan medføre. Det ble imidlertid ikke antydning noe om *størrelsen* på risikoen, og risikoen for framskyndet dødelighet ble ikke nevnt eksplisitt (kreft ble imidlertid nevnt). Det er derfor tvilsomt om det enkelte individ har en klar forventning om hvilken helserisiko forurensningen er forbundet med når det skal gi respons på spørsmålene/valgene i undersøkelsen. Betalingsvilligheten kan dessuten være preget av oppmerksomheten omkring luftforurensningen i media, slik at resultatene vil avhenge av når studien utføres. Uansett, selv om mangel på (eller skjev) informasjon ikke hadde vært noe problem, er det svært uklart hvordan man skal forholde seg til anslag på betalingsvillighet for redusert luftforurensning, etter som den vitenskapelige erkjennelsen (dose-respons funksjoner) endrer seg. I skadefunksjonsmetoden baserer man seg i stedet på befolkningens betalingsvillighet for *bedre helse*, noe som er mer konkret og stabilt for det enkelte individ. Resten overlates til vitenskapelige studier av årsakssammenhenger. Metoden kan videre lett oppdateres når nye dose-respons funksjoner blir etablert. Dette illustrerer det store fortrinnet til skadefunksjonsmetoden.

Et annet problem ved anvendelsen av resultatene til Sælensminde og Hammer (1994) er at de er relatert til ulike *prosentvise* reduksjoner i forurensningsnivået. Ettersom en gitt prosentvis reduksjon vil ha større effekt jo høyere forurensningsnivået er i utgangspunktet, velger de å fordele betalingsvilligheten på antall plagede i området som er undersøkt.¹² Selv om dette kan være en hensiktsmessig måte å bruke resultatene på, er det vanskelig å forholde seg til en så upresis og subjektiv vurdering som hvorvidt man er plaget eller ikke. Konsentrasjonen av forurensning er en objektiv og trolig bedre indikator for den faktiske helserisikoen.

Framstillingen over viser tydelig at skadefunksjonsmetoden er å foretrekke *dersom man har tilstrekkelig vitenskapelig kunnskap om de fysiske sammenhenger*. For et tiår siden ville konklusjonen her trolig vært at kunnskapen var for mangelfull, og dette var også vurderingen i rapporten fra TØI, nemlig at "dose-respons sammenhengene mht skader og sykdom foreløpig er for dårlig dokumentert til at de kan inngå i nytte/kostnadsanalyser" (Sælensminde og Hammer 1994). I dag har man kommet atskillig lenger, noe som er dokumentert tidligere i rapporten. Fortsatt er det imidlertid mye usikkerhet. Det man først og fremst må vurdere er om de foreliggende dose-respons funksjonene gir et rimelig bilde av problemets omfang. Hvis det er slik at ekspertene på feltet har en formening om at de faktiske helseeffektene er langt mer alvorlige enn det man har klart å *dokumentere*, er det grunn til å frykte at metoden kan undervurdere gevinstene ved forurensningsreduksjoner i urimelig stor grad.¹³ En tett kontakt med Folkehelse eller SFT kan imidlertid bøte på dette eventuelle problemet.

Etter min oppfatning er det på denne bakgrunn flest fordeler knyttet til skadefunksjonsmetoden, ikke minst fordi den er gjennomiktig og enkelt kan forbedres

¹² Vegdirektoratet har i stedet valgt å fordele betalingsvilligheten på antall sterkt plagede.

¹³ En sammenligning av resultatene i denne rapporten med resultatene basert på metoden som brukes i Vegdirektoratet i dag, tyder iallfall på at befolkningen ikke hadde en slik formening på begynnelsen av 90-tallet.

etter hvert som ny kunnskap akkumuleres. Det er imidlertid viktig å forholde seg aktivt til metoden og de forutsetninger og usikkerheter som ligger bak resultatene.

7.2. Bruk av dose-respons funksjoner i Norge

Et viktig spørsmål er om dose-respons funksjoner observert i en konkret befolkning, kan overføres og anvendes på andre befolkningsgrupper. Kan de omtalte sammenhengene, som i stor grad baserer seg på studier i USA, knyttes til forurensningssituasjonen i Norge?

Et sentralt moment er selvsagt hvordan den faktiske eksponeringen av luftforurensning er. I denne studien er maksimalkonsentrasjoner blitt omregnet til årsmiddelkonsentrasjoner ettersom dose-respons funksjonene er lineære funksjoner av middelkonsentrasjonene. Det kan imidlertid diskuteres hvorvidt gjennomsnittskonsentrasjonen er en god indikator. Dersom befolkningen i en stor del av tida befinner seg innendørs, og innelufta i liten grad er påvirket av variasjoner i utelufta, er det rimelig at effektene på helsa blir mindre enn om det motsatte er tilfellet (uklart hvordan dette slår ut i Norge). Det er også sannsynlig at befolkningens bevegelsesmønstre i forhold til store utslippskilder (for eksempel langs sterkt trafikkerte veier) er av betydning. Videre kan det tenkes at det først og fremst er dagene med høy forurensning som er viktige, og ikke middelverdien over året. I så fall må det forutsettes at forholdet mellom disse to er rimelig systematisk. Dette er uproblematisk i denne studien, siden utgangspunktet for beregningene er maksimalkonsentrasjoner fra V-luft. Uansett, det at man i så stor grad finner signifikante resultater med bruk av middelverdier, tyder på at denne indikatoren er tilfredsstillende.

I denne rapporten kommer PM_{10} ut som den klart viktigste komponenten, ettersom det i mange studier ser ut til å være en signifikant statistisk sammenheng mellom denne komponenten og flere alvorlige helseeffekter. Ekspertene er imidlertid noe usikre på om PM_{10} virkelig er den utløsende årsak til disse effektene, eller om den mer fungerer som en indikator for forurensningssituasjonen i de berørte byer. Dersom det siste er tilfellet, vil en ensidig fokusering på PM_{10} kunne gi opphav til uheldige konklusjoner. Sammenstillingen av luftforurensningen er imidlertid forholdsvis lik i ulike byer, i og med at forbrenning av fossile brenslere er en sentral bidragsyter. Tiltak mot PM_{10} vil derfor i mange tilfeller også redusere andre komponenter (gjelder ikke tiltak mot oppvirvling av veistøv som for eksempel piggdekkrestriksjoner). Dette gjelder blant annet ved nye veganlegg. Det må også understrekes at det er liten tvil om at PM_{10} uansett er en komponent som gir økt risiko for helseskader. Spørsmålet er i hvor stor grad andre komponenter også spiller inn.

Det er grunn til å anta at sammenhenger som beskriver biologiske responser, slik som dødelighet, i større grad vil samsvare mellom befolkningsgrupper enn sammenhenger som beskriver sosiale responser, som sykefravær og sykehusinnleggelse (EC 1995). Det kan for eksempel være grunn til å anta at terskelen for flere av de sosiale responsene er lavere i velferdsstaten Norge enn i USA, der sykdom i større grad går ut over den personlige økonomien. Dette trekker i retning av at funksjonene undervurderer effekten i Norge.

Et sentralt spørsmål i forbindelse med overføring av dose-respons funksjoner til norske forhold er spørsmålet om terskelverdier, noe vi har diskutert over. Dersom studiene som er referert er foretatt i områder med høyere forurensningsnivåer enn de nivåene man har ved det aktuelle vegprosjektet, må man diskutere om funksjonene er gyldige utenfor det undersøkte forurensningsintervallet. Tidligere har man ment at det eksisterer konkrete terskelverdier, slik at det ikke er helsefare forbundet med konsentrasjoner under disse verdiene. Nå går imidlertid trenden internasjonalt mer og mer bort fra konkrete terskelverdier i en populasjon, spesielt for partikler. 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 partikkelkonsentrasjon og dødelighet ved konsentrasjoner godt under tidligere etablerte grenseverdier. Det har blant annet ført til at WHO (1997) ikke lenger vil anbefale noen grenseverdi for partikler.

Som indikert over, er det mange usikkerhetsmomenter som spiller inn. Man må derfor spørre seg om det er tilrådelig å anvende dose-respons funksjonene på norske forhold. Det vil alltid være et spørsmål om hvor mye forenkling som er forsvarlig. Dersom man er oppmerksom på usikkerheten i den slags beregninger, kan det imidlertid hevdes at resultatene bidrar til å øke kunnskapen om hvilken størrelsesorden man må forvente at helseeffektene har. Anvendelse av dose-respons funksjoner er etter hvert blitt utbredt både i USA og EU. Studier som EC (1995), ORNL/RFF (1994) og EPA (1995), som i kraft av sitt omfang og sine oppdragsgivere har stor internasjonal tyngde, har gitt økt aksept for den type analyse.

Selv om dose-respons funksjonene anvendes på norske forhold, må usikkerhetsaspektet hele tiden være framtrødende i forståelsen av resultatene. I en del tilfeller er det imidlertid vanskelig å kvantifisere usikkerhetsintervaller. En mulig tilnærming er å utføre meta-analyser av de studiene som foreligger. Dette krever blant annet at det eksisterer tilstrekkelig mange studier av samme helseeffekt, og at utvalget ikke anses å være for skjevt. For sammenhengen mellom korttidseksponering for PM_{10} og dødelighet er dette i

stor grad tilfredsstilt, og det er utført flere meta-analyser av denne relasjonen (jf. WHO (1997)).

7.3. Anvendelse på vegprosjekter i mindre tettbygde strøk

I utgangspunktet er det ingenting i veien for å bruke skadefunksjonsmetoden i andre deler av landet, også i mindre tettbygde strøk, så lenge man er spesielt oppmerksom på mulige terskelverdier. For NO₂ har det i denne rapporten vært antatt en terskelverdi lik 100 µg/m³ (SFTs luftkvalitetskriterium), mens det for PM₁₀ ikke har vært brukt noen terskel (det vil si en terskelverdi lik 0), som er WHO's (1997) anbefaling. Hvilken terskelverdi som bør brukes er imidlertid usikkert. Vi så samtidig at resultatene av å øke terskelverdien for PM₁₀ kunne slå sterkt ut dersom den ble tilstrekkelig høy (det vil si over 60 µg/m³). Ved vegprosjekter i mindre tettbygde strøk vil dette trolig slå ut ved enda lavere verdier fordi en større andel av boenhetene vil ha maksimalkonsentrasjoner som er forholdsvis lave. Inntil nye anbefalinger eventuelt skulle komme fra WHO eller Folkehelse, bør imidlertid terskelverdiene som er brukt i denne rapporten kunne brukes generelt i forbindelse med vegprosjekter, også i mindre tettbygde strøk.

Et moment som så vidt har vært nevnt tidligere i rapporten, er at metoden kobler eksponeringen for luftforurensning mot bostedet til befolkningen. Mye av eksponeringen skjer imidlertid andre steder, som til og fra arbeidsplass etc. I denne case-studien har det vært antatt at området som berøres er en passe blanding av bo- og arbeidsteder, slik at dette problemet anses å være lite. I forbindelse med mindre prosjekter eller prosjekter i mindre tettbygde strøk, bør det imidlertid vurderes om området er spesielt 'bostedsintensivt' eller ikke. Dersom området for eksempel i stor grad består av arbeidsplasser, skoler og andre steder der folk oppholder seg på dagtid, vil metoden undervurdere eksponeringen. Dette kan til en viss grad ordnes ved at V-luft modellen inkluderer institusjoner som skoler, sykehus etc. Vanlige arbeidsplasser er imidlertid ikke med i modellen. Hvis området som berøres er et boligfelt, vil metoden trolig overvurdere eksponeringen. Konkret kan denne skjevheten kompenseres ved å skalere opp eller ned resultatene man kommer fram til.

8. Konklusjoner

Utgangspunktet for denne rapporten har vært å presentere skadefunksjonsmetoden for et konkret vei-prosjekt. Metoden har i dette tilfellet blitt brukt til å beregne samfunnsøkonomiske gevinster av færre helseskader ved redusert luftforurensning. Slutt-resultatet er i denne sammenheng mindre viktig, selv om størrelsesorden gir en indikasjon på hvor store gevinstene kan være. Nedenfor gis en kort oppsummering av hvilke faktorer som har pekt seg ut som spesielt viktige i beregningene, og hva ulike forutsetninger betyr for resultatet. Deretter følger anbefalinger om bruk av metoden, og en oversikt over hva som bør gjøres før og etter metoden eventuelt tas i bruk.

8.1. Oppsummering av de viktigste faktorene

For det første ble det konstatert at utfra gjeldende dose-respons funksjoner er PM_{10} en mye viktigere komponent enn NO_2 . Det har imidlertid vært påpekt tidligere i rapporten at dette kan skyldes måleproblemer i epidemiologiske studier. Før dette eventuelt blir bekreftet gjennom vitenskapelig dokumentasjon, vil det være naturlig å fokusere mest på partikler. De funksjonene som er viktigst er i første rekke sammenhengen mellom langtidseksponering for PM_{10} og dødelighet, og dernest korttidseffekten av PM_{10} på dødelighet og langtidseffekten av PM_{10} på kroniske lungesykdommer. Den første sammenhengen er riktignok ekstra usikker, og det er uklart hvordan effekten slår ut over tid. Forutsetningene man gjør her er helt utslagsgivende for resultatet. Når det gjelder markedsbaserte kostnader, er det i første rekke effekten på utførte timeverk som er av betydning.

Resultatene viste videre at omregningsfaktoren mellom maksimalkonsentrasjon og årsmiddelkonsentrasjon er viktig, særlig for PM_{10} . Nedre og øvre grense for denne faktoren gir svært ulike resultater. En eventuell terskelverdi for PM_{10} vil også kunne ha stort utslag på resultatene. Flertallet av boenhetene som berøres mest, ligger i områder der maksimalkonsentrasjonen er mellom 60 og 100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, slik at å variere terskelverdien innenfor dette intervallet gir stor variasjon i

resultatene. Både WHO og Folkehelse har imidlertid presisert at dose-respons funksjonene som foreligger for partikler gir liten grunn til å anta en slik terskelverdi.

I de økonomiske beregningene ble det klart at valg av verdsetting av et statistisk liv naturlig nok var svært avgjørende. Her er spennet mellom nedre og øvre estimat svært stort. En annen viktig faktor som alltid er viktig i prosjekter med framtidige kostnader eller gevinster, er diskonteringsrenta. En eventuell justering av verdsettingsestimatene vil også ha relativt stor betydning.

8.2. Anbefalinger om bruk av metoden

På bakgrunn av diskusjonen i kapittel 7 anbefaler jeg skadefunksjonsmetoden til bruk på vegprosjekter i Norge. Etableringen av dose-respons funksjoner for ulike helseeffekter de siste årene har gjort denne anbefalingen mulig. Sammenlignet med eksisterende metode tar skadefunksjonsmetoden sikte på å verdsette helseskader som forventes å skje utfra vitenskapelig kunnskap, i motsetning til å la befolkningens egen vurdering av risiko på et bestemt tidspunkt være avgjørende.

Selv om rapporten har vist at spriket i resultatene kan være svært stort for ulike valg av forutsetninger, gir metoden gode muligheter for brukeren til selv å vurdere hva som ligger bak spriket. Metoden er slik sett gjennomslutlig. Etter hvert som ny vitenskapelig kunnskap blir tilgjengelig, kan forskjellen mellom nedre og øvre grense reduseres ved at de ulike funksjonene og estimatene blir mindre usikre. Det er også mulig å legge til rette for at den enkelte beslutnings-taker kan forholde seg aktivt til de enkelte forutsetningene, dersom resultatene presenteres detaljert nok. Dette kan for eksempel gjelde verdien av et statistisk liv, der verdsettingen er spesielt vanskelig.

For å sikre kostnadseffektivitet er det viktig at samme metode benyttes i alle offentlige konsekvensutredninger der luftforurensningen berøres. Det gjelder for

eksempel kollektivinvesteringer, bruk av veiprising eller avgifter på drivstoff, i tillegg til vegprosjekter.¹⁴ Vurdering av hvilken metode som egner seg best bør derfor ikke gjøres uten kontakt med andre offentlige samferdsels- og forurensningsorganer. Dersom skadefunksjonsmetoden tas i bruk, er det videre viktig at de samme forutsetningene legges til grunn i ulike prosjekter (med mindre det er saklige grunner til å velge forskjellig). Dette gjelder særlig dersom de ulike prosjektene er alternativer til hverandre, og helsegevinstene kan være utslagsgivende i beslutningene.

Før skadefunksjonsmetoden eventuelt tas i bruk, må følgende forhold avklares:

- Omregningen fra maksimalkonsentrasjon til årsmiddelkonsentrasjon er usikker, og framgangsmåten som ble brukt her er kun foreløpig. Det må etableres en fast prosedyre for denne omregningen, og det er en stor fordel om NILU kan komme med konkrete anbefalinger på dette feltet.
- Resultatene i denne case-studien gjelder kun de som bor i nærheten av det aktuelle veiprojektet. Det er grunn til å tro at prosjektet vil medføre effekter også lenger unna. I framtidige studier bør man gjøre vurderinger av hvordan veiprojektet vil endre veitrafikkvolumet generelt, og hvilke effekter dette har på luftforurensningen utenfor V-luft modellens nedslagsfelt.

Det vil være viktig med jevnlig kontakt med NILU for å få fortløpende kjennskap til endringer som angår det første punktet over. Videre bør man ha tilsvarende kontakt med Folkehelsa for å få oppdatert dose-respons funksjonene og tolkningen av dem, blant annet i forhold til valg av eventuell terskelverdi. I beregningene kan denne være knyttet til enten maksimalkonsentrasjon eller beregnet årsmiddelkonsentrasjon. De økonomiske faktorene bør også gjennomgås regelmessig av fagøkonomer, men trolig mindre hyppig enn dose-respons funksjonene.

¹⁴ I Rosendahl (1996) ble det beregnet en samfunnsøkonomisk ekstern kostnad ved dieselbruk i Oslo på mellom 3 og 7 kroner pr. liter. Dersom de samme forutsetningene som ligger til grunn for hovedalternativet i denne rapporten hadde vært brukt, ville kostnaden blitt flere ganger så stor. Det samme gjelder for bruk av piggdekk. En akseptering av hovedalternativet i denne rapporten ved nytte-kostnadsanalyser av offentlige tiltak tilsier dermed at det vil være kostnadseffektivt å ilegge svært høye avgifter på bruk av diesel og piggdekk i større byer.

Referanser

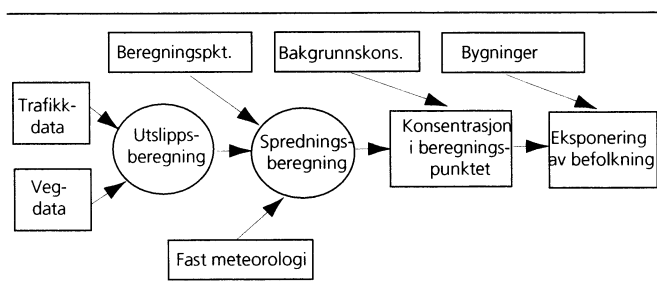
- Abbey, D.E., M.D. Lebowitz, P.K. Mils, F.F. Petersen, W.L. Beeson og R.J. Burchette(1993): Long-Term Ambient Concentrations of Particulates and Development of Chronic Disease in a Cohort of Nonsmoking California Residents, *Inhalation Toxicology* **7**, 19-34.
- AEA (1999): *Economic Evaluation of Proposals Under the UNECE Multi-effects and Multi-pollutant Protocol*, rapport bestilt av European Commission DG XI for UNECE/TFEAAS, AEA Technology, Januar 1999.
- Alfsen, K., T. Bye og E. Holmøy (red.) (1996): *MSG-EE: An Applied General Equilibrium Model for Energy and Environmental Analyses*, Sosiale og Økonomiske Studier 96, Statistisk sentralbyrå.
- Bye, B. (1998): Labour Market Rigidities and Environmental Tax Reforms: Welfare Effects of Different Regimes, Discussion Papers No. 242, Statistisk sentralbyrå.
- Dowrick, S, Y. Dunlop og J. Quiggin (1998): The Cost of Life Expectancy and the Implicit Social Valuation of Life, *Scandinavian Journal of Economics* **100** (4), 673-691.
- EPA (Environmental Protection Agency) (1995): *Human Health Benefits From Sulfate Reductions Under Title IV of the 1990 Clean Air Act Amendments*, Endelig rapport, November 10, 1995.
- EC (1995): *Externalities of Fuel Cycles, ExternE Project*, European Commission DG XII (Joule Programme), Report Number 2, Coal Fuel Cycle.
- EC (1997): *Economic evaluation of air quality targets for SO₂, NO_x, PM₁₀ and Pb*, European Commission DG XI, Oktober 1997.
- Friedrich, R., P. Bickel og W. Krewitt (red.) (1998): *External costs of transport*, Institute für Energie-wirtschaft und Rationale Energieanwendung (IER), Universität Stuttgart, Forschungsbericht Band 46, April 1998.
- Hagen, L.O. (1993): *Estimering av årsmiddelverdier av NO₂, PM_{2,5} og PM₁₀ i luft*, NILU OR 54/93, Norsk Institutt for Luftforskning.
- Hagen, L.O. og S. Larsen (1998): *Omregning av EU-kommisjonens forslag til nye grenseverdier, fra prosentilverdier til maksimalverdier*, NILU OR 14/98, Norsk Institutt for Luftforskning.
- Hansen, A. og H. Selte (1997): Air Pollution and Sick-leaves - is there a Connection? A Case Study using Air Pollution Data from Oslo, Discussion Papers 197, Statistisk sentralbyrå.
- Jones-Lee, M.W., M. Hammerton og P.R.Philips (1985): The Value of Safety: Results of a National Sample Survey, *The Economic Journal* **95** (March), 49-72.
- Navrud, S. (1997): *Luftforurensninger - effekter og verdier (LEVE). Betalingsvillighet for å unngå helseeffekter, støy og forsuring*, SFT-rapport 97:14, Statens forurensningstilsyn.
- NERA (1997): *Valuation of deaths from air pollution*, rapport for Department of Environment, Transport and the Regions (Storbritannia), National Economic Research Associates (NERA), September 1997, London.
- NOU (1997:27): *Nytte-kostnadsanalyser - Prinsipper for lønnsomhetsvurderinger i offentlig sektor*, Finans- og tolldepartementet.
- NOU (1998:16): *Nytte-kostnadsanalyser - Veiledning i bruk av lønnsomhetsvurderinger i offentlig sektor*, Finans- og tolldepartementet.
- ORNL/RFF (Oak Ridge National Laboratory and Resources for the Future) (1994): *External Costs and Benefits of Fuel Cycles*, A Study by the U.S. Department of Energy and the Commission of the European Communities, Oak Ridge, TN.

- Ostro, B. (1987): Air Pollution and Morbidity Revisited: A Specification Test, *Journal of Environmental Economics and Management* **14**, 87-98.
- Pearce, D. og T. Crowards (1996): Particulate Matter and Human Health in the United Kingdom, *Energy Policy* **24**, 609-620.
- Rosendahl, K.E. (1996): *Helseeffekter av luftforurensning og virkninger på økonomisk aktivitet. Generelle relasjoner med anvendelse på Oslo*, Rapporter 96/8, Statistisk sentralbyrå.
- Rosendahl, K.E. (red.) (1998): *Social Costs of Air Pollution and Fossil Fuel Use - A Macroeconomic Approach*, Sosiale og økonomiske studier **99**, Statistisk sentralbyrå.
- 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.
- SFT (1998): Helsevirkninger av svevestøv, Notat 05.10.98, med vedlegg skrevet av Folkehelse.
- St. meld. nr 4 (1996-97): *Langtidsprogrammet 1998-2001*, Finans- og tolldepartementet, 1997.
- Statistisk sentralbyrå (1995): *Pasientstatistikk 1993*, NOS C 231.
- Statistisk sentralbyrå (1996): *Pasientstatistikk 1994*, NOS C 259.
- Statistisk sentralbyrå (1998): *Statistisk årbok 1998*, NOS C 463.
- Sælensminde, K. og F. Hammer (1994): *Verdsetting av miljøgoder ved bruk av samvalganalyse*, TØI rapport 251/1994, Transportøkonomisk institutt.
- Touloumi, G. og K. Katsouyanni (1996): Short-term effects of ambient nitrogen dioxide and ozone exposure on mortality and morbidity: results from the APHEA project. I Health effects of ozone and nitrogen oxides in an integrated assessment of air pollution; Proceedings fra ECE og WHO workshop, Eastbourn UK, 1996.
- Vegdirektoratet (1998): VSTØY/VLUFT 4.1. Brukerveileder, MISA 98/03, Vegdirektoratet.
- Walker, S.E. (1997): *Beregning av personvektet årsmiddelskonsentrasjon i Oslo av $PM_{2.5}$, PM_{10} og NO_2* , NILU OR 3/97, Norsk Institutt for Luftforskning.
- WHO (1997): Air Quality Guidelines for Europe 1996. Particulate matter, World Health Organization (WHO), September 1997.

Kort beskrivelse av luftforurensningsmodellen V-luft ¹⁵

V-luft er en beregningsmodell for luftforurensning som eies av NILU og Vegdirektoratet. Modellen beregner konsentrasjoner av NO₂ og PM₁₀ ved vegen eller ved boligfasader. Modellen krever en del inngangsdata, blant annet trafikkmengde på vegen, tungtrafikkandel, vegens bredde, vegens stigning, kjøretøyenes hastighet, bygningenes avstand til vegen m.v. En oversikt over modellens virkemåte er gitt i figur A1.

Figur A1. Oversikt over V-lufts beregningsmodell



Modellen beregner et tenkt verstetilfelle (maksimalkonsentrasjon) hvor det er dårlige spredningsforhold. Den tar hensyn til rushtrafikk og kaldstartandeler i bygater. For å finne total forurensning langs den valgte vegen legges det til et forurensningsbidrag fra omgivelsene (såkalt bakgrunnsforurensning). Bakgrunnsforurensningen er gitt ut fra hvilket fylke og hva slags sone (største by, tettsted, landlig) vegen ligger i, og hva slags områdetype det er (tett bebygd, middels tett, spredt bebygd).

¹⁵ Dette vedlegget er skrevet av Vegdirektoratet.

Basisrisiko i befolkningen

For å benytte dose-respons funksjonene trengs kjennskap til basisrisikoen i befolkningen for de ulike helseeffektene. Disse er vist i tabell B1 sammen med kildehenvisning. I en del tilfeller bygger risikodataene på utenlandske kilder (WHO eller EC), slik at den riktige basisrisikoen i den norske befolkningen kan være noe annerledes. I andre tilfeller er det brukt data gjeldende for Oslo.

Tabell B1. Basisrisiko for helseeffekter i befolkningen

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

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

Sammenhengen mellom begrensede aktivitetdager og utførte timeverk

En av dose-respons funksjonene i tabell 4.2 gjaldt effekter på begrensede aktivitetdager (BAD). Jeg vil nå kort beskrive sammenhengen mellom disse og utførte timeverk (se forøvrig Rosendahl (1996)). Betegnelsen BAD beskriver både dager med store begrensninger i aktiviteten (som vil forårsake sykefravær dersom det skjer på en arbeidsdag) og mindre begrensninger i aktiviteten (som vil forårsake lavere effektivitet hvis det er en arbeidsdag). Ifølge ORNL/RFF (1994) er fordelingen mellom disse to henholdsvis 62 og 38 prosent. Dersom man antar at effektiviteten reduseres med 10 prosent ved mindre begrensninger i aktiviteten (og 100 prosent ved sykefravær), vil en gjennomsnittlig BAD redusere effektiviteten med 66 prosent ($0,62 \cdot 100 + 0,38 \cdot 0,10$).

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

Oversikt over beregningene i regneark-bok

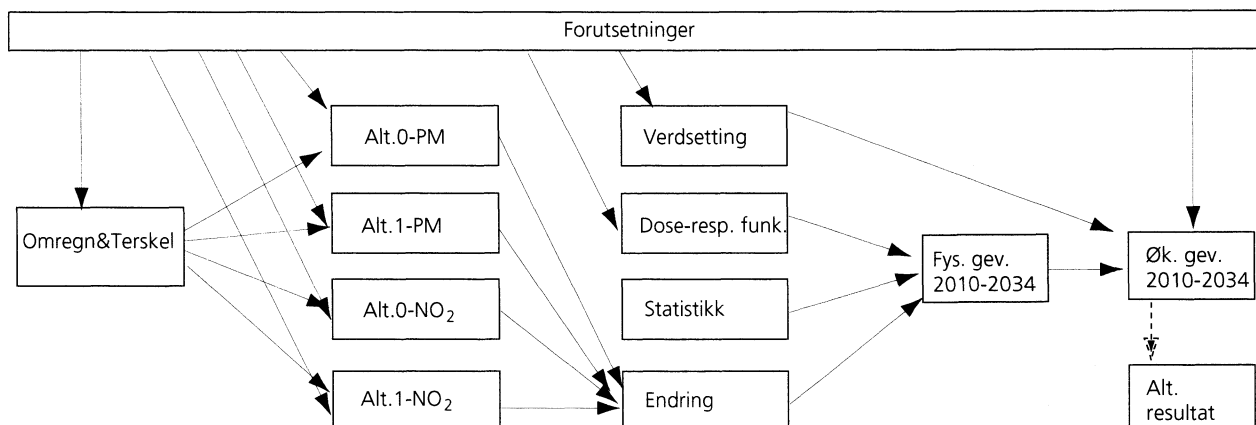
I figur D1 er det vist skjematisk hvordan beregningene utføres i regneark-boka "Beregn.xls". Arket 'Forutsetninger' inneholder alle valgene mellom hovedalternativ og alternativ 1, 2 og 3 som angitt i rapporten. Endringer her får automatiske konsekvenser i resten av fila. Arkene 'Alt.0-PM', 'Alt.1-PM', 'Alt.0-NO₂' og 'Alt.1-NO₂' inneholder fordelingen av boenheter og institusjoner på maksimalkonsentrasjoner. Ved hjelp av omregningsfaktorer som ligger i arket 'Omregn&Terskel' beregnes årsmiddelkonsentrasjon for hver enhet maksimalkonsentrasjon, og videre gjennomsnittlig konsentrasjon for befolkningen i området. Evt. terskel, som også er lagt i arket 'Omregn&Terskel', tas hensyn til. Differansen mellom de to veialternativene beregnes i arket 'Endring'. Siden befolkningsstørrelsen inngår i alle dose-respons funksjonene, ganges denne umiddelbart med endret konsentrasjon i samme arket.

I arket 'Dose-resp.funk.' ligger alle dose-respons funksjonene som brukes, med både middels, nedre og øvre estimat. Når f.eks. nedre estimat velges i arket 'Forutsetninger', endres dette automatisk i arket 'Dose-resp.funk.' Presise kildehenvisninger er også angitt i dette arket. I arket 'Statistikk' ligger alle basisrisikoene og annen statistikk som er nødvendig for beregningene. Her er også kildene angitt. Arket 'Verdsetting' inneholder verdsettingsestimater for helseeffektene, inkl. nedre og øvre estimater og kildehenvisninger. Andre økonomiske faktorer er også lagt inn her. Endringer i arket 'Forutsetninger' slår også her ut automatisk.

Arket 'Fys.gev.2010-2034' beregner de fysiske effektene i hvert år i perioden 2010-2034, på basis av arkene 'Endring', 'Dose-resp.funk.' og 'Statistikk'. I arket 'Øk.gev.2010-2034' beregnes endelig nåverdien av de økonomiske effektene i hvert år på basis av de fysiske effektene i 'Fys.gev.2010-2034', de økonomiske parameterne i 'Verdsetting' og valg av alternativ for langtidseffekt på dødelighet i 'Forutsetninger'.

Arket 'Alt.result.' er laget med basis i sluttresultatet i arket 'Øk.gev.2010-2034' ved ulike valg i arket 'Forutsetninger'. Det samme gjelder figuren i 'FIGUR-Terskel' som ikke er tatt med i oversikten i figur D1.

Figur D1. Oversikt over regnearket som utfører beregningene



Tidligere utgitt på emneområdet*Previously issued on the subject***Rapporter (RAPP)**

- 92/17 Brendemoen, A., S. Glomsrød og M. Aaserud:
Miljøkostnader i makroperspektiv
- 96/8 Rosendahl, K.E.: Helseeffekter av luftforurensning og virkninger på økonomisk aktivitet. Generelle relasjoner med anvendelse på Oslo
- 96/23 Glomsrød, S., A.C. Hansen og K.E. Rosendahl:
Integrering av miljøkostnader i makroøkonomiske modeller
- 98/2 Bruvoll, A.: The Cost of Alternative Policies for Paper and Plastic Waste
- 99/1 Hansen, A.C.: Fremskrivning av støybelastning for veitrafikk

Sosiale og økonomiske studier (SØS)

- 99 Rosendahl, K.E. (red.): Social costs of Air Pollution and Fossil Fuel Use - A Macroeconomic Approach

Discussion Papers

- 197 Hansen, A.C. and H.K. Selte: Air Pollution and Sick-leaves - is there a Connection? A Case Study using Air Pollution Data from Oslo
- 241 Medin, H., K. Nyborg and I. Bateman: The Assumption of Equal Marginal Utility of Income: How Much Does it Matter?

Reprint

- 120 Rosendahl, K.E.: Health Effects and Social Costs of Particulate Pollution - A Case Study for Oslo. Reprint from *Environmental Modeling & Assessment* **3** (No. 1-2, 1998, 15s). Baltzer Science Publishers BV, Bussum, The Netherlands , 47-61

Statistiske analyser (SA)

- 29 Naturressurser og miljø 1999

De sist utgitte publikasjonene i serien Rapporter*Recent publications in the series Reports*

- 98/5 A.S. Bye og K. Mork: Resultatkontroll jordbruk 1998: Gjennomføring av tiltak mot forurensninger. 1998. 89s. 95 kr inkl. mva. ISBN 82-537-4397-1
- 98/6 K.R. Gerdrup: Skattesystem og skattestatistikk i et historisk perspektiv. 1998. 59s. 115 kr inkl. mva. ISBN 82-537-4531-1
- 98/7 E. Lofthus og Å. Osmunddalen: Innvandrere og sosialhjelp: Får mer fordi de trenger mer?. 1998. 32s. 100 kr inkl. mva. ISBN 82-537-4533-8
- 98/8 A. Langørgen og R. Aaberge: Gruppering av kommuner etter folkemengde og økonomiske rammebetingelser. 1998. 60s. 115 kr inkl. mva. ISBN 82-537-4535-4
- 98/9 A. Thomassen og R. Jensen: Kvadratmeterpriser for skolebygg. 1998. 24s. 100 kr inkl. mva. ISBN 82-537-4539-7
- 98/10 K. Ibenholt og H. Wiig: Massebalanse i den makroøkonomiske modellen MSG-EE. 1998. 49s. 110 kr inkl. mva. ISBN 82-537-4541-9
- 98/11 H. Bild, J.E. Finnvold, K.K. Lie, R. Nordhagen og A. Schjalm: Hvordan møter småbarnsfamiliene helsetjenesten? 1998. 99s. 115 kr inkl. mva. ISBN 82-537-4550-8
- 98/12 D. Roll-Hansen: Informasjonsteknologi i lærerutdanninga. 1998. 56s. 115 kr inkl. mva. ISBN 82-537-4554-0
- 98/13 A. Langørgen: Virkninger av lokalt bosettingsmønster på kostnader i kommunal tjenesteyting. 1998. 32s. 100 kr inkl. mva. ISBN 82-537-4555-9
- 98/14 Ø. Landfald og M. Bråthen: Evaluering av ordinære arbeidsmarkedstiltak: Dokumentasjon og analyse. 1998. 53s. 115 kr inkl. mva. ISBN 82-537-4561-3
- 98/15 T.I. Tysse og N. Keilman: Utvandring blant innvandrere 1975-1995. 1998. 160s. 155 kr inkl. mva. ISBN 82-537-4581-8
- 98/16 S. Blom: Levekår blant ikke-vestlige innvandrere i Norge. 1998. 81s. 115 kr inkl. mva. ISBN 82-537-4582-6
- 98/17 J. Epland: Endringer i fordelingen av husholdningsinntekt 1986-1996. 1998. 65s. 115 kr inkl. mva. ISBN 82-537-4584-2
- 98/18 K. Lund: Inntektsfordelinga i den norske landbruksbefolkninga og fordelingseffektar av direkte støtteordningar. 1998. 46s. 100 kr inkl. mva. ISBN 82-537-4585-0
- 98/19 H.K. Reppen: Bruk av folkebibliotek 1998. 1998. 46s. 115 kr inkl. mva. ISBN 82-537-4586-9
- 98/20 Ø. Landfald og M. Bråthen: Registerbasert evaluering av ordinære arbeidsmarkedstiltak 1996: Overgang til jobb og utdanning. 1998. 48s. 100 kr inkl. mva. ISBN 82-537-4596-6
- 98/21 J. Møen: Produktivitetsutviklingen i norsk industri 1980-1990 - en analyse av dynamikken basert på mikrodata. 1998. 85s. 115 kr inkl. mva. ISBN 82-537-4597-4
- 98/22 K. Flugsrud og G. Haakonsen: Utslipp til luft fra utenlandske skip i norske farvann 1996 og 1997. 1998. 37s. 100 kr inkl. mva. ISBN 82-537-4599-0
- 98/23 E. Nørgaard: The Norwegian Balance of Payments: Sources and methods. 1998. 72s. 115 kr inkl. mva. ISBN 82-537-4600-8
- 98/24 H. Hungnes: Imperfeksjoner i kapital-markedet. 1998. 37s. 100 kr inkl. mva. ISBN 82-537-4602-4
- 98/25 T. Løwe: Levekår i landbruket: En studie av landbruksbefolkningens levekår. 1998. 181s. 220 kr inkl. mva. ISBN 82-537-4603-2
- 99/1 A.C. Hansen: Fremskrivning av støybelastning for veitrafikk. 1999. 31s. 125 kr inkl. mva. ISBN 82-537-4659-8
- 99/2 T.W. Bersvendsen, J.L. Hass, K. Mork og B.H. Strand: Ressursinnsats, utslipp og rensing i den kommunale avløpssektoren, 1997. 71s. 140 kr inkl. mva. ISBN 82-537-4663-6
- 99/3 P. Boug: Modellering av faktoretterspørsmål. 60s. 140 kr inkl. mva. ISBN 82-537-4665-2

B

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

Publikasjonen kan bestilles fra:

Statistisk sentralbyrå
Salg-og abonnementservice
N-2225 Kongsvinger

Telefon: 62 88 55 00
Telefaks: 62 88 55 95
E-post: salg-abonnement@ssb.no

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 82-537-4670-9
ISSN 0806-2056

Pris kr 125,00 inkl. mva.



Statistisk sentralbyrå
Statistics Norway