

Integrated Assessment modellering for Gøteborgprotokollen

av

Petter Herdlevær Sagafos

Masteroppgave

Masteroppgaven er levert for å fullføre graden

Master i samfunnsøkonomi

Universitetet i Bergen, Institutt for økonomi

Mai 2015

UNIVERSITETET I BERGEN



Forord

Å skrive masteroppgave har vært en utfordrende og lærerik prosess som setter et etterlengtet men vemodig punktum for en innholdsrik studietid. Jeg vil gjerne rette en takk til familie og venner for støtte når det trengtes og til veileder Eirik Schrøder Amundsen som stilte opp med gode råd ved behov.

Petter Herdlevær Sagafos

Bergen 31. Mai 2015

Sammendrag

Integrated Assessment modellering for Gøteborgprotokollen

av

Petter Herdlevær Sagafos, Master i samfunnsøkonomi

Universitetet i Bergen, 2015

Veileder: Eirik Schrøder Amundsen

Denne oppgaven søker å gi en oversikt over rollen Integrated Assessment modellering spiller i håndteringen av grenseoverskridende luftforurensing i Europa, gjennom Gøteborgprotokollen. Modellen som betraktes i denne oppgaven er RAINS-modellen og den arvtaker GAINS-modellen. Disse modellene har blitt brukt til bistå forhandlingen av Gøteborgprotokollen i 1999 og den reviderte utgaven i 2012. Modellene tilbyr et vitenskapelig rammeverk til forhandlingsprosessen ved å estimere miljøeffektene av ulike utslippsscenarioer og tilbyr forskjellige valgmuligheter for kostnadseffektiv allokering av utslippsreduksjon.

Det blir foretatt en deskriptiv og teoretisk gjennomgang av RAINS-modellen og en presentasjon av scenariene som ble brukt i forhandlingen av Gøteborgprotokollen i 1999. Videre blir utvidelsen til GAINS-modellen gjennomgått og det samme med scenariene som ble brukt i forhandlingen av den reviderte prototokollen. Til slutt blir det gjort en vurdering av den reviderte protokollen basert på en nytte-kostnadsanalyse gjennomført for Europakommisjonens Thematic Strategy on Air Pollution.

Det blir vist at utviklingen i modellene har hatt betydning for utviklingen i forpliktelsene i Gøteborgprotokollen. Det blir også vist en betydelig forbedring over forskjellige effektindikatorer for luftforurensning i Europa, men at det er et potensial for ytterligere forbedring. Nytte-kostnadsanalysen gir sterke indikasjoner på at det er rom for et høyere ambisjonsnivå enn det som er i dag.

Innhold

Forord	ii
Sammendrag	iii
Liste over tabeller	vi
Liste over figurer	vii
1. Introduksjon	1
1.1 Konvensjonen for langtransporterte grenseoverskridende luftforurensing	1
1.2 Gøteborgprotokollen.....	1
2. RAINS-modellen.....	3
2.1 Estimering av utslipp	6
2.1.1 Aggregering av utslippskilder	8
2.1.2 Utslippsfaktorer	8
2.1.3 Utslippsframskrivninger.....	9
2.2 Kostnadsestimering og utslippsreducerende tiltak.....	9
2.2.1 Utslippsreducerende tiltak	9
2.2.2 Kostnadsestimering	11
2.2.3 Kostnadskurver.....	15
2.2.4 Teoretisk evaluering.....	15
2.3 Effekter	18
2.3.1 Forsuring	18
2.3.2 Overgjødsling	19
2.3.4 Bakkenært ozon.....	19
2.3.5 Teoretisk evaluering	20
2.4 Optimering.....	22
2.4.1 Kompensasjonsmekanismen	24
2.4.2 Teoretisk evaluering.....	25
2.5 Usikkerhet.....	31

2.5.1 Effekter.....	32
2.5.2 Utslippsestimatene	32
3. Gøteborgprotokollen	34
3.1 Scenarioanalyse	36
3.2 Utslipp	37
3.3 Kostnader.....	39
3.4 Miljøeffekter.....	39
3.5 Ex-post evaluering.....	42
4. Fra RAINS til GAINS	44
4.1 Sentrale endringer.....	44
4.2 Revisjon av Gøteborgprotokollen.....	47
4.2.1 Scenarioanalyser.....	48
5. Nytte-kostnad	53
5.1 Teknikker for verdsetting	55
5.2 Nytte-kostnadsanalyse av Thematic Strategy on Air Pollution 2005.....	58
Konklusjon	65
Referanseliste	67

Liste over tabeller

Tabell 2.1 RAINS disaggregert utslippseksempel	7
Tabell 2.2 Felles kostnadsfaktorer.....	11
Tabell 2.3 Landspesifikke kostnadsfaktorer.....	11
Tabell 3.1 Utslippstak for 2010 i gøteborgprotokollen og utslippstall for basisåret 1990 (målt i kilotonn per år).....	35
Tabell 3.2 Fremskrivningen av sentrale drivkrefter fra 1990 til 2010 for Norge sammenlignet med faktisk endring.....	43
Tabell 4.1 Utslippsforpliktelser i den reviderte gøteborgprotokollen, utslippstallene for 2005 er angitt i kilotonn.	48
Tabell 5.1 Effektindikatorer for CLE-, MTFR-scenariet og målsettingene i TSAP	59
Tabell 5.2 Effektindikatorer i gøteborgprotokollen for EU-25 land, for CLE-, MTFR- og Protokoll-scenariene.....	60

Liste over figurer

Figur 2.1 Strukturen i RAINS-modellen	5
Figur 2.2 Reduksjonstiltak	17
Figur 2.3 Marginal kostnadskurve	17
Figur 2.4 Kritisk mengde	22
Figur 2.5 Optimal løsning	29
Figur 3.1 Europa: Prosentvis utslippsreduksjon av SO ₂ , NO _x , NH ₃ og VOC fra basisåret 1990 for CLE-, protokoll- og MTFR-scenariet	37
Figur 3.2 Norge: Prosentvis utslippsreduksjon av SO ₂ , NO _x , NH ₃ og VOC fra basisåret 1990 for CLE-, protokoll- og MTFR-scenariet	38
Figur 3.3 Kostnader for reduksjon av NO _x og VOC, SO ₂ og NH ₃ , millioner EURO per år..	39
Figur 3.4 Akkumulert gjennomsnittlig overskridelse over kritisk mengde for forsuring i 1990 og for CLE-, protokoll- og MTFR-scenariene.	40
Figur 3.5 Akkumulert gjennomsnittlig overskridelse over kritisk mengde for overgjødning i 1990 og for CLE-, protokoll- og MTFR-scenariene.	41
Figur 3.6 Effektdikator av ozon i 1990 og for CLE-, protokoll- og MTFR scenariene, for Europa totalt	42
Figur 4.1 Prosentvis utslippsreduksjon av SO ₂ , NO _x , PM _{2.5} , NH ₃ og VOC fra 2005 til 2020 for CLE-, Protokoll- og MTFR-scenariene	49
Figur 4.2 Helseeffekter fra PM _{2.5} i år 2000 og for CLE-, protokoll- og MTFR-scenariene (millioner leveår tapt).....	50
Figur 4.3 Helseeffekter fra ozon i år 2000 og for CLE-, protokoll- og MTFR-scenariene, (antall premature dødsfall per år)	51
Figur 4.4 Akkumulert gjennomsnittlig overskridelse over kritisk mengde for forsuring i 2000 og for CLE-, protokoll- og MTFR scenariene.....	51
Figur 4.5 Akkumulert gjennomsnittlig overskridelse over kritisk mengde for forsuring i 2000 og for CLE-, protokoll- og MTFR scenariene.....	52

1. Introduksjon

1.1 Konvensjonen for langtransporterte grenseoverskridende luftforurensing

I 1979 ble FN-konvensjonen om langtransporterte grenseoverskridende luftforurensinger (langtransportkonvensjonen) undertegnet, og den trådte i kraft i 1983. Konvensjonen er underlagt United Nations Economic Commission for Europe (UNECE). Den oppfordrer til internasjonalt samarbeid mellom medlemmene for å få bukt med problemene tilknyttet luftforurensing. Medlemmene oppfordres til å utvikle programmer for overvåkning og evaluering av utslipp og skadevirkninger. Den forplikter også medlemmene til å dele informasjon om forskningen som blir gjort, og politikken som blir utformet, for å redusere utslippene. Videre er konvensjonen ganske mild i ordlyden. Den anerkjenner mulige ufordelaktige effekter av luftforurensing og oppfordrer medlemmene til å begrense utslippene og så langt det er mulig, å gradvis redusere dem (CLRTAP 1979).

1.2 Gøteborgprotokollen

Gøteborgprotokollen er underlagt Langtransportkonvensjon og setter nasjonale utslippstak for fire forskjellige typer luftforurensing: Svoveldioksid (SO_2), nitrogenoksider (NO_x), flyktige organiske forbindelser (VOC) og ammoniakk (NH_3). Disse utslippstakene er satt for å redusere overgjødsling, forsuring og bakkenært ozon, forårsaket av disse forurensingstypene. Partene forplikter til gitte grenseverdier på nye mobile og stasjonære utslippskilder, og så langt det er teknisk og økonomisk mulig å implementere disse grenseverdiene på eksisterende utslippskilder. Partene forplikter seg også til å rapportere utslippstall årlig, samt å komme med estimater på fremtidig utslipp. Utslippstakene satt i den opprinnelige gøteborgprotokollen tok utgangspunkt i basisåret 1990 og skulle innfris innen 2010 (Gøteborgprotokollen 1999). I 2012 ble protokollen oppdatert for å inkludere utslippstak som skal nås innen 2020, med utgangspunkt i basisåret 2005, og de fastsatte grenseverdiene for mobile og stasjonære utslippskilder ble oppdatert. Den reviderte protokollen ble også oppdatert for å inkludere utslippstak for fine partikler ($\text{PM}_{2.5}$). Det ble også introdusert ytterligere fleksibilitet for opptak av nye medlemmer til protokollen, spesielt fra sør og sørøst-Europa og fra Sentral-Asia (Gøteborgprotokollen 2012).

Utslippene fra de enkelt medlemsland får konsekvenser utenfor deres landegrenser og det samme er tilfellet med tiltak for å redusere utslippene. Som nødvendigvis krever internasjonalt samarbeid. I tillegg til dette vil utslippene fra de forskjellige landene ha forskjellige

konsekvenser avhengig av hvor de ender opp. Hvis utslippene ender opp i mer sensitive økosystem eller på områder med høy befolkningstetthet vil konsekvensene bli desto større. I tillegg til dette vil kostnadene for å oppnå en viss reduksjon av effektene varierer fra land til land. For å kunne si noe om disse meteorologiske, kjemiske og økonomiske prosessene, og dermed ta utslippsreduksjonene der de gir størst effekt til lavest kostnad har Gøteborgprotokollen valgt å ta i bruk RAINS-modellen.

2. RAINS-modellen

The Regional Air Pollution Information and Simulation (RAINS) modellen er en Integrated Assessment (IA) modell utviklet av the International Institute for Applied System Analysis (IIASA).

Integrated Assessment refererer til studie av kompleks global forandring som inkluderer flere sammenvevde fysiske, biologiske, økonomiske og sosiale systemer. En IA-modell er det analytiske verktøyet som hjelper med å studere disse sammenvevde prosessene (Sharma and Norton 2005).

Selv om RAINS-modellen kun er en regional modell innfrir den alle de resterende punktene i definisjonen til Sharma og Norton. Modellen baserer seg på tre moduler. Den første modulen er EMCO (Emission-cost) modulen. Denne estimerer utslippene og kostnadene tilknyttet eksisterende og potensielle utslippsreducerende tiltak og teknologier. De nasjonale utslippsestimatene baserer seg på aktivitetsnivået ved forskjellige kilder, hva slags teknologi som er på plass allerede og i hvor stor grad denne teknologien er implementert. Utslippsestimatene blir sammenlignet og oppdatert mot nasjonale utslippsstatistikker i samarbeid med nasjonale eksperter (Kelly 2006). Kostnadene blir estimert basert på selve investeringskostnaden tilknyttet det enkelte tiltaket og faste og variable driftskostnader som kommer av å implementere tiltaket. Det blir også kalkulert marginale kostnader som blir rangert etter kostnadseffektivitet for å konstruere kostnadskurver. Denne modulen vil også si noe om fremtidige utslipp, basert på prognoser for utvikling av energikonsum og andre sosioøkonomiske drivkrefter.

Den andre modulen kalles DEP (Depositions and Critical Loads Assessment) modulen, den tar utslippsestimatene fra EMCO-modulen og etablerer hvordan utslippene transporteres fra utslippskilden til de påvirkede økosystemene. Denne modulen er henter informasjon om transport av luftforurensing fra EMEP sin langtansportmodell¹. EMEP modellen har et underliggende rutenett over hele Europa som den simulerer meteorologiske og kjemiske

¹ EMEP/MS-CW (Meteorological Synthesizing Center-West) – Unified EMEP Model. Den er satt sammen av tidligere EMEP-modeller som tok for seg forskjellige aspekter ved luftforurensing. Den er utviklet på Norsk Meteorologisk Institutt.

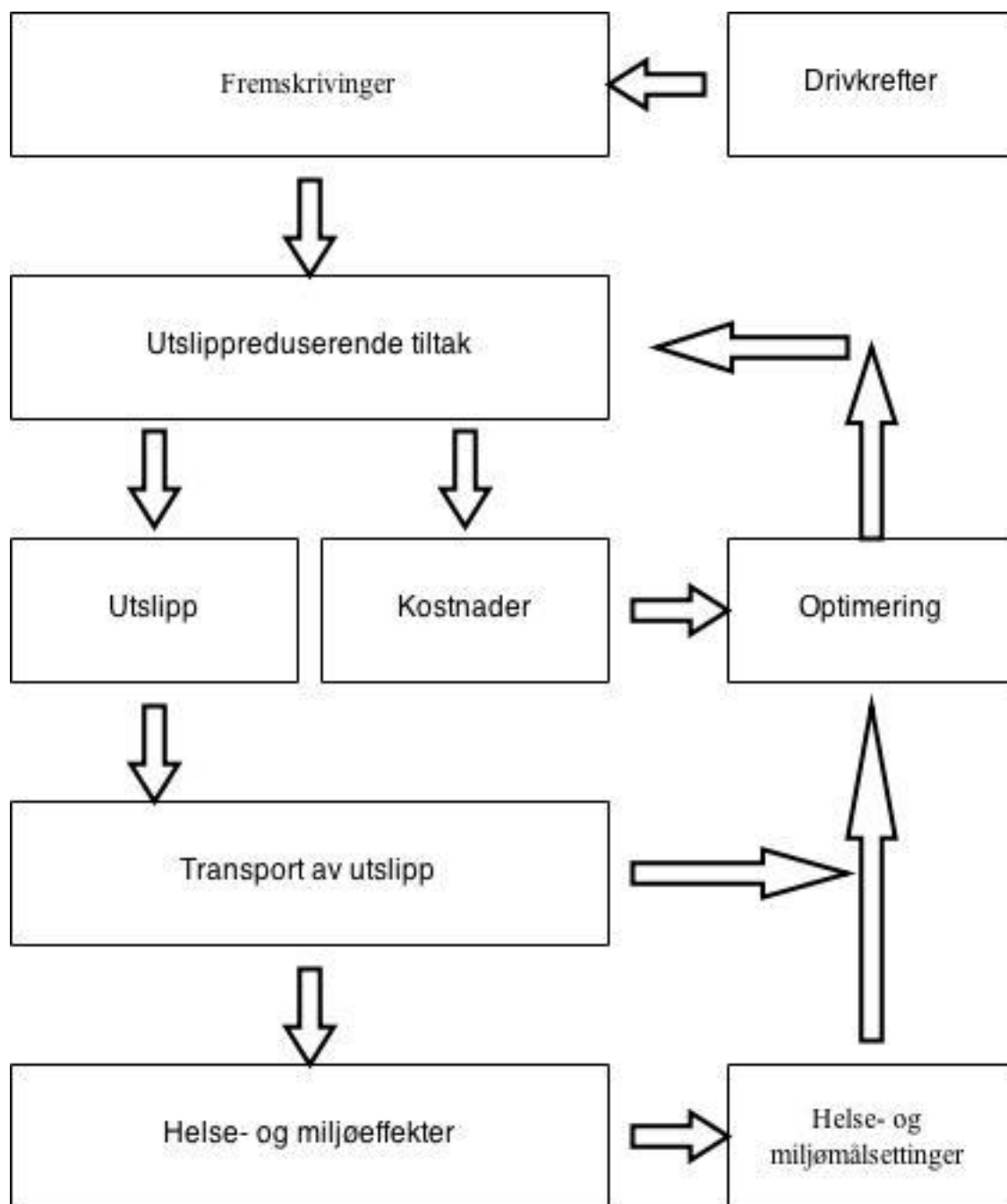
prosesser over, og som avgjør hvor utslipp fra kilder innenfor rutenettet ender opp. De estimerte avsettingene av ulike typer forurensing blir målt mot terskelverdier for forsuring, overgjødning og troposfærisk ozonkonsentrasjon for å bestemme effektene av utslippene.

Den siste modulen er OPT (Optimization) modulen, den finner den kostnadseffektive allokeringen av utslippsreduksjon gitt et sett med miljøeffekt mål. Optimeringsprosessen vil da minimere kostnadene for utslippsreduksjon ved å allokere reduksjonstiltakene til de land hvor man får mest igjen for pengene.

RAINS-modellen har blitt brukt til å assistere flere forhandlingsprosesser for internasjonale avtaler om luftforurensing. En tidligere versjon var brukt i forhandling av den andre svovelprotokollen, eller Osloprotokollen, mens den versjonen som blir beskrevet i dette kapitlet er brukt til både Gøteborgprotokollen, Europakommisjonens utslippstak direktiv (NEC directive) og Clean Air for Europe (CAFE) initiativet². I en slik forhandlingsprosess blir det generert en rekke scenarier. Først og fremst et referansescenario som tar for seg utslippene og effektene av den nåværende situasjonen og et scenario som viser det maksimale reduksjonspotensialet. Disse scenariene viser prognoser frem mot 2010 i gøteborgprotokolltilfellet. Det blir også generert flere scenarier med varierende ambisjonsnivå som setter et rammeverk for forhandlingsprosessen. Når partene har kommet til enighet om målsettinger for utslipp og miljøeffekter blir optimeringsmodulen satt i gang for å bistå i forhandlingene av de nasjonale utslippstakene, basert på kostnadsminimerende allokering av utslippskutt (Amann, Bertok et al. 1999). I forhandlingsprosessen frem mot Gøteborgprotokollen ble det i perioden 1997-1999 generert flere scenarier etterspurt av partene, i tillegg til å bistå med denne informasjonen ble det gjort en online versjon av RAINS-modellen tilgjengelig. I løpet av forhandlingsperioden ble det generert over 8000 ulike scenarier ved hjelp av online versjonen (Amann, Heyes et al. 2004). Strukturen i modellen er illustrert i figur 2.1.

² CAFE inneholder et sett med effektorienterte målsettinger og er underlagt Europakommisjonen. Både dette initiativet og Europakommisjonens nasjonale utslippstak omfatter ikke Norge, som ikke er medlem av EU.

Figur 2.1 Strukturen i RAINS-modellen



Kilde:(Avenhaus and Zartman 2007)

2.1 Estimering av utslipp

$$\begin{aligned}
 e_{i,p} &= \sum_{s \in S} \sum_{f \in F} \sum_{t \in T_{s,f,p}} e_{i,s,f,t,p} \\
 &= \sum_{s \in S} \sum_{f \in F} \sum_{t \in T_{s,f,p}} a_{i,s,f} e f_{i,s,f,p} (1 - e f f_{i,s,f,t,p}) q_{i,s,f,t}
 \end{aligned} \tag{2.1}$$

Hvor:

- $s \in S$ er sektorene som er omfattet av modellen, et eksempel kan være kraftverk, som igjen er inndelt i undersektorer, for eksempel kullkraftverk.
- $f \in F$ er aktivitetstype. Det er ofte naturlig å se på aktivitetstypen i kombinasjon med en sektor, i eksempelet kullkraftverk vil en naturlig aktivitetstype være kull. Hvor kull igjen er delt inn i forskjellige graderinger med ulike påvirkninger på utslipp. Når det refereres til en utslippskilde i oppgaven er det snakk om en slik sektor-aktivitetskombinasjon.
- $t \in T_{s,f,p}$ er et utslippsreducerende tiltak. Et enkelt tiltak er begrenset av hvilken type forurensing den kan redusere og for hvilke sektor-aktivitets kombinasjoner den kan benyttes på. Settet $T_{s,f,p} \subset T$ er settet av tiltak som er aktuell for sektor-aktivitetskombinasjonen (s,f) som reduserer utslipp av forurensingstype p .
- $e_{i,p}$ – Utslipp av forurensingstype p i land i .
- $a_{i,s,f}$ – Aktivitetsnivå i en gitt sektor-aktivitetskombinasjon
- $e f_{i,s,f,p}$ – Ukontrollert utslippsfaktor
- $e f f_{i,s,f,t,p}$ – Effektiviteten til utslippsreducerende tiltak m
- q – Implementeringsrate av det utslippsreducerende tiltaket det er snakk om.
- $e f_{i,s,f,t,p} = e f_{i,s,f,p} (1 - e f f_{i,s,f,t,p})$ som er den nye utslippsfaktoren ved tiltak t .

RAINS modellens utslippsestimater baserer seg på aktivitetsnivået, utslippsfaktorer, reduksjonseffektiviteten til utslippsreducerende tiltak og i hvor stor grad dette tiltaket er implementert (Amann, Cofala et al. 2004).

Et eksempel kan være NO_x utslipp fra lette firetaktkjøretøy i veitransportsektoren som bruker bensin. Aktiviteten i dette tilfellet er vanlig bensin, sektoren er veitransportsektoren som igjen er delt inn i en undersektor som er lette firetaktkjøretøy. Vi betrakter tre typer utslippsreducerende tiltak, EU I kjøretøy standard, EU II kjøretøy standard og ingen tiltak.

Tabell 2.1 RAINS disaggregert utslippseksempel

<i>Sektor-Aktivitet- Teknologi-Enhet</i>	<i>Aktivitets- nivå (PJ)</i>	<i>Ukontrollert utslipps- faktor (Kt/PJ)</i>	<i>Reduksjons- effektivitet (%)</i>	<i>Utslipps- faktor m/tiltak (Kt/PJ)</i>	<i>Kapasitet Kontrollert (%)</i>	<i>Estimert utslipp (Kt)</i>
TRA_RD_LD4-GSL- LFEUI-[PJ]	200	0.75	71	0.218	30	13
TRA_RD_LD4-GSL- LFEUII-[PJ]	200	0.75	87	0.098	50	9.8
TRA_RD_LD4-GSL- NSC_TRA-[PJ]	200	0.75	0	0.75	20	30

Kilde:(Kelly 2006)

I første kolonne av tabell 2.1 finner vi kodene som blir brukt i RAINS-modellen. Koden i første kolonne og første rad indikerer et bensindrevet (Gasolene, GSL), lett firetaktkjøretøy (Light-duty, four-stroke, LD4) i veitransportsektoren (Road transport, TRA_RD) som samsvarer med de tekniske og miljømessige standardene i kjøretøyforskriften EU I (LFEUI). I andre kolonne er aktivitetsnivået rapportert som mengden energi som blir brukt, 200 petajoule (PJ) er det totale energiforbruket i hele undersektoren. Videre har vi reduksjonseffektiviteten til de ulike tiltakene. I kolonne seks har vi hvor stor andel av kjøretøyene som har de ulike reduksjonstiltakene implementert. Utslippsfaktoren som er gjeldende når det utslippsreducerende tiltaket er på plass er gitt av den ukontrollerte utslippsfaktoren og reduksjonseffektiviteten (Kelly 2006). For EU I kjøretøy blir den nye utslippsfaktoren $0,75(1 - 0,71) = 0,218$. Utslipp av NO_x for EU I kjøretøy blir da $200PJ * 0,218Kt/PJ * 0,3 = 13Kt$ NO_x. På samme måte finner vi 9,8 Kt NO_x for EU II kjøretøy og 30 Kt NO_x for kjøretøy uten noe tiltak implementert. Til sammen blir 52,8 Kt NO_x sluppet ut i denne sektoren. Ved å summere sammen utslippene i veitransportsektoren finner man de totale NO_x-utslippene for hele sektoren. De nasjonale utslippene finner man ved å summere sammen de totale utslippene for alle sektorene.

2.1.1 Aggregering av utslippskilder

Når man skal kalkulere kostnadene tilknyttet utslippsreducerende tiltak og forsøke å si noe om utviklingen i utslippene over en tidshorisont på opp imot 20 år er det problematisk å inkludere for mange utslippskilder i modelleringsarbeidet. The European Environmental Agency (EEA) sin CORINAIR database skiller mellom over 300 forskjellige aktiviteter som bidrar til forskjellige typer utslipp. RAINS modellen henter informasjonen fra denne databasen, men i estimeringen av kostnader og utslipp er det en balansegang mellom hvor stor grad av detaljer det er og hvor betydningsfulle data modellen produserer. Dette begrenser modellen til en overkommelig mengde utslippskilder og utslippsreducerende tiltak. Måten det er løst på er å gruppere utslippskilder med lignende tekniske og økonomiske egenskaper til et fornuftig antall grupper. Utslippskildene er aggregert etter følgende kriterier (Amann, Cofala et al. 2004).

- Hvor viktig kilden er. Den må minst bidra til 0.5 prosent av det totale antropogene utslippet i et gitt land
- Muligheten for å definere aktivitetsenheter og utslippsfaktorer
- Muligheten for å forutsi fornuftige nivåer på fremtidig aktivitetsnivå. Store deler av kostnadsestimatene i RAINS-modellen er for fremtiden. Det er derfor veldig viktig at man kan estimere eller konstruere fornuftige framtidsutsikter for aktivitetsnivåene.
- Innad i en gruppering av utslippskilder, finnes det da tilgjengelige utslippsreducerende teknologier som ligner hverandre?
- Tilgjengeligheten av relevant data

RAINS-modellen skiller mellom 6 forskjellige sektorer som igjen er delt opp en rekke forskjellige undersektorer. Modellen skiller også mellom 22 forskjellige energityper, alt fra kull til atomenergi.

2.1.2 Utslippsfaktorer

Utslippsfaktoren sier hvor stort utslippet av en type forurensing er for en gitt mengde aktivitet. I eksempelet ovenfor sier det hvor mye NO_x som slippes ut i kilotonn for per PJ energi som blir brukt, som igjen er et mål på hvor mye bensin som blir brukt. Som man ser fra likning 2.1 er det veldig viktig at disse utslippsfaktorene er korrekte. Utslippsfaktorene hentes fra, og oppdateres i henhold til, samråd med nasjonale eksperter og nyeste forskning. Hvis det er forskjeller mellom hva som rapporteres fra de ulike landene og det som estimeres i modellen, samles det inn informasjon om hvilke faktorer som bidrar til forskjellene og utslippsfaktorene

oppdateres. Så utslippsfaktorene er ikke kun sektorspesifikke men også landspesifikke, samme sektorer i ulike land kan ha forskjellige utslippsfaktorer.

2.1.3 Utslippsframskrivninger

Utviklingen i a og q i likning 2.1 sier hvordan utslippene kommer til å utvikle seg fremover. Det at det ikke er noen teknologisk utvikling utover implementeringsraten av eksisterende teknologi blir et større og større problem jo lenger frem i tid framskrivningen går. Utviklingen i aktivitetsnivået baserer seg på utviklingen i et sett med antropogene drivkrefter, hvor utvikling i energikonsum, befolkningsvekst, økonomisk vekst og vekst i dyrebestand er eksempler. Den fremtidige utviklingen til disse drivkreftene har stor innvirkning på utviklingen av utslippene og på potensielle kostnader for å holde utslippene på fremforhandlede nivåer. Det er ikke lett å forutsi utviklingen i disse verdiene og mange forskjellige økonomiske teorier konkurrerer. Det er også svært komplekst og detaljrikt å modellerere disse størrelsene. Utviklingen som er lagt til grunne i RAINS-modellen er derfor eksogent gitt fra andre modeller (Amann, Heyes et al. 2004).

2.2 Kostnadsestimering og utslippsreducerende tiltak

Hovedmålsettingen til RAINS-modellen er å finne kostnadseffektive allokeringer av utslippsreducerende tiltak mellom forskjellige typer forurensinger og mellom forskjellige land. Den optimale allokeringen av utslippsreducerende tiltak er umiddelbart betinget forskjellen i kostnadene tilknyttet disse tiltakene. For å kunne finne kostnadseffektive løsninger på ønskede miljøtiltak er det viktig å identifisere hvilke faktorer som bidrar til forskjeller i kostnadene mellom land, økonomiske sektorer og forskjellige typer forurensing. Forskjellene i kostnader kommer av variasjoner i den tekniske sammensetningen av ulike forurensningskilder, tilstanden til den teknologiske utviklingen i gitt sektor og land, og til hvilken grad utslippsreducerende tiltak allerede er på plass. Det er derfor svært viktig for resultatene som modellen genererer at det finnes gode estimater på kostnaden tilknyttet de ulike tiltakene.

2.2.1 Utslippsreducerende tiltak

Det finnes svært mange ulike tiltak for å redusere utslippene fra de forskjellige kildene, men de kan grovt sett alle passe inn i tre hovedgrupper, atferdsendringer, strukturelle tiltak og End of Pipe tiltak. Det er kun kostnader tilknyttet sistnevnte som blir estimert i modellen (Amann, Cofala et al. 2004, Kelly 2006).

- Atferdsendringer

Endringer i menneskelig adferd som påvirker aktivitetsnivået i de ulike sektorene eller andre drivkrefter bak forurensing. Slike endringer kan forårsakes av såkalte command and control (CAC) instrumenter, forskjellige økonomiske incentiver eller de kan komme av seg selv. I transportsektoren kan et slikt tiltak være bompenger eller rushtidsavgift, som kan redusere bilbruk. Siden atferdsendringene fører til endringer i drivkreftene bak utslippene er de ikke internalisert i modellen men gitt eksogent basert på scenarier om utviklingen i disse drivkreftene.

- Strukturelle tiltak

Dette er tiltak som reduserer utslippene men ikke endrer aktivitetsnivåene i de ulike sektorene. Slike tiltak inkluderer bytte av drivstoff til et mer miljøvennlig alternativ og forbedringer i energieffektivitet. Tiltakene har konsekvenser for blant annet energikonsumet i et gitt land, så disse tiltakene er også eksogent gitt i RAINS-modellen, hvor de blir vurdert basert på scenarier om energikonsum fra andre modeller. De blir imidlertid inkludert i GAINS-modellen, som presenteres i kapittel 4, og kostnaden tilknyttet dem kan estimeres der.

- End of Pipe (EOP) tiltak

Denne kategorien tiltak refererer til tekniske tiltak som reduserer utslipp ved kilden. Dette forårsaker ingen endringer i aktiviteten i de forskjellige sektorene eller endringer i energikonsumet. Kostnaden tilknyttet denne typen tiltak estimeres i modellen. RAINS modellen har omfattende databaser med ulike EoP tiltak tilknyttet forskjellige typer forurensing og kan basert på denne informasjonen vurdere hvorvidt de er tilgjengelige for bruk på den enkelte utslippskilden og hvor mye det vil koste.

Effekter av atferdsendringer eller strukturelle tiltak kan inkluderes gjennom endringer i drivkreftene som er eksogent gitt fra andre modeller. Den økonomiske utviklingen og utviklingen i energikonsum og pris har begge deler stor innvirkning på utslippet. Det at RAINS-modellen går bakveien for å fange opp slike effekter skaper usikkerhet rundt resultatene (Amann, Heyes et al. 2004).

På samme måte som det totale antallet utslippskilder er svært stort og uoversiktlig er det totale antallet utslippsreducerende tiltak svært stort og uoversiktlig. Hvis modellen skal være nyttig til å assistere i politikktutforming må antallet tiltak som vurderes i modellen være overkommelig. Både i den forstand at det skal være mulig å hente inn den informasjonen som kreves og at nasjonale eksperter kan gjennomgå informasjonen med en fornuftig mengde innsats. Det er igjen en balansegang mellom grad av detaljer på den ene siden og

gjennomsiktighet og mulighet til å håndtere på den andre siden. På samme måte som med utslippssektorene er tiltakene satt sammen i grupper med sammenlignbare tekniske og økonomiske forhold (Amann, Cofala et al. 2004). Tiltakene med tilhørende utslippsfaktorer hentes også fra CORINAIR databasen, eller i samråd med nasjonale eksperter.

2.2.2 Kostnadsestimering

For et bestemt mål på utslipp, og tilhørende konsekvenser for miljøet, kan RAINS-modellen finne den mest kostnadseffektive allokeringen av utslippsreducerende tiltak. En sentral antagelse er at det er et fritt marked for utslippsreducerende utstyr og teknologi i Europa, så investeringskostnaden er lik for alle land. Det beregnes også en rekke landspesifikke faktorer som brukes i bestemmelsen av den totale kostnaden ved et tiltak.

Tabell 2.2 Felles kostnadsfaktorer

Faste kostnadsfaktorer	Variable kostnadsfaktorer
Investeringskostnad	Ekstra etterspørsel etter arbeidskraft
Faste driftskostnader	Ekstra etterspørsel etter energi
Vedlikeholdskostnader	Ekstra etterspørsel etter materialer
Reduksjonseffektivitet	

Kilde:(Kelly 2006)

Tabell 2.3 Landspesifikke kostnadsfaktorer

Pris på arbeidskraft	Pris på materialer
Pris på elektrisitet	Pris på avfallshåndtering
Pris på drivstoff	Kilde- og sektorspesifikke faktorer

Kilde:(Kelly 2006)

RAINS-modellen kalkulerer kostnaden for et gitt tiltak per aktivitetseenhet basert på tre kostnadskomponenter.

- Investeringskostnader
- Faste driftskostnader
- Variable driftskostnader

Denne kostnaden per aktivitetseenhet tilknyttes utslippsreduksjon for å finne kostnaden per enhet redusert utslipp. Dette brukes igjen til å finne marginale kostnader og for å konstruere kostnadskurver. Måten kostnadene estimeres på varierer fra sektor til sektor. Det er for eksempel stor forskjell på kostnad per aktivitetseenhet i transportsektoren og i industrielle

prosessering sektoren. For en gruppering av kjøretøy i transportsektoren vil RAINS-modellen kalkulere kostnaden per kjøretøy, som igjen er basert på total årlig drivstofforbruk og gjennomsnittlig drivstofforbruk per bil. I industriell prosesseringssektoren vil kostnaden være tilknyttet en enhet innskuddsfaktor i produksjonen, for eksempel råolje i et raffineri. For et kullkraftverk vil kostnaden per aktivitetseenhet være kostnaden per time i drift. Det vil naturligvis også være forskjeller tilknyttet selve installeringen av tiltaket. Kostnaden tilknyttet installering av et tiltak i et kullkraftverk vil kunne avhenge av konstruksjon, ingeniørvirksomhet, konsulenthonorarer, krav til mer plass, størrelse på fyringskjeler og lisensieringskrav, men ikke være tilfellet hva angår biler. RAINS-modellen grupperer derfor sammen utslippskilder med sammenlignbare tekniske forhold. Tre hovedbolker er stasjonære forbrenningskilde, mobile forbrenningskilder og industriell prosessering (Amann, Cofala et al. 2004). Vi skal ta se litt på sistnevnte og bruke raffineri som utgangspunkt.

Investeringskostnader

$$I = ci^f(1 + r)$$

Hvor investeringsfunksjonen ci^f er relatert til et tonn råolje som innskudd i produksjonen. Denne investeringsfunksjonen er kildespesifikk og inkluderer alle utgifter fra oppstarten av implementeringen av tiltaket, for eksempel leveranse. r er en installeringsfaktor som omfatter krav til ombygging eller tilpassing som følge av installeringen. Denne investeringen blir gjort om til årlig investeringskostnad på følgende måte.

$$I^{an} = I \left(\frac{(1+i)^T i}{(1+i)^T - 1} \right)$$

Hvor i er realrente og T er forventet teknisk levealder. Investeringsfunksjonen varierer fra sektor til sektor men omgjøringen til årlig investeringskostnad er lik for alle sektorene.

Videre har vi faste driftskostnader, dette inkluderer reparasjoner, vedlikehold og administrative kostnader. De estimeres som en konstant andel, f , av investeringskostnaden.

$$OM^{fix} = I * f$$

De variable driftskostnadene inkluderer økt etterspørsel etter arbeidskraft, økt etterspørsel etter energi og økt etterspørsel etter avfallshåndtering.

$$OM^{var} = \lambda^l c^l + \lambda^e c^e + ef * eff * \lambda^d c^d$$

Hvor

- λ^l – etterspørsel etter arbeidskraft
- c^l – pris på arbeidskraft
- λ^e – etterspørsel etter energi
- c^e – pris på energi
- λ^d – etterspørsel etter avfallshåndtering
- c^d – pris på avfallshåndtering
- ef – Ukontrollert utslippsfaktor
- eff – reduksjonseffektivitet

I industriell prosesseringssektoren er etterspørselen etter arbeidskraft, energi og avfallshåndtering gitt per aktivitetseenhet, eksempelvis én enhet råolje som innsatsfaktor i produksjonen for et raffineri.

Forskjellen i å estimere de tre kostnadskomponentene, investeringskostnader og faste og variable driftskostnader, mellom de forskjellige sektorene går på de rent tekniske forskjellene i sektorene, som er reflektert i investeringsfunksjonen, og på måten de knyttes opp mot en aktivitetseenhet i sektoren. I tilfellet industriell prosessering er alle størrelser knyttet opp mot en innskuddsenhet i produksjonen. Den totale kostnaden for tiltaket per aktivitetseenhet er derfor gitt ved å summere sammen de tre kostnadskomponentene.

$$c_a = I^{an} + OM^{fix} + OM^{var}$$

Som igjen kan gjøres om til kostnaden per enhet redusert utslipp, kalles gjerne enhetskostnaden.

$$c_t = \frac{c_a}{ef * eff_t} = \frac{c_a}{ef - ef_t}$$

Hvor t er det aktuelle utslippsreducerende tiltaket.

Begge disse uttrykkene, c_t og c_a er uttrykk for gjennomsnitts kostnad. Total kostnad for tiltak t brukt på sektor-aktivitetskombinasjon (s,f) i land i kan finnes både ved å gange kostnaden per aktivitetseenhet, for tiltak t , med totalt aktivitetsnivå hvor tiltaket er implementert eller ved å gange kostnaden per enhet utslipp redusert, for tiltak t , opp med den totale mengden utslipp redusert av tiltaket. Så lenge man holder seg til et enkelt tiltak er den marginale kostnaden lik gjennomsnittskostnaden og er konstant.

Hvis man har flere tiltak som kan implementeres på en enkelt aktivitet, men tiltakene ikke kan kombineres må man finne ut av den ekstra kostnaden ved å redusere utslippene ytterligere med et mindre kostnadseffektivt tiltak. For å finne ut av det må man rangere alle tiltakene etter

kostnadseffektivitet (Amann, Cofala et al. 2004). Disse marginale reduksjonskostnadene er som følger:

$$mc_t = \frac{c_t \text{eff}_t - c_{t-1} \text{eff}_{t-1}}{\text{eff}_t - \text{eff}_{t-1}} \quad (2.2)$$

Hvor

- c_t er enhetskostnaden, eller kostnaden per enhet redusert utslipp for tiltak t
- c_{t-1} er kostnaden per enhet redusert utslipp for tiltak t-1
- eff_t er reduksjonseffektiviteten til tiltak t
- eff_{t-1} er reduksjonseffektiviteten til tiltak t-1

Her skal vi ta et lite eksempel fra instruksjonsmanualen til RAINS-modellen (IIASA).

I en gitt sektor og et gitt land finnes det fire utslippsreducerende tiltak, nemlig URT1, URT2, URT3 og URT4. Kostnadene er gitt ved $c_1 = 600, c_2 = 700, c_3 = 800, c_4 = 1000$, som er kostnaden per enhet redusert utslipp gitt i kr/kt NO_x. Det slippes ut totalt 10 kt NO_x i denne sektoren. Tiltakene har følgende reduksjonseffektiviteter $\text{eff}_1 = 30\%, \text{eff}_2 = 50\%, \text{eff}_3 = 70\%, \text{eff}_4 = 80\%$. Den marginale reduksjonskostnaden til tiltak 1 er gitt ved

$$mc_1 = \frac{600 * 0,3 - 0}{0,3 - 0} = 600$$

I og med at det ikke finnes noe foregående tiltak er den marginale reduksjonskostnaden lik enhetskostnaden. De marginale kostnadene for de andre tiltakene er som følger

$$mc_2 = \frac{700 * 0,5 - 600 * 0,3}{0,5 - 0,3} = 850$$

$$mc_3 = \frac{800 * 0,7 - 700 * 0,5}{0,7 - 0,5} = 1050$$

$$mc_4 = \frac{1000 * 0,8 - 800 * 0,7}{0,8 - 0,7} = 2400$$

Så denne marginale kostnaden reflekterer ytterligere kostnad for å redusere utslippene med å implementere et helt nytt tiltak, utover hva det ville kostet med et mer kostnadseffektivt tiltak. Dette uttrykket for marginal kostnad inkluderer også kostnaden per enhet utslipp redusert.

2.2.3 Kostnadskurver

En viktig forutsetning er at marginkostnadene er rangert etter kostnadseffektivitet som i forrige avsnitt. I konstruksjonen av en kostnadskurve vil ineffektive tiltak ekskluderes. Det vil si at hvis to tiltak har lik reduksjonseffektivitet vil det tiltaket med høyest enhetskostnad bli utelatt. RAINS modellen lager to typer kostnadskurver. Marginale kostnadskurver, som er såkalte piece-wise linear (PWL) trinn-funksjoner som viser den marginale kostnaden for alle tiltakene for forskjellige utslippsnivåer, og totale kostnadskurver. De totale kostnadskurvene er PWL funksjoner hvor hvert segment representerer et gitt tiltak. Helningen til vært segment avgjøres av den marginale kostnaden, det vil si bidraget til total kostnad for en enhet utslipp redusert.

2.2.4 Teoretisk evaluering

Likninger og tilhørende forklaring er hentet fra (Førsund 1999).

Kostnadsfunksjoner:

$$Kostnad = c_i(e^0 - e, e^0)$$

Som er kostnaden for land i ved å redusere utslippet av en type forurensing med $(e^0 - e)$.

Hvor

- $\partial c / \partial (e^0 - e) > 0$, kostnadene er stigende i utslippsreduksjon
- $0 < e^{min}(e^0) \leq e \leq e^0$ utslippsreduksjonen er bundet av øvre og nedre grenser definert av e^0
- e^0 er referansenivået på utslipp
- $e^0 = f(\cdot)$, hvor elementene i funksjonen er gitt av ligning 2.1
- Det antas også at produksjonsnivået holdes konstant når man reduserer utslippet. Noe som er uproblematisk i og med at modellen kun vurderer rent tekniske tiltak, såkalte End of Pipe-tiltak.

Disse kostnadsfunksjonene er både kontinuerlige og glatte og representerer PWL-kostnadsfunksjonene fra RAINS-modellen. En PWL-kostnadsfunksjon for et land kan formuleres som følgende:

$$Total\ kostnad = \sum_{i=1}^{T_i} c_{i,t}(e_{i,t}^{max} - e_{i,t}), t = 1, \dots, T_i \quad (2.3)$$

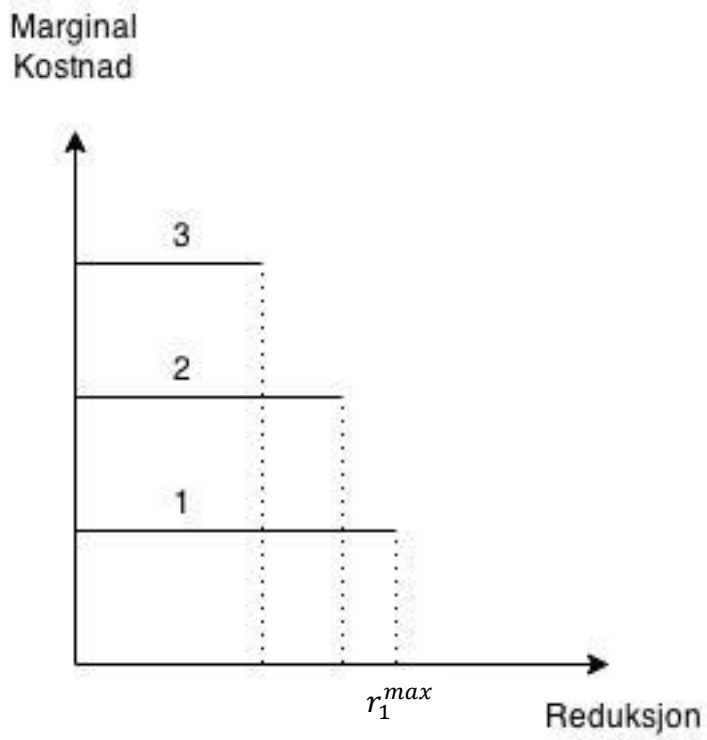
Hvor

- t er utslippsreducerende tiltak
- $e_{it}^{min} \leq e_{it} \leq e_{it}^{max}$
- $c_{it} > 0$
- $e_{it}^{max}(e_i^0)$
- $e_i^0 = \sum_{i=1}^{T_i} e_{it}^{max}(e_i^0)$
- $e_{it}^{min} = \sum_{i=1}^{T_i} e_{it}^{min}(e_i^0)$

Et hvert utslippsreducerende tiltak t har en maksimal reduksjonskapasitet, r_{it}^{max} . Som gir $e_{it} = r_{it}^{max} - r_{it}$. Vi antar videre at hvert tiltak har en marginal kostnad tilsvarende enhetskostnaden fra forrige avsnitt, altså total kostnad delt på total reduksjon. e_{it}^{max} er gitt av de utslippene i e^0 som er aktuelle for tiltak t . Den minimale mengden utslipp er $e_{it}^{min} = e_{it}^{max} - r_{it}^{max} > 0$ (Førsund 1999).

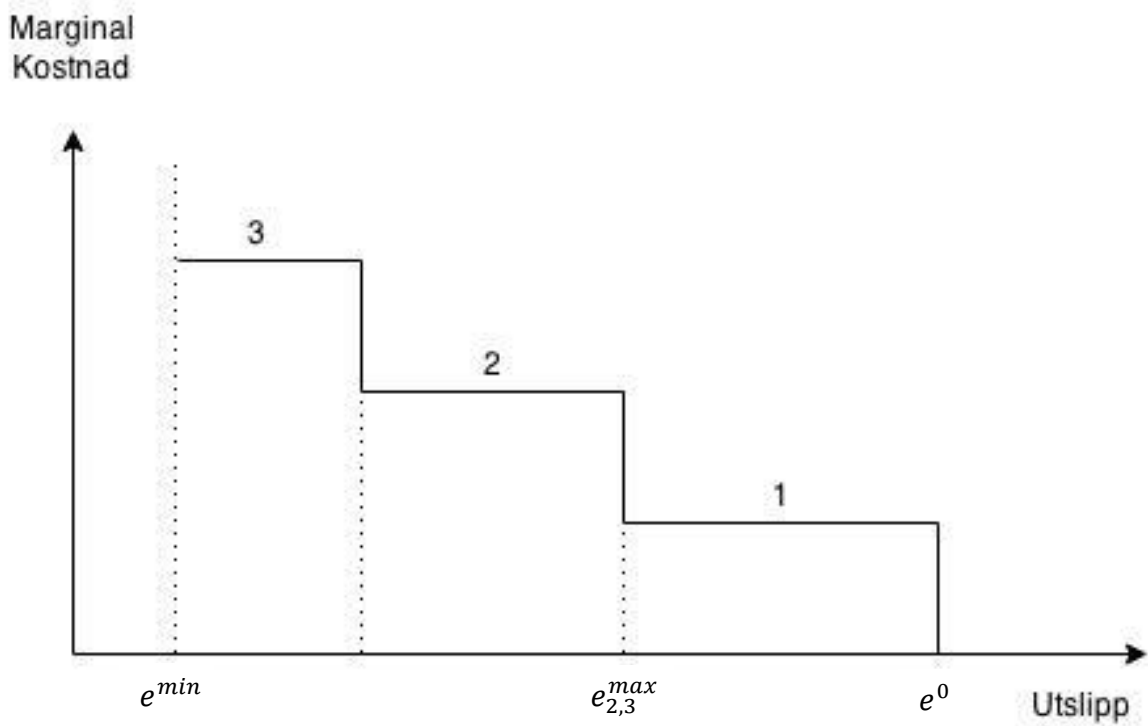
I figur 2.2 har vi tre tiltak representert, hvor hvert av tiltakene har angitt sitt reduksjonspotensiale på x-aksen og de marginale kostnadene på y-aksen. Disse kan igjen rangeres etter kostnadseffektivitet og settes etter hverandre for å danne en marginal kostnadskurve, som er en PWL trinn-funksjon, vist i figur 2.3.

Figur 2.2 Reduksjonstiltak



Kilde:(Førsund 1999)

Figur 2.3 Marginal kostnadskurve



Kilde:(Førsund 1999)

Gitt de full implementering av de tre utslippsreducerende tiltakene i figur 2.3 vil den totale kostnaden gitt av likning 2.3 være gitt av integralet til den marginale kostnadskurven fra e^{min} til e^0 , i figur 2.3.

2.3 Effekter

Når utslippene er estimert må man finne ut hvor utslippene transporteres og hvor de avsettes for å bestemme hvor utslippene påfører skade og hvor mye skade de påfører. For å finne ut hvordan forurensingen transporteres bruker RAINS-modellen en modell som er utviklet av EMEP. Denne modellen har et underliggende rutenett over hele Europa med en oppløsning på 150km*150km og produserer en kilde-reseptor matrise. Kilde-reseptor matrisen kan fortelle hvor forurensingen fraktes basert på meteorologiske forhold og hvor hvordan den avsettes basert på kjemiske prosesser i luften. EMEP modellen bistår RAINS-modellen med transportkoeffisienter som sier hvor utslippet ender opp innenfor rutenettet (Amann and Makowski 2004). I et enkelt land kan EMEP modellen fortelle hvor forurensingen kommer fra og betegnes derfor ofte som skyldmatrisen.

2.3.1 Forsuring

Avsettinger av SO₂, NO_x og NH₃ virker forsurende på jordsmonn og vann. I et enkelt økosystem finnes det flere naturlige måter å absorbere og nøytralisere avsetninger av disse stoffene, slik at økosystemet ikke tar skade. Hvis denne naturlige kapasiteten overstiges vil avsetningene akkumuleres til en mengde som over tid påfører skade på planter, fisk og annet liv i det enkelte økosystemet. Denne mengden avgjør det som er definert som den kritiske mengden. Hvor stor denne kapasiteten er og følgelig hvor store belastninger et økosystem kan tåle skal estimeres for alle innenlandske økosystem underlagt langtransportkonvensjonen. Disse nasjonale estimatene på kritiske mengder er samlet sammen i en database av the Cordination Center for Effects (CCE) hos det Nederlandske instituttet for offentlig helse og miljø. Denne databasen brukes i EMEP sin modell som sammen kan gi svar på hvordan mengden avsatt forurensing står i forhold til kritisk mengde for økosystemet den befinner seg i. Der hvor de kritiske mengdene ikke er innrapportert fra medlemsland vil CCE forsøke å estimere disse selv basert på tilgjengelig forskning og med konsultasjon med nasjonale eksperter (Amann, Bertok et al. 1999). Disse effektene kan igjen rapporteres når RAINS-modellen genererer et utslippsscenario.

2.3.2 Overgjødsling

Avsetninger av NO_x og NH₃ kan føre til overgjødsling. Nitrogen er et næringsstoff for planter og avsetninger av nitrogen kan derfor føre til overdreven vekst i noen planter på bekostning av andre. I innsjøer og kystnære strøk kan store nitrogenavsetninger føre til oppblomstring av alger som igjen bruker opp oksygenet til annet liv rundt seg. Overgjødsling er derfor en trussel for biologisk mangfold. På samme måte som med forsuring har naturen en naturlig kapasitet til å ta opp og nøytralisere nitrogenavsetninger. Og på samme måte som med forsuring er det definert kritiske mengder for overgjødsling (Amann, Bertok et al. 1999).

2.3.4 Bakkenært ozon

Bakkenært ozon, eller troposfærisk ozon, kan skade vegetasjon og helse hos mennesker. Kortere eksponering for høye konsentrasjoner eller lengre eksponering for lave konsentrasjoner kan føre til nedsatt lungefunksjon, spesielt for astmatikere og barn. Det kan føre til skade på bladene til planter, som hemmer veksten for blant annet avlinger og skog. Det kan også føre til forvitring av organiske materialer som gummi og noen malingstyper. NO_x og VOC er forløpere til ozon. Dannelsen av ozon skjer når NO_x og VOC reagerer med sollys. Denne reaksjonen kan finne sted langt unna kilden til utslippet. Forholdet mellom ozonkonsentrasjon og dens forløpere er ikke-lineært. Det har blitt påvist at reduksjon av NO_x og VOC i urbane strøk kan føre til økt ozonkonsentrasjon.

Kritisk mengde er litt annerledes fra forsuring og overgjødsling. Det krever kjennskap til begrepet AOT40, som er definert som:

$$AOT40 = \int \max(O_3 - 40ppb, 0) dt$$

Den akkumulerte ozonkonsentrasjonen over en terskelverdi på 40 parts per billion (ppb) over en gitt periode. Det at det er en maks-funksjon sikrer at negative differanser mellom terskelen og faktisk ozonkonsentrasjon ikke blir inkludert. Verdien på AOT40 størrelsen er gitt i ppb.timer, så det er ozonkonsentrasjonen per time som blir summert. To slike terskler er satt på hvor høy denne AOT40 verdien kan være.

- For avlinger er det satt en AOT40 på 3ppm.timer (3000ppb.timer) i vekstsesongen og i dagslys.
- For trær i skogen er det satt en AOT40 på 10ppm.timer i vekstsesongen og i dagslys.

Den kritiske verdien for mennesker er basert på et mål fra verdens helseorganisasjon (WHO) om at mennesker ikke bør eksponeres for ozonkonsentrasjoner over 60ppb i et åttetimers bevegelig gjennomsnitt. Den kritiske verdien er satt til en AOT60 på 0ppb.timer over seks måneder. Et brudd på denne terskelen sier oss at WHO sitt mål for maksimal eksponering for ozon har blitt brutt minst en gang i løpet av tidsperioden, men sier ikke veldig mye om de negative helseeffektene (Amann, Bertok et al. 1999).

2.3.5 Teoretisk evaluering

Likninger og tilhørende forklaring er hentet fra (Førsund 1999).

Kilde-reseptor matrisen:

$$\begin{pmatrix} a_{11} & \cdots & a_{1R} \\ \vdots & \ddots & \vdots \\ a_{N1} & \cdots & a_{NR} \end{pmatrix}$$

Antagelser:

- Kildene, $i = 1, \dots, N$, representerer land, og er definert som et sett med reseptorer.
- Reseptorene, $j = 1, \dots, R$, definerer en rute i EMEP sitt rutenett med en størrelse på 150*150 km.
- Andelen av en enhet forurensning fra kilde i som når reseptor j er uniformt fordelt over reseptorruten
- Transportkoeffisientene a_{ij} er antatt konstante
- Den relative distribusjonen av utslipp i et land er konstant

Disse transportkoeffisientene vil også beskrive transportbanen de forskjellige typene forurensning følger. En kilde trenger ikke være et enkelt land det kan også være et område. Russland er delt inn i flere regioner og forskjellige havområder har sine tilhørende ruter i rutenettet.

For hver rute i EMEP sitt rutenett beregnes avsettingene etter følgende formel

$$d_j = \sum_{i=1}^N a_{ij}e_i + b_j, j = 1, \dots, R \quad (2.4)$$

Hvor b_j er bakgrunnsnivået på avsettingen, som er definert som all den avsettingen som ikke kan gjøres rede for av de N kildene (avsetninger som stammer fra naturlige prosesser eller som stammer fra utslipp utenfor rutenettet, for eksempel kina)

Mål på de forskjellige effektene:

Forsuring:

$$AC_j = ss_j \left[\sum_{i=1}^N a_{sij} e_{si} + b_{sj} \right] + sn_j \left[\sum_{i=1}^N a_{nij} e_{ni} + b_{nj} + \sum_{i=1}^N a_{nhij} e_{nhi} + b_{nhj} \right], j = 1, \dots, R$$

Overgjødsling:

$$EU_j = \sum_{i=1}^N a_{nij} e_{ni} + \sum_{i=1}^N a_{nhij} e_{nhi} + (b_{nj} + b_{nhj}), j = 1, \dots, R$$

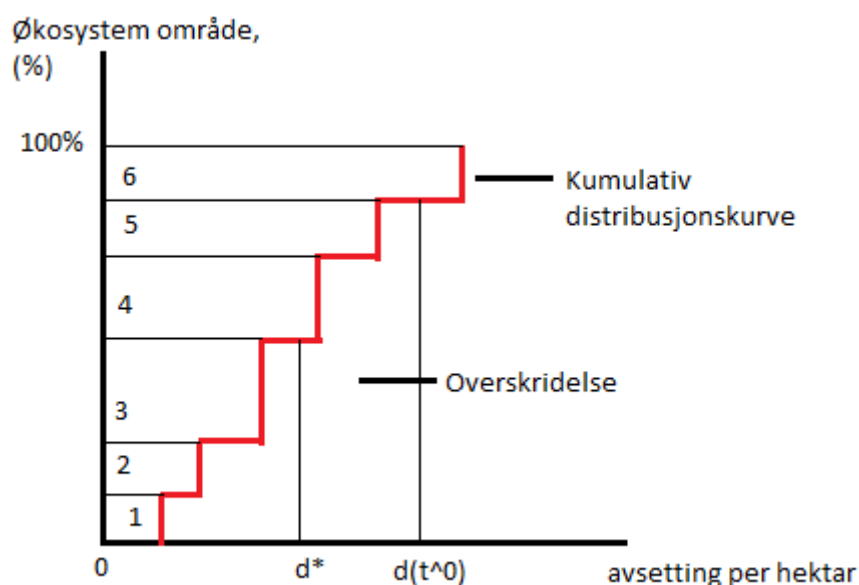
Hvor a_{sij} , a_{nij} og a_{nhij} er transportkoeffisienter for henholdsvis SO₂, NO_x og NH₃, b_{sj} , b_{nj} og b_{nhj} er bakgrunnsnivåer av henholdsvis SO₂, NO_x og NH₃ og hvor ss_j og sn_j er koeffisienter som skalerer nitrogen og svovelavsetninger til forsuringenheter. Forsuring er altså en funksjon av nitrogen og svovelavsetninger forårsaket av utslipp av NH₃, NO_x og SO₂ og overgjødsling er en funksjon av nitrogenavsetninger forårsaket av utslipp av NO_x og NH₃, i tillegg til bakgrunn avsetningene. Transportkoeffisientene er estimert med lineær regresjon fra resultatene i EMEP modellen.

For bakkenært ozon er det et ikke-lineært forhold mellom ozonkonsentrasjon over terskel l på reseptor j , AOT_{lj} , og dens forløpere. Denne konsentrasjonen er en funksjon av VOC og NO_x utslipp fra hvert utslippsland i og det gjennomsnittlige NO_x utslippet opplevd på reseptor j . Det er også interaksjonseffekter mellom NO_x og VOC både på reseptor j og langs transportbanen til komponentene (Schöpp, Amann et al. 1998). Forholdet er svært komplekst og som sagt ikke-lineært og kommer ikke til å utdypet utover dette i denne oppgaven.

Hver rute i EMEP sitt rutenett kan inneholde flere økosystem, hvor hvert økosystem har sin egen kritiske mengde (Critical Load, CL). Figur 2.4 viser en rute med 6 økosystem, for referansemengden av avsetting $d(t^0)$ er det kun i økosystem nummer 6 at avsettingen ligger under kritisk mengde. Det andre økosystemene er ubeskyttet, som vil si at avsettingen overstiger kritisk mengde og økosystemet vil ta skade over tid. Ved måloppnåelse, d^* , er økosystem 4, 5 og 6 beskyttet mens 1, 2 og 3 er ubeskyttet. Formelt har vi at en rute inneholder

et sett med økosystem, $K_j = K_j^- \cup K_j^+$, hvor ubeskyttede økosystem $K_j^-(d) = \{i: CL_{ij} < d\}$ og beskyttede økosystem $K_j^+(d) = \{i: CL_{ij} \geq d\}$, hvor, i , i dette tilfellet er et enkelt økosystem i reseptor j . Hvert økosystem har også et tilhørende areal A_{ij} som i figur 2.4 er gitt i prosent av det totale arealet av alle økosystem i ruten. Den kumulative distribusjonskurven til den kritiske mengden er angitt i rødt i figur 2.4. Den følger av å rangere økosystemene etter kritisk mengde. Ut ifra denne funksjonen kan man bestemme den kritiske mengden til hele ruten. Et vanlig mål har vært at 5% av det totale økosystem arealet forblir ubeskyttet. Hvis vi antar at økosystem nummer 1 utgjør 5% av det totale arealet vil den kritiske mengden for økosystem nummer 2 bli den kritiske mengden for hele ruten (Førsund 1999).

Figur 2.4 Kritisk mengde



Kilde: (Førsund 1999)

2.4 Optimering

Formålet med optimeringsmodulen i RAINS-modellen er å minimere den totale kostnaden med hensyn på utslippsnivået gitt et sett med effektmål. De totale kostnadene er gitt ved

$$Total\ kostnad = \sum_{i \in I} \sum_{p \in P} \sum_{t \in T_{i,p}} mc_{i,p,t} * e_{i,p,t} \quad (2.5)$$

Hvor

- $i \in I$ er land

- $p \in P$ er type forurensing
- $t \in T_{i,p}$ er utslippsreducerende tiltak

Likning (2.3) er målfunksjonen. Det utslippsnivået man ønsker å nå er implisitt bundet av domenet til kostnadsfunksjonene. For hver type forurensing vil det, i et gitt land, være et maksimalt nivå på utslippsreduksjon med de utslippsreducerende tiltakene som er tilgjengelig. I en scenariomodus betegnes det ofte som maks teknisk gjennomførbar reduksjon (Maximum technically Feasible Reduction (MTFR) scenariet. I andre enden har vi ingen utslippsreduksjon, dette brukes som et referansescenario og det baserer seg på den nåværende situasjonen, betegnes ofte som current legislation (CLE) scenariet. Som navnene indikerer kommer begrensningene fra potensialet til de ulike tiltakene. Selv om modellen ser vekk i fra CAC instrumenter som påvirker aktivitetsnivået kan modellen vurdere ulike miljøstandarder. Hvis det er pålagt en grenseverdi for utslipp fra nye installasjoner i en sektor kan denne miljøstandard legges til når sektoren vokser, ved å legge til en begrensning i optimeringsprosedyren. Disse ytterpunktene avgrenser domenet til de marginale kostnadsfunksjonene og dermed også utslippsnivået. For et gitt sett med effektmål vil optimeringsprosessen allokere utslippsreduksjonene over forskjellige land på den måten som gir lavest kostnader. Som igjen vil gi den optimale sammensetningen av tiltak, t^* (Wagner, Schöppand et al. 2006).

Miljøbetingelsene i minimeringsproblemet er maksverdier på følgende effektmål

- AOT_{lj} – som er langsiktig eksponering for ozonkonsentrasjon over terskel l i reseptor j . Dette er en funksjon av kilde-reseptor forholdet mellom reseptor j og de ulike landene for NO_x og VOC , bakgrunnsnivåer av NO_x , VOC og Ozon på reseptor j og ozondannelse som funksjon av dens forløpere, NO_x og VOC , på reseptor j og langs transportbanen.
- AC_j – mål på forsuring ved reseptor j . Som er en funksjon av kilde-reseptor forholdene mellom reseptor j og de ulike landene for SO_2 , NO_x og NH_3 og bakgrunnsnivåer av nitrogen og svovel på reseptor j .
- EU_j – mål på overgjødning ved reseptor j . Som er en funksjon av kilde-reseptor forholdet mellom reseptor j og de ulike landene og bakgrunnsnivåer av nitrogen på reseptor j .

Det impliserer at de landene hvis utslipp bidrar til avsetninger i områder hvor det er mindre avsetninger over kritisk mengde må ta en mindre andel av de totale utslippskuttene enn land

hvis utslipp bidrar til avsetninger i områder med større avsetninger over kritisk mengde. I tilfellene hvor utslippet bidrar på samme måte vil utslippsreduksjonen tas der hvor det koster minst.

Når man optimerer med RAINS-modellen kan det være et problem at modellen finner svært forskjellige løsninger på ganske like verdier av målfunksjonen (likning 2.3). I et tilfelle vil utslippsreduksjonen i land A være svært høy mens den vil være svært lav i land B og i et lignende tilfelle vil det være motsatt. For å unngå slike utfall er målfunksjonen oppdatert med et regulariserende element gitt ved $\Theta = \epsilon \|z - \bar{z}\|^2$. Hvor z er en vektor av utslipp, av alle forurensinger i alle land og \bar{z} er en vektor av referansestørrelser på de samme verdiene. Når dette elementet minimeres sammen med målfunksjonen vil den sikre at den optimale allokeringen er den (av potensielt flere) allokeringen som ligger nærmest referansevektoren. Verdien på ϵ sier noe om hvor langt fra referansevektoren løsningen kan være, hvis det kreves at løsningen ligger nærme, som indikerer en mer uniform fordeling av utslippsreduksjonene, vil det komme med en pris, nemlig ineffektiv fordeling og høyere kostnader (Amann and Makowski 2004).

2.4.1 Kompensasjonsmekanismen

Miljømålene som settes, settes i forhold til, de kritiske mengdene for overgjødning og forsurening og ozonkonsentrasjonsterskelene for skade på vegetasjon og beskyttelse av helse hos mennesker. En gitt målsetting når man optimerer kan være å lukke gapet, med en viss prosentandel, mellom nåværende mengde avsetninger og de kritiske mengdene. Denne relative reduksjonen er lik for alle økosystemer, eller reseptorruter i EMEP sitt rutenett. Den kostnadseffektive allokeringen av utslipp kan ved en slik fremgangsmåte være avhengig av begrensningen satt på et veldig lite antall økosystem, og i ekstreme tilfeller ett enkelt økosystem. Hvis det er svært vanskelig å oppnå målsetningen for de få, eller det ene økosystemet, kan det skyve opp kostnadene i de landene som bidrar til avsetning i de sensitive områdene. En slik målsetting blir da et problem for optimeringsprosessen. Løsningen ble å introdusere en kompensasjonsmekanisme som en mulighet i optimeringen. I stedet for at den relative reduksjonen skal være lik for alle rutene i rutenettet blir rutene som er tilhørende et land eller område satt sammen og målsettingen endres til et gjennomsnittlig reduksjonsmål over alle disse rutene. På den måten kan brudd i en rute kompenseres av tilsvarende innfrielse av i en annen rute innenfor samme gruppe (land/område). Dette kan gi mer robuste resultater i tilfeller hvor innfrielse av målsettingene står og faller på få økosystem. Hvorvidt faktiske

miljøskader i et økosystem kan kompenseres med avsetningsverdier under kritisk mengde i et annet økosystem er mer tvilsomt (Førsund 2000).

2.4.2 Teoretisk evaluering

Likninger og tilhørende forklaring er hentet fra (Førsund 1999).

Modellen i dette avsnittet er forenklet til å kun ta for seg en enkelt type forurensing, men vil forhåpentligvis illustrere grunnleggende prinsipper og intuisjon.

Optimeringsproblemet

$$\text{Min}_{e_i} \sum_{i=1}^N (e_i^0 - e_i, e^0)$$

Under bi-betingelsene

$$e_i^{\min} (e_i^0) \leq e_i \leq e_i^0, i = 1, \dots, N$$

$$\sum_{i=1}^N a_{ij} e_i + b_j \leq d_j^*, j = 1, \dots, R$$

Hvor d^* er målsettingen for miljøeffektene, den er større eller lik den kritiske mengden, $d^* \geq CL_j$. I modellen bruker man målsettinger for de forskjellige effektene, men vi bruker kun et mål på mengde avsetning for enkelhets skyld. Hvordan denne målsettingen er konstruert kan ha store konsekvenser for optimeringsprosessen og miljøeffektene. I utgangspunktet satt man målsettingen lik den kritiske mengden, men det la stort press på både kostnader og hvor robuste de enkelte estimatene for kritiske mengder var. Det ble derfor utviklet nye metoder for hvordan denne målsettingen skulle defineres.

Lukking av gapet³

Gapet, $d_j(t^0) - CL \geq 0$, er forskjellen mellom mengden avsetning i et basisår, t^0 , i reseptor j og den kritiske mengden i reseptor j . En målsetting kan være å lukke dette gapet med en viss prosentandel, gitt av x :

$$x = \frac{d_j(t^0) - d_j^*}{d_j(t^0) - CL_j}$$

³ Introdusert av norsk meteorolog Anton Eliassen

Målsettingen blir da:

$$d_j^* = xCL_j + (1 - x)d_j(t^0)$$

Et problem med en slik målsetting er at målsettingen, d_j^* , er kun et punkt på den kumulative distribusjonskurven for kritisk mengde illustrert i figur 2.4. For forskjellige slike funksjoner i andre reseptorruter kan målsettingen gi svært forskjellige områder med beskyttede økosystem. En løsning er å, i stedet for å lukke gapet mellom kritisk mengde og faktisk avsetting med en gitt prosentandel, lukker man gapet mellom nåværende ubeskyttet areal gitt av $d_j(t^0)$ og ubeskyttet areal ved måloppnåelse, gitt av d^* , med en viss prosentandel. Man må da finne nivået på avsetting ved måloppnåelse, d^* , som tilfredstiller:

$$\sum_{i \in S_j^-(d_j^*)} A_{ij} \leq (1 - x) \sum_{i \in S_j^-(d_j(t^0))} A_{ij}$$

Problemet med denne fremgangsmåten er at mengden avsetting ved måloppnåelse varierer fra reseptor til reseptor og da også fra land til land, noe som kan virke urettferdig. Det lider også under det faktum at man kun skiller mellom beskyttet og ubeskyttet økosystem og ser bort ifra at skadevirkningene kan variere med mengden avsetting over kritisk mengde. Som leder oss over til gjennomsnittlig akkumulert overskridelse (accumulated average exceedance, AAE) metoden.

$$AAE_j(d_j(t^0)) = \sum_{i \in S_j} \text{Max} \left\{ \frac{A_{ij}}{\sum_{i \in S_j} A_{ij}} (d_j(t^0) - CL_{ij}), 0 \right\} \quad (2.6)$$

Det at det en maksfunksjon sier at likning 2.6 er 0 så lenge avsettingen er mindre eller lik den kritiske mengden til det mest sensitive økosystemet, dvs. lavest kritisk mengde, og positiv så lenge avsetting er større enn den laveste kritiske mengden. AAE metoden legger sammen overskytende avsetting i hvert økosystem med vektorer lik arealet til det enkelte økosystem som andel av det totale økosystemarealet i reseptorruten. Målsettingen for gjennomsnittlig akkumulert overskridelse med en lukking av gapet med x prosent er gitt av.

$$AAE_j^* = (1 - x)AAE_j(d_j(t^0))$$

En slik målsetting er mer robust for forskjeller i den kumulative distribusjonskurven til den kritiske mengden, mellom reseptorruter, siden den tar hensyn til den kritiske mengden for hvert

enkelt økosystem og ikke den kritiske mengden til hele reseptorruten. Hva gjelder skadevirkningene gir AAE metoden mer informasjon enn foregående metoder i og med at den summerer sammen overskytende avsetning. Det er ikke dermed sagt at sammenhengen mellom overskytende avsetning og skadevirkningene er like for forskjellige økosystem, som for eksempel myr, skog og innsjø.

Optimering med kontinuerlige og glatte kostnadsfunksjoner

Tilbake til minimeringsproblemet fra innledningsvis i avsnittet

$$\text{Min}_{e_i} \sum_{i=1}^N (e_i^0 - e_i, e^0)$$

Under bi-betingelsene

$$e_i^{\min}(e_i^0) \leq e_i \leq e_i^0, i = 1, \dots, N$$

$$\sum_{i=1}^N a_{ij}e_i + b_j \leq d_j^*, j = 1, \dots, R$$

Hvor $e_i^{\min}(e_i^0) \leq e_i \leq e_i^0$ gir $-e_i \leq -e_i^{\min}(e_i^0)$ og $e_i \leq e_i^0$

Som gir følgende Lagrange-funksjon

$$\begin{aligned} L = & - \sum_{i=1}^N c_i(e_i^0 - e_i, e_i^0) - \sum_{j=1}^R \lambda_j \left(\sum_{i=1}^N a_{ij}e_i + b_j - d_j^* \right) \\ & - \sum_{i=1}^N \mu_i(e_i - e_i^0) - \sum_{i=1}^N \gamma_i(-e_i + e_i^{\min}(e_i^0)) \end{aligned}$$

De nødvendige førsteordensbetingelsene er

$$c'_i - \sum_{j=1}^R \lambda_j a_{ij} - \mu_i + \gamma_i \leq 0, i = 1, \dots, N$$

Hvor det første leddet er marginal reduksjonskostnad i land i . Andre ledd har vi den totale marginale vurderingen av avsetninger som kommer fra utslipp fra land i . μ_i og γ_i er skyggeprisene på henholdsvis øvre og nedre grense for utslipp, hvor begge er 0 ved en intern løsning, som vi antar.

Det gir

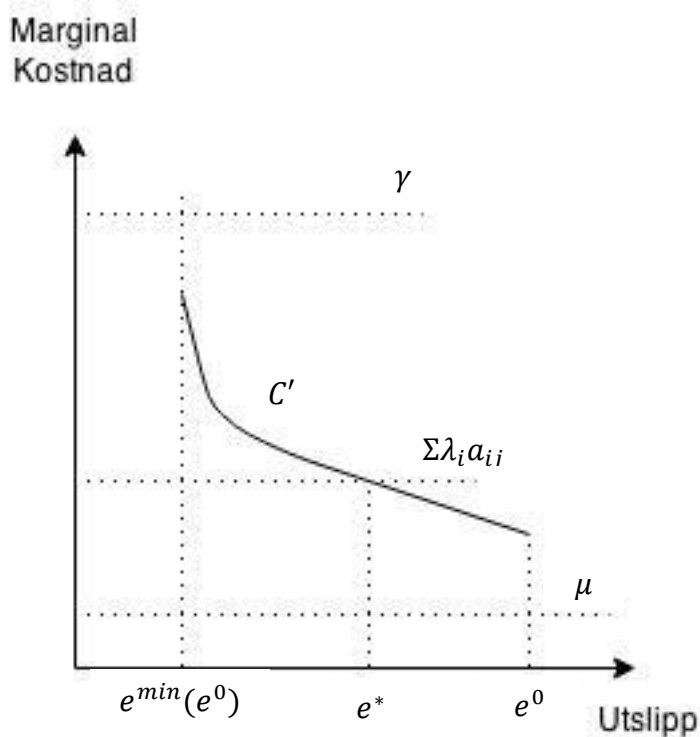
$$c'_i = \sum_{j=1}^R \lambda_j a_{ij}$$

Så i optimum er det en nødvendig betingelse at den marginale reduksjonskostnaden er lik den totale marginale vurderingen av en enhet avsetning. Vi ser også at den marginale kostnaden vil variere mellom land siden transportkoeffisientene, a_{ij} , er forskjellige. Skyggeprisene for avsetningsmålet, λ_j , er kun positiv hvis korresponderende avsetningsbetingelse er bindende. For mange reseptorer vil ikke dette være tilfellet siden målsettingen er overoppfyllt, skyggeprisen vil da være 0, for de reseptorene hvor betingelsen er bindene er skyggeprisen positiv. Fra konvolutt-teoremet har vi at:

$$\frac{\partial[-\sum_{i=1}^N c_i(e_i^0 - e_i^*, e^0)]}{\partial d_j^*} = \lambda_j$$

Denne skyggeprisen kan tolkes som endringen i målfunksjonen ved en marginal endring i avsetningsbetingelsen, i optimum. Hvis man løser opp i en bindende betingelse vil det generelt sett føre til en forbedring i målfunksjonen, som i vårt tilfelle vil si at hvis man hever målsettingen for avsetninger, tillater mer avsetning, d^* , vil det redusere kostnadene, og visa versa (Førsund 2000).

Figur 2.5 Optimal løsning



Kilde: (Førsund 1999)

Når man evaluerer resultatene fra modellen ved hjelp av skyggepriser er det viktig å huske på hva disse skyggeprisene sier. Vi får som resultat enten en skyggepris som er positiv eller en skyggepris som er 0. Den positive skyggeprisen vil bidra til kostnader mens den som er 0 ikke vil gjøre det. De positive skyggeprisene vil si noe om hvilke reseptorer som driver løsningen og vil være avgjørende i allokeringen av utslippsreduksjon. Det er ikke dermed sagt at de reseptorene uten en bindende betingelse tilknyttet seg, og dermed skyggepriser på 0 ikke har økonomisk betydning. Så lenge avsettingene er over kritisk mengde og påfører skade vil det være verdifullt å redusere avsettingene (Førsund 2000).

Kompensasjonsmekanismen

Antagelser

- L_k er settet av reseptorer i land k . Hvor summen av reseptorer for alle land er lik R
- I er et sett av N land
- M er et sett av R reseptorer, hvor $L_k \subset M$.

Vi har nå tildelt et hvert land et unikt sett med reseptorruter, så ingen ruter er delt.

I stedet for at vi skal holde oss innenfor en fastsatt avsetningsbetingelse for hver enkelt reseptorrute. Nå må man holde seg innenfor avsetningsbetingelsen i snitt innad i de forskjellige landene. Vi går da fra en avsetningsbetingelse for hver reseptorrute til en avsetningsbetingelse for hvert land. Det nye minimeringsproblemet blir som følger:

$$\text{Min}_{e_i} \sum_{i=1}^N (e_i^0 - e_i, e^0)$$

Under bi-betingelsene

$$e_i^{\min}(e_i^0) \leq e_i \leq e_i^0, i = 1, \dots, N$$

$$\sum_{j \in L_k} \left[\left(\sum_{i=1}^N a_{ij} e_i + b_j - d_j^* \right) + \text{Min} \left[0, CL_j - \left(\sum_{i=1}^N a_{ij} e_i + b_j \right) \right] \right] \leq 0, k \in I, L_k \subset M$$

Denne betingelsen tillater overskridelse av avsetningsbetingelsen i en reseptorrute så lenge det finnes en tilsvarende «innfrielse» av avsetningsbetingelsen i en eller flere andre ruter i samme land.

Lagrangefunksjonen blir da som følger:

$$\begin{aligned} L = & - \sum_{i=1}^N (e_i^0 - e_i, e^0) \\ & - \sum_{k \in I} \varphi_k \left[\sum_{j \in L_k} \left[\left(\sum_{i=1}^N a_{ij} e_i + b_j - d_j^* \right) + \text{Min} \left[0, CL_j - \left(\sum_{i=1}^N a_{ij} e_i + b_j \right) \right] \right] \right] \\ & - \sum_{i=1}^N \mu_i (e_i - e_i^0) - \sum_{i=1}^N \gamma_i (-e_i + e^{\min}(e_i^0)) \end{aligned}$$

Og de nødvendige førsteordensbetingelsene blir

$$c'_i - \sum_{k \in I} \varphi_k \sum_{j \in L_k} a_{ij} - \mu_i + \gamma_i \leq 0, i = 1, \dots, N$$

Vi antar igjen en intern løsning og får:

$$c'_i = \sum_{k \in I} \varphi_k \sum_{j \in L_k} a_{ij}$$

Vi har igjen at den marginale kostnaden er lik den totale marginale vurderingen av en avsatt enhet forurensing forårsaket av utslipp fra land i . Men nå er den totale evalueringen summen av evalueringene for hvert enkelt land k . Evalueringen for land k er gitt av skyggeprisen for en avsatt enhet ganger summen av transportkoeffisientene fra land i til land k . Det betyr at vurderingen av en avsatt enhet er lik over alle reseptorer i et land. φ_k er kun positiv hvis den tilhørende avsetningsbetingelsen er bindende, og 0 hvis ikke. For at den skal være bindende må målsettingen for avsatt forurensing være brutt i snitt over hele landet. Så det kan nå være brudd på målsettingen i en eller flere reseptorruter i et land uten at betingelsen er bindende. De marginale reduksjonskostnadene er fremdeles forskjellige fra land til land, men det kan tenkes at forskjellene er mindre ved bruk av kompensasjonsmekanismen da man unngår tilfeller med svært høye skyggepriser. Tolkningen av denne skyggeprisen er lik som tidligere sett bort ifra at det nå er snakk om betingelser tilknyttet land og ikke enkelte reseptorer. Hvis man løser opp i avsetningsbetingelsen for et land, hvor denne betingelsen er bindende, vil det redusere de totale reduksjonskostnadene med det landets skyggepris for avsetningsbetingelsen (Førsund 2000).

2.5 Usikkerhet

Når RAINS-modellen skal brukes til å bistå en beslutningsprosess er det viktig at alle parter i prosessen er klar over usikkerheten i resultatene og dataene som er brukt i modellen. Denne gjennomsiktigheten og kommunikasjonen av usikkerhetene vil skape tillitt og er viktig for at alle parter i beslutningsprosessen skal være klar over hva resultatene sier og til hvilken grad modellen speiler virkeligheten. I mangel på kommunikasjon og gjennomsiktighet kan usikkerhet brukes som en vikarierende argument for andre hensyn. I og med at modellen sitt formål er å bistå i slike forhandlingsprosesser vil god kommunikasjon av usikkerhet bidra til hvor robust modellen er, som igjen vil være i utviklernes egeninteresse.

Som alle andre IA-modeller forsøker RAINS-modellen å gi et helhetlig bilde av en kompleks virkelighet gjennom å dele virkeligheten inn i forenklede enheter med en forenklet gjengivelse av samhandlingen mellom dem. Forenklingsprosessen bidrar til usikkerhet tilknyttet det metodologiske arbeidet og dataene brukt i modellen. Usikkerheten forplanter seg i hele modellstrukturen, i antagelsene som er brukt, i innskuddsdataene, i utslippsestimatene, i reduksjonspotensialet, i transporten av forurensingen, i estimeringen av effektene og i den kostnadseffektive allokeringen av utslippsreduksjon (Amann, Heyes et al. 2004).

2.5.1 Effekter

Kilde-reseptor matrisen som RAINS-modellen bruker er sårbar for svingninger i de meteorologiske forholdene i Europa. For å håndtere dette er transportkoeffisientene basert på gjennomsnittlige værforhold i Europa over elleve år. En undersøkelse på variabiliteten til de meteorologiske forholdene viste at usikkerheten i transportkoeffisientene var under 10% for både oksidert svovel og oksidert nitrogenavsettinger (som kommer fra henholdsvis SO₂ og NO_x). Dette var kalkulert i forhold til utslippene i 1990 og det var brukt et 95% konfidensintervall. For redusert nitrogenavsettinger (fra ammoniakk) var usikkerheten på 5%. Kilde-reseptor forholdet mellom utslipp av ozon og dens forløpere NO_x og VOC blir sjekket mot resultatene fra EMEP-modellen for transport av forurensing. I forhandlingsprosesser har resultatene fra RAINS-modellen blitt bekreftet mot resultatene i EMEP-modellen, og resterende usikkerhet ligger der (Amann, Heyes et al. 2004).

I modellen er miljøeffektene av overgjødning og forsuring en funksjon av overflødig avsetning over en kritisk mengde mens miljø- og helseeffektene av ozon er en funksjon av eksponering over tid for konsentrasjoner over en terskelverdi. Disse kritiske mengdene er som sagt estimert av de individuelle medlemslandene og i tilfellene hvor det ikke er gjort er de blitt estimert av CCE. Hva gjelder tersklene for ozoneksponering er ikke forholdet mellom dosering og helseeffekt helt klart. Hvis det er blitt påvist negative helseeffekter fra ozoneksponering over lengre tid, er det ikke helt klart om det er de kortsiktige høye konsentrasjonene innad i perioden som er utslagsgivende eller om det er de lengre periodene med vedvarende eksponering for lave konsentrasjoner. Som nevnt i avsnitt 2.4.1 kan miljømålsettinger tilknyttet enkelte ruter i EMEP sitt rutenett ha store konsekvenser for allokeringen av utslippsreduksjon og påfølgende kostnader. Det at få eller et økosystem blir utslagsgivende vil også gjøre at usikkerheten tilknyttet miljøeffektene får svært mye å si. Kompensasjonsmekanismen vil da gjøre modellen mer robust som følge av at denne typen usikkerhet får mindre å si for resultatene modellen produserer (Førsund 2000).

2.5.2 Utslippsestimatene

I og med at utslippsestimatene baserer seg på aktivitetsnivået, utslippsfaktorer og reduksjonseffektiviteter vil usikkerheten i utslippsestimatene basere seg på usikkerheten knyttet til disse størrelsene. Usikkerheten i aktivitetsnivået kommer blant annet fra unøyaktigheter i måling av konsum av varer eller drivstoff, mulige avvik i sektoravgrensningene til nasjonale statistikker og antagelser om fremtidig økonomisk utvikling og strukturelle endringer i energisystemer. For utslippsfaktorer kommer usikkerhet blant annet fra at utslippsfaktorer som

blir bestemt ved å overvåke individuelle kilder blir generalisert til alle kilder i hele sektoren. For reduksjonseffektivitetene kan forskjeller i design fra forskjellige tilbydere av samme utslippsreducerende tiltak ha en innvirkning. Det samme kan lokale variasjoner i kvaliteten på brennstoffet, eller kvaliteten på hvordan en teknologi eller tiltak driftes (Suutari, Amann et al. 2004).

I et forsøk på å finne ut hvordan kvantifisert usikkerhet forplantet seg gjennom modellen fra økonomisk aktivitet i den ene enden til effekter på økosystem i den andre enden ble det funnet at kvantifiseringen av usikkerheten til de eksogene variablene ga svært usikre resultater. Usikkerheten til usikkerheten sin rolle i resultatene modellen produserer er det vanskelig å si noe om. Det er også vanskelig å si noe om hva slags innvirkning usikkerhet til ekspertvurderinger av miljømessige forhold har å si. Hvordan en feil forplanter seg kan heller ikke vises i en ikke-lineær modell, men kun i additive eller multiplikative modeller. For utslippsestimater ble det funnet at usikkerheten generelt sett er lavere for estimatene for hele land enn estimatene for de enkelte sektorene og at utslippsestimatene for SO₂ var mer usikre enn for NO_x og NH₃ (Amann, Heyes et al. 2004).

3. Gøteborgprotokollen

Gøteborgprotokollen har som hovedformål å redusere effektene av grenseoverskridende luftforurensing, nemlig forsurening, overgjødning og bakkenært ozon. Hvor de nasjonale utslippstakene for svoveldioksid, nitrogenoksider, flyktige organiske forbindelser og ammoniakk er virkemidlet som er vedtatt. Den bygger videre på tidligere protokoller som omhandler de samme typene forurensing. For svoveldioksid har vi både Helsinkiprotokollen (1985) og Osloprotokollen (1994), som begge sikter på å minske forsurening. For nitrogenoksider har vi Sofiaprotokollen (1988), som sikter på å minske forsurening, overgjødning og bakkenært ozon. For flyktige organiske forbindelser har vi Geneveprotokollen (1991), som sikter på å redusere bakkenært ozon. Gøteborgprotokollen anerkjenner synergieffektene mellom de ulike typene forurensing ved å inkorporerer alle typene i en avtale, den omtales derfor ofte som multi-effekt protokollen. De tre første protokollene har alle uniforme reduksjonsmål. I Helsinkiprotokollen forpliktet alle seg til utslippsreduksjoner på 30% (Helsinkiprotokollen 1985). I Sofiaprotokollen forplikter alle parter seg til å ikke overskride utslippsnivået i basisåret 1987⁴ (Sofiaprotokollen 1988). I Geneveprotokollen forplikter partene seg til 30 % reduksjon av utslipp, med noen unntak⁵ (Geneveprotokollen 1991). I Osloprotokollen ble RAINS-modellen brukt til å gi forhandlingene et vitenskapelig rammeverk. Det at RAINS-modellen linker utslippet med effektene og at den allokerte utslippene etter et kostnadsminimerende prinsipp gir for første gang differensierte reduksjonsforpliktelser i Osloprotokollen (Osloprotokollen 1994). For Osloprotokollen var modellen kun kalibrert for å håndtere utslippsestimater, miljøeffekter og reduksjonskostnader tilknyttet svovel og forsurening. Modellen har etter det blitt utvidet og forbedret til den versjonen lagt frem i forrige kapittel, og kan tilby samme vitenskapelige rammeverket for forhandlingene i Gøteborgprotokollen.

⁴ Alle hadde basisår 1987 utenom USA som satt basisåret til 1978.

⁵ Canada og Norge hadde definert områder for håndtering av troposfærisk ozon hvor de skulle foreta kuttene innenfor og Bulgaria, Hellas og Ungarn hadde tilstrekkelig lave utslipp, så de forpliktet seg til å holde utslippsnivåene fra basisåret 1988.

Tabell 3.1 Utslippstak for 2010 i gøteborgprotokollen og utslippstall for basisåret 1990 (målt i kilotonn per år)

Land	SO ₂		NO _x		NH ₃		VOC	
	1990	2010	1990	2010	1990	2010	1990	2010
Belgia	372	106	339	181(x)	107	74	324	144
Bulgaria	2008	856	361	266	144	108	217	185
Kroatia	180	70	87	87	37	30(x)	105	90
Kypros	46	39	18	23	7	9	18	14
Tsjekkia	1876	283	742	286	156	101	435	220
Danmark	182	55	282	127	122	69(x)	178	85
Finland	260	116	300	170	35	31(x)	209	130
Frankrike	1269	400	1882	860(x)	814	780	2957	1100
Tyskland	5313	550	2693	1081(x)	764	550	3195	995
Ungarn	1010	550	238	198	124	90	205	137
Latvia	119	107	93	84	44	44	152	136
Litauen	222	145	158	110	84	84	103	92
Luxemburg	15	4	23	11(x)	7	7	20	9
Nederland	202	50	580	266	226	128	502	191
Norge	53	22	218	156(x)	23	23(x)	310	195
Portugal	362	170	348	260	98	108	640	202
Romania	1311	918	546	437	300	210	616	523
Slovakia	543	110	225	130	62	39	149	140
Slovenia	194	27	62	45(x)	24	20	42	40
Spania	2182	774	1113	847	351	353(x)	1094	669
Sverige	119	67	338	148	61	57	526	241
Sveits	43	26	338	148	72	63	292	144
Storbritannia	3731	625	2673	1181	333	297	2555	1200

(x) – utslippstaket i var ikke innfridd i 2010

Kilde: (Gøteborgprotokollen 1999),(CEIP 2014)

Tabell 3.1 Viser forpliktelsene i gøteborgprotokollen for alle landene som ratifiserte avtalen. Hva angår svoveldioksid var samtlige land under utslippstaket i 2010. For NO_x var alle utenom Belgia, Frankrike, Tyskland, Luxemburg, Norge og Slovenia under utslippstaket. For

ammoniakk var alle utenom Kroatia, Danmark, Finland, Norge og Spania under utslippstaket og for flyktige organiske forbindelser var samtlige under utslippstaket. Så jevnt over gikk det bra med tanke på innfrielse av forpliktelsene partene hadde i protokollen. Men innfrielse av disse forpliktelsene sier ikke noe direkte om konsekvensene for miljø og økonomi. RAINS-modellen kan si noe om hvilke miljøeffekter og hvilke kostnader landene faktisk forpliktet seg til.

3.1 Scenarioanalyse

Modellen som ble brukt i gøteborgprotokollen er kalibrert med oppdatert informasjon fra CORINAIR databasen, for utslippsestimering, om utslippsfaktorer og aktivitetstyper og nivå. For kritiske mengder ble oppdatert informasjon enten innrapportert av medlemslandene av langtransportkonvensjonen eller hentet fra databasen til the Coordination Center for Effects ved det nasjonale instituttet for offentlig helse og miljøvern i Nederland. Videre er AAE metoden brukt i målsettingene for forurensing og overgjødning og kritisk mengde for en reseptor krever maksimalt 2% ubeskyttet økosystemareal. Målsettingene For bakkenært ozon er det for vegetasjon kun brukt en AOT40 på 3ppm.timer, rasjonale for å kutte ut AOT40 på 10ppm.timer for skog er at vegetasjonsmålet har vist seg å være strengere og er derfor innfridd så lenge den kritiske terskelen på AOT40 på 3ppm.timer for avlinger er innfridd. AOT60 på 0 ble brukt for helse hos mennesker. Disse målsettingene er satt for hvert enkelt land, så kompensasjonsmekanismen er tatt i bruk. Modellen er også kalibrert med antagelser om utviklingen i drivkreftene bak utslippene frem til 2010. Hvor utslippsframskrivningene er basert på disse antagelsene (Amann, Bertok et al. 1999).

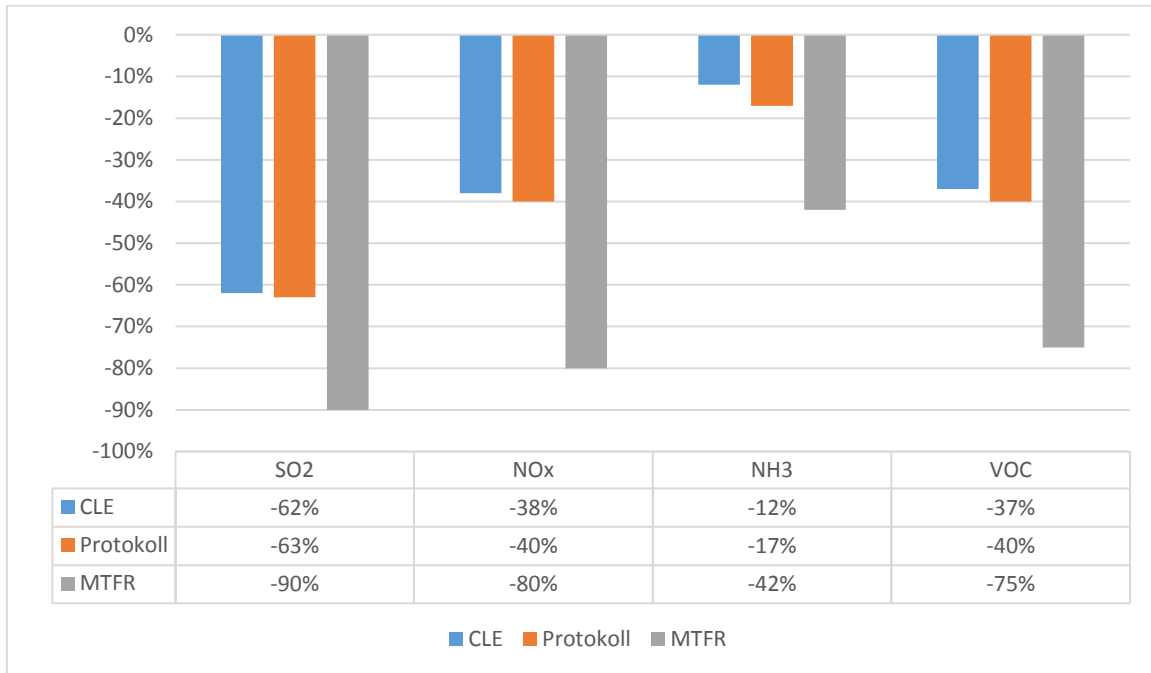
Rammene for forhandlingene ble satt av to scenarier, et referansescenario, ofte kalt CLE⁶-scenariet, og et scenario hvor reduksjonspotensialet blir utnyttet til det fulle, ofte kalt MTFR-scenariet. I CLE-scenariet vil RAINS-modellen estimere miljøeffektene fremover som følge av situasjonen på forhandlingstidspunktet, med tilhørende kostnader. I MTFR-scenariet predikerer modellen miljøeffektene fremover hvis de mest effektive tilgjengelige kontroll og reduksjonstiltakene ble implementert og utnyttet til full kapasitet. Innenfor disse rammene ble det generert en rekke scenarier på vei mot forpliktelsene i protokollen. I Protokoll-scenariet vil modellen predikere miljøeffektene av innfrielse av protokollen. Disse tre scenariene vil bli

⁶ Det er viktig å være oppmerksom på at CLE-scenariet og inkluderer forskjellige typer lovgiving. Både nasjonale og internasjonale bestemmelser som omfatter forurensing, for eksempel lovgivninger om innhold i forskjellige typer drivstoff eller grenseverdier for utslipp fra forskjellige kilder. Så utslippsreduksjonene som er estimert for dette scenariet krever aktiv oppfølging og implementering av eksisterende lovverk.

presentert med resultater for Europa som helhet for så å bli sammenlignet med et siste scenario som viser miljøeffektene av situasjonen i basisåret 1990.

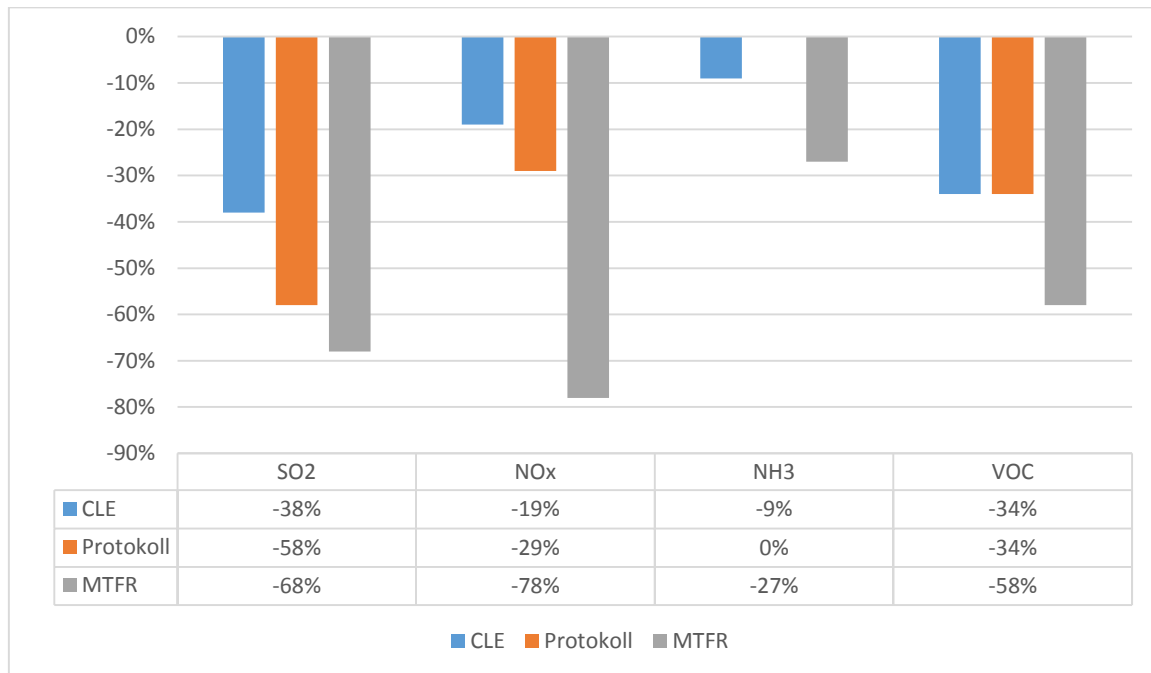
3.2 Utslipp

Figur 3.1 Europa: Prosentvis utslippsreduksjon av SO₂, NO_x, NH₃ og VOC fra basisåret 1990 for CLE-, protokoll- og MTFR-scenariet



Kilde: (Amann, Bertok et al. 1999)

Figur 3.2 Norge: Prosentvis utslippsreduksjon av SO₂, NO_x, NH₃ og VOC fra basisåret 1990 for CLE-, protokoll- og MTFR-scenariet



Kilde: (Amann, Bertok et al. 1999)

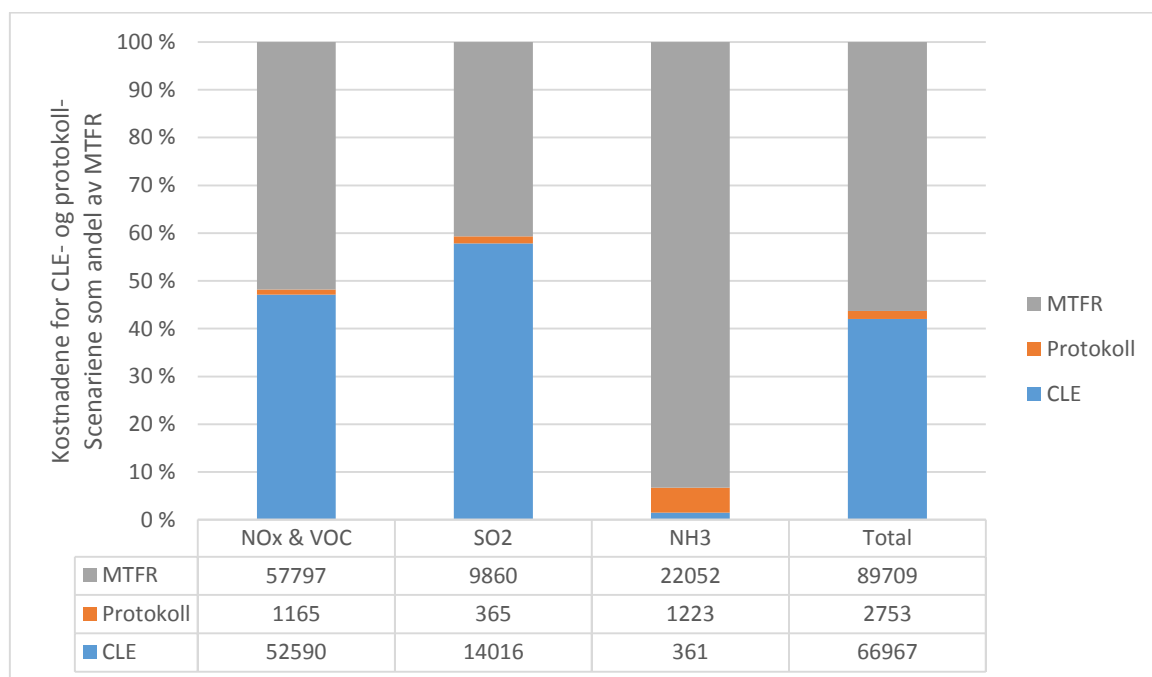
I figur 3.1 og 3.2 er utslippsnivået av NO_x, SO₂, VOC og NH₃, gitt av de forskjellige scenariene, presentert med prosentvise endringer fra utslippsnivået i 1990, for henholdsvis Europa totalt og Norge. Det er tydelig Gøteborgprotokollen er en videreføring av de tidligere avtalene når man ser på forpliktelsene sammenlignet med hvordan situasjonen var under forhandlingene. For NO_x gir gøteborgprotokollen en forpliktelse på 40% reduksjon fra basisåret 1990 innen 2010, mens CLE-scenariet indikerer at utlippene vil bli redusert med 38% fra 1990 uten ytterligere tiltak. Norge forplikter seg til en reduksjon på 29% i utlippene fra 1990, som er betraktelig større enn den antatte reduksjonen på 19% uten ytterligere tiltak. Dette indikerer at utlippene av NO_x i Norge bidrar til avsetninger over den kritiske mengden, og over den fastsatte målsettingen i optimeringsprosedyren, i de økosystemene som påvirkes av utlipp fra Norge. Vi ser også at vi er langt unna makspotensialet. For VOC er situasjonen for Norge annerledes. Resultatene i RAINS-modellen indikerer at det ikke er nødvendig med ytterligere tiltak for å nå forpliktelsene, som igjen indikerer at VOC utlipp fra Norge ikke bidrar til ozonkonsentrasjoner over de angitte tersklene for helse og vegetasjon. Totalt i Europa vil ingen ytterligere tiltak indikere en reduksjon på 37% fra 1990, hvor forpliktelsen er på 40% reduksjon. Situasjonen for SO₂ er liknende den for NO_x, både for Norge og Totalt sett. For NH₃ er ikke Norge forpliktet til noen reduksjon fra 1990, som igjen indikerer at nitrogenavsetninger fra utlipp i Norge ikke bidrar til forsuring eller overgjødning over kritisk mengde. Resultatene

indikerer faktisk at vi kan øke utslippene utover det som er angitt av CLE-scenariet uten å bryte forpliktelsene.

3.3 Kostnader

I figur 3.3 er kostnadene tilknyttet utslippsreduksjonene i forrige avsnitt presentert. Kostnadene for VOC og NOx er satt sammen i tabell 3.7 fordi tiltakene i modellen for reduksjon av NOx er de samme som for VOC. Figuren viser kostnadene tilknyttet reduksjon av de ulike typene forurensing i CLE- og protokoll-scenariene som andel av kostnadene ved MTFR scenariet. Sett bort i fra ammoniakk bidrar ikke forpliktelsene i gøteborgprotokollen til store kostnadsøkninger utover CLE-scenariet.

Figur 3.3 Kostnader for reduksjon av NOx og VOC, SO2 og NH3, millioner EURO per år.



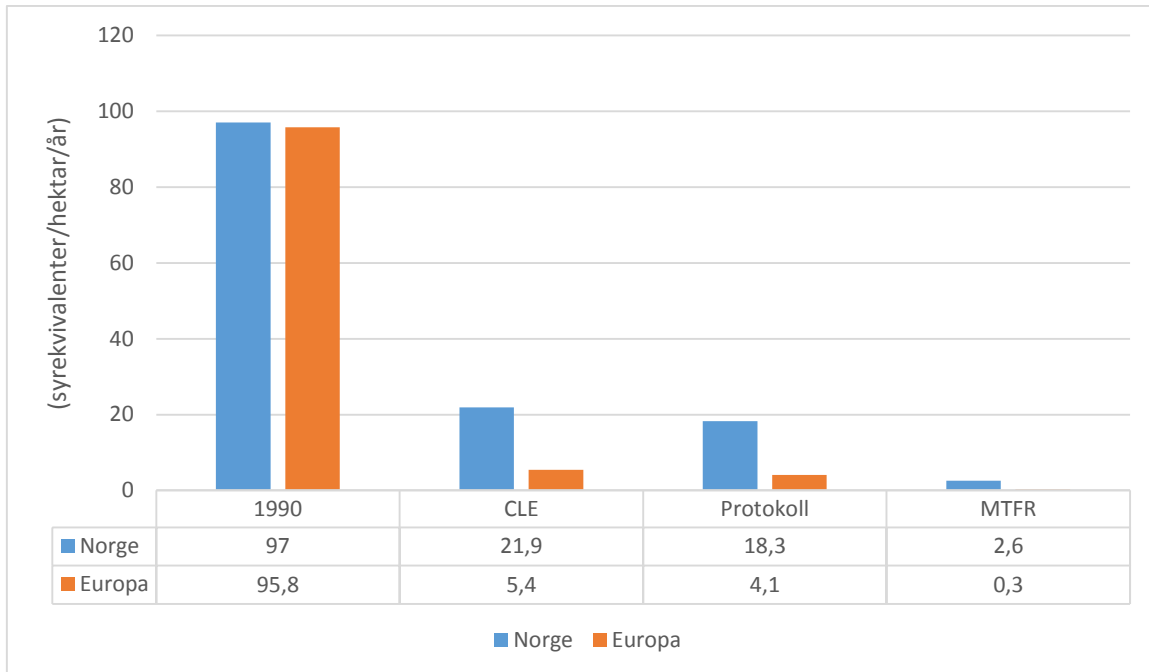
Kilde: (Amann, Bertok et al. 1999)

3.4 Miljøeffekter

Figur 3.4 viser indikatorer for forsurening for utslippsnivået i 1990 og for de tre scenariene. Det vises, for Norge og Europa, den akkumulerte gjennomsnittlige avsetningen over kritisk mengde målt i syreekvivalenter. Det ble estimert en markant nedgang i akkumulert gjennomsnittlig overskridelse av kritisk mengde for Norge og Europa fra 1990 situasjonen til CLE- og protokoll-scenariene. Forskjellen mellom CLE- og protokoll-scenariene er mer moderat. Det

kan tyde på at forsuring er mer prekært i Norge enn i Europa for øvrig med høyere gjennomsnittlig akkumulert avsatt mengde over kritisk verdi.

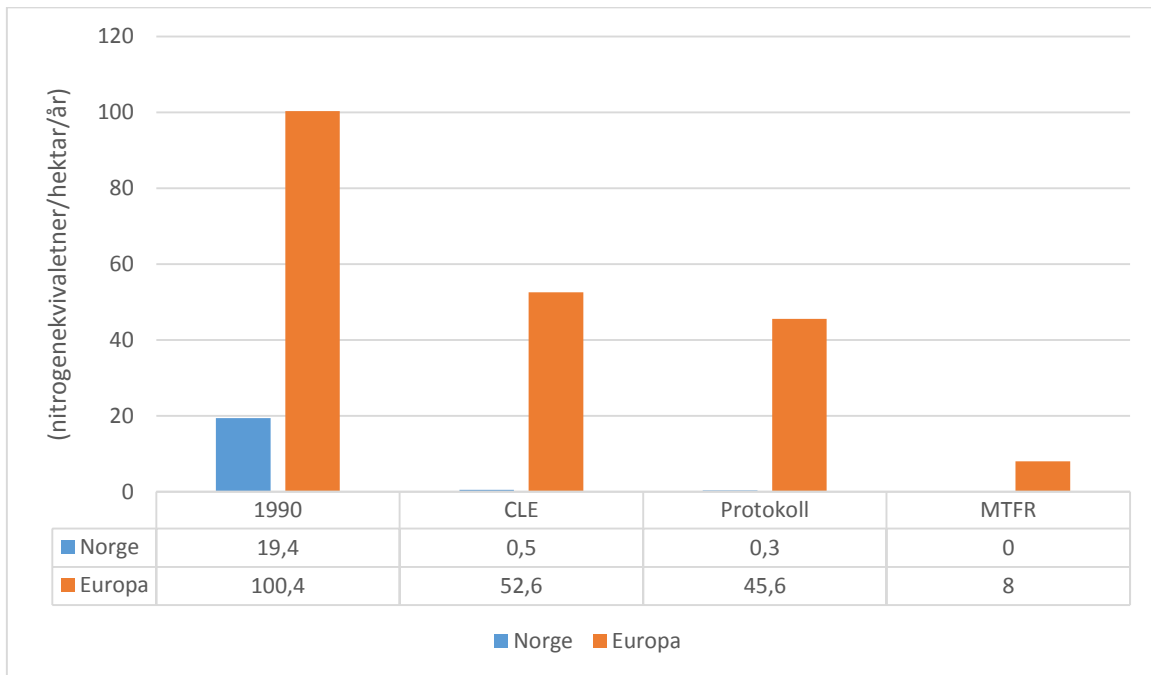
Figur 3.4 Akkumulert gjennomsnittlig overskridelse over kritisk mengde for forsuring i 1990 og for CLE-, protokoll- og MTFR-scenariene.



Kilde: (Amann, Bertok et al. 1999)

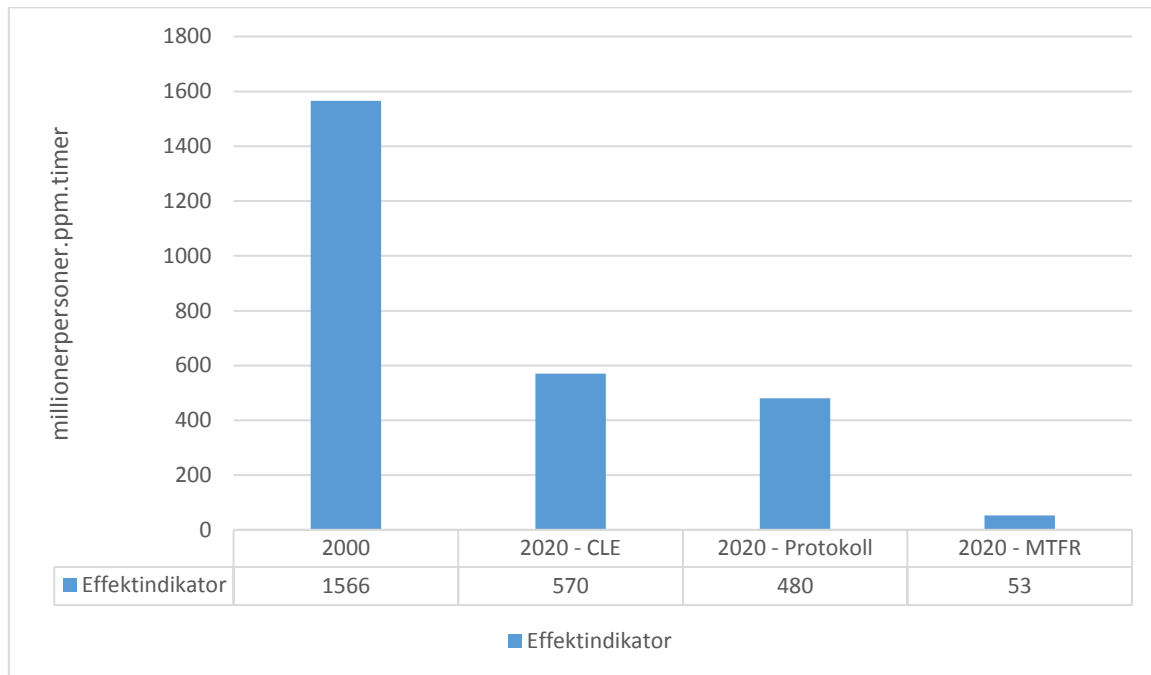
Figur 3.5 viser indikatorer for overgjødning for utslippsnivået i 1990 og for de tre scenariene. På samme måte som for forsuring vises det for Norge og Europa den akkumulerte gjennomsnittlige avsetningen over kritisk mengde målt i syreekvivalenter. Også her er det estimert en markant nedgang for Norge og Europa fra 1990 situasjonen til CLE- og protokoll-scenariene. Forskjellen mellom CLE- og protokoll-scenariene er mer moderat. I motsetning til forsuring er overgjødning mindre prekært for Norge enn Europa for øvrig, med betraktelig lavere gjennomsnittlig avsatt mengde over kritisk verdi.

Figur 3.5 Akkumulert gjennomsnittlig overskridelse over kritisk mengde for overgjødning i 1990 og for CLE-, protokoll- og MTFR-scenariene.



Figur 3.6 viser hvor mange millioner personer som utsettes for akkumulert overskytende ozonkonsentrasjon over en AOT60 på 0. Man kan ikke bruke disse indikatorene til å si noe om de negative effektene av eksponering for ozon, men de kan brukes til å sammenligne de ulike scenariene. For Europa i helhet ser vi en markant nedgang i befolkning og vegetasjonsindikatorerne fra 1990 nivået mens forskjellen mellom CLE- og protokoll-scenariet er moderat. Indikatorene er for grove til å si noe om forskjellen mellom CLE- og protokoll-scenariet for Norge sin del som var, hvor de var på 0 i begge tilfeller.

Figur 3.6 Effektindikator av ozon i 1990 og for CLE-, protokoll- og MTFR scenariene, for Europa totalt



Alt i alt sier resultatene fra RAINS-modellen at det skulle bli en betydelig forbedring av alle miljøeffektene underlagt protokollen fra situasjonen i 1990. Det fantes også potensiale for betydelige forbedringer utover det. Hvis man sammenligner resultatene mellom CLE-scenariet og protokoll-scenariet er forskjellene betydelig mindre. Nyvinningene i gøteborgprotokollen går heller på det at man håndterer alle effektene under en paraply, en multi-effekt tilnæringsmåte til de enkelte typene forurensing, og at man anerkjenner de forskjellige effektene av utslippene til de ulike landene, ved å differensiere reduksjonsforpliktelsene.

3.5 Ex-post evaluering

Det følger naturlig å spørre hvor nøyaktige disse estimatene var. På den ene siden har vi usikkerhet i de opprinnelige estimatene for utslipp, hvor bidragsytende faktorer er nevnt i avsnitt 2.5.2. For Norge sin del er utslippsestimatene endret med tilbakevirkende kraft på grunn av endrede utslippsfaktorer for anleggsmaskiner og traktorer, det har ført til at estimatene for NO_x og VOC har blitt redusert mens estimatene for NH₃ har økt (SSB 2015). Et mer omfattende tilfelle er en endring i utslippsfaktorene for NO_x tilknyttet de ulike EURO standardene for kjøretøy. Utslippsfaktorene som ble brukt i forhandlingene har senere blitt oppjustert, som vil si lik mengde energi brukt under samme EURO standard tilsvarer et høyere utslipp enn det opprinnelig var antatt (Kelly, Lumberas et al. 2009). Hvis dette er tilfellet vil det si at det faktiske utslippet av NO_x fra transportsektoren var høyere under forhandlingene

enn det som var lagt til grunn. I den opprinnelige utgaven av Gøteborgprotokollen er det ingen mulighet for å gjøre endringer i utslippsforpliktelsene etter at protokollen var signert og ratifisert. Hvis de opprinnelige utslippsestimatene var feil estimert vil det gjøre forpliktelsene større for de påvirkede landene, som igjen kan legge press på protokollen.

På den andre siden har vi usikkerhet tilknyttet framskrivningene av utslippene. Utvikling i drivkreftene bak utslippene utover det som var lagt til grunn under forhandlingene vil gjøre det vanskeligere å nå et fastsatt utslippstak, og visa versa. Det kan også bidra til å undergrave prinsippet om kostnadseffektivitet. Hvis den økonomiske utviklingen i et land presser utslippene opp på et høyere nivå vil det kanskje være nødvendig å ta i bruk utslippsreducerende tiltak med en høyere kostnad. I et slikt tilfelle ville man kanskje kunne oppnå de samme effektmålene til en billigere penge ved å ta reduksjonen et annet sted.

Tabell 3.2 Framskrivningen av sentrale drivkrefter fra 1990 til 2010 for Norge sammenlignet med faktisk endring

	Norge	
	Antatt endring 1990-2010 (%)	Faktisk endring* 1990-2010 (%)
Innbyggertall 2010 (millioner personer)	4,3%	14,8%
BNP 2010 (milliarder EURO)	49%	67%
Energikonsum (PJ)	34%	23%

*Tallene som den faktiske endringen er basert på er ikke nødvendigvis definert helt likt som de tallene som de antatte endringene er basert på.

Kilde: (SSB 2015)

Tabell 3.14 viser at Norge har opplevd både større befolkningsvekst og vekst i bruttonasjonal produkt, men lavere vekst i energikonsum enn det så var antatt. Denne underestimeringen av befolknings vekst og økonomisk vekst er tilfellet for mange andre land også (Kelly, Lumberas et al. 2009). Det at usikkerheten i modelleringsarbeidet har uopprettelige konsekvenser for forpliktelsene for de enkelte parter under protokollen kan ses på som en institusjonell svakhet og har blitt tatt hensyn til revideringen av protokollen av 2012.

4. Fra RAINS til GAINS

Greenhouse gas – Air Pollution Interactions and Synergies (GAINS) modellen bygger videre på RAINS modellen. Prinsipielt sett er det samme type modell i og med at den minimerer reduksjonskostnadene gitt et sett med effektmål. En hovedforskjell er at GAINS modellen inkluderer klimagassene underlagt Kyoto-protokollen, karbondioksid (CO₂), metan (CH₄), dinitrogenoksid (N₂O) og F-gassene HFC, PFC og SF₆. Utviklingen kom som følge av tiltagende mengde forskning om interaksjonseffekter mellom klimagasser og luftforurensingen underlagt protokollen. Disse interaksjonseffektene er mange og ofte tvetydige og inkluderer (Klaassen, Amann et al. 2004):

- Felles kilder og felles reduksjonstiltak, man kan redusere flere effekter med et enkelt tiltak, noe som gir potensiale for større grad av kostnadseffektivitet.
- På andre siden kan noen tiltak for å redusere NH₃ øke utslipp av N₂O
- Metan er både en klimagass og en ozonforløper
- Ozon bidrar til helseskader og skade på vegetasjon men er også en klimagass og bidrar til global oppvarming
- NO_x og VOC reduserer atmosfærisk levetid av metan og kan derfor bidra til redusert global oppvarming
- NO_x og NH₃ kan indirekte bidra til redusert global oppvarming gjennom overgjødning, hvor økt plantevekst bidrar til økt naturlig CO₂ fangst.

Men klimaeffektene av luftforurensing og klimagasser er ikke underlagt gøteborgprotokollen og kommer ikke til å bli utforsket ytterligere.

4.1 Sentrale endringer

Først og fremst må modellen oppdateres med den nyeste tilgjengelige informasjon. Alle variablene som er eksogent gitt må oppdateres i henhold til de databasene eller eksterne modellene de var hentet fra. Dette blir gjort i forkant av alle forhandlingsprosesser som modellen brukes i, som også var tilfellet med RAINS-modellen (Amann, Bertok et al. 2011).

En nyvinning er at modellen nå inkluderer fine partikler, PM_{2.5}, som vil si partikler med en diameter som er mindre enn 2.5 μm, ofte omtalt som svevestøv. Modellen estimerer årlig gjennomsnittlig konsentrasjon av svevestøv på de enkelte reseptorrutene, PM_j , basert på direkte utslipp og utslipp av NO_x, NH₃ og SO₂ som fungerer som forløpere. Basert på den årlige gjennomsnittlig konsentrasjon estimerer også modellen en city-delta størrelse. Denne størrelsen

er ekstra konsentrasjon av PM2.5 man kan forvente å finne i urbane områder. I tillegg til informasjonen fra de gjennomsnittlige konsentrasjonsverdiene estimeres denne som en funksjon av lokale primære utslipp innad i byen, byens diameter, gjennomsnittlige vindhastigheter i byen og kjemiske og meteorologiske forhold. Disse størrelsene blir brukt til å estimere antall år redusert levealder (Years of life lost, YOLL) for delen av en befolkning som er over 30 år. Det har vært en lignende utvikling for helseeffektene av ozon. I stedet for en AOT60 på 0 har de gått over til den såkalte SOMO35 målsetningen, som er summen av maksimal gjennomsnittlig ozonkonsentrasjon i et 8-timers bevegelig gjennomsnitt, over et helt år, over en ozonkonsentrasjon på 35ppb. Dette estimatet legger større vekt på effektene av eksponering for lavere konsentrasjoner over tid enn det tidligere målsetningen som vektla konsentrasjonstoppene. Verdien på SOMO35 brukes til å avgjøre antall premature dødsfall per år, men målsettingen i optimeringen er satt i forhold til SOMO35 størrelsen. I tillegg til dette er modellen utvidet rent geografisk til å omfatte store deler av Asia. En av grunnene for utvidelsen østover er for å gjøre rede for større deler av forurensingen som påvirker land i ytterkanten av Europa (Amanna, Bertoka et al. 2010).

To andre sentrale nyvinninger er inkluderingen av strukturelle tiltak og inkluderingen av tiltak som reduserer utslippet av flere typer forurensing. Strukturelle tiltak inkluderer bytte av brennstoff, for eksempel fra kull til gass, og energieffektivitetsforbedringer. Multi-forurensingstiltak var riktig nok inkludert i RAINS-modellen i form av at kombinerte kostnadskurver for VOC og NOx. Nå vil alle tiltak bli vurdert med reduksjonspotensiale for alle aktuelle forurensingstyper. Disse endringene gir også en ny optimeringsprosedyre (Wagner and Schöpp 2007).

I den nye optimeringsprosedyren minimerer man totale kostnader med hensyn på de implementeringsrate og aktivitetsnivå tilknyttet de enkelte tiltakene. Den nye målfunksjonen i GAINS-modellen er:

$$Total\ kostnad = \sum_{i \in I} \sum_{s \in S} \sum_{f \in F} \left(\sum_{t \in T_{s,f}} c_{i,s,f,t}^x \cdot x_{i,s,f,t} + \sum_{(s',f') \in A_{i,s,f}} c_{i,s,f,s',f'}^y \cdot y_{i,s,f,s',f'} \right)$$

Hvor

$$- \quad x_{i,s,f,t} = a_{i,s,f} \cdot q_{i,s,f,t}$$

Første ledd i parentesen er det samme kostnadsuttrykket som vi hadde tidligere, men kostnadskomponenten $c_{i,s,f,t}^x$ er kostnad per aktivitetsenhet ved tiltak t og sektor-

aktivitetskombinasjon (s,f) i motsetning til kostnad per enhet redusert utslipp fra tidligere. $x_{i,s,f,t}$ er produktet av aktivitetsnivået for en aktivitet, f , og implementeringsraten av tiltak t , som vi har fra likning 2.1. $x_{i,s,f,t}$ representerer ikke aktivitetsnivået i sektoren men kun aktivitetsnivået til den delen hvor tiltak t er brukt. Settet $T_{s,f}$ inkluderer også tiltaket «ingen tiltak», altså tilfellet hvor ingen tiltak er implementert. Hvis vi summerer over alle t for $x_{i,s,f,t}$ finner vi det totale aktivitetsnivået i sektoren $a_{i,s,f}$. Som kanskje er et mer tilgjengelig konsept, at man bestemmer hvor stor andel av aktivitetsnivået som skal være underlagt de forskjellige utslippsreducerende tiltakene.

Andre ledd i parenteser er kostnaden tilknyttet strukturelle tiltak, og her kan det passe med noen forklaringer.

- $c_{i,s,f,s',f'}^y$ er kostnaden tilknyttet å bytte ut en eksisterende aktivitetstype med en annen. For eksempel å bytte ut kull med gass. Dette er også kostnad per aktivitetsenhet.
- $y_{i,s,f,s',f'}$ er da aktivitets substitusjons variabelen. Denne variabelen beskriver å bytte ut en eksisterende sektor-aktivitetskombinasjon, (s,f) , med en annen, (s',f') . I de aller fleste tilfeller er $s=s'$, men ikke alltid. $y_{i,s,f,s',f'} \geq 0$.
- Settet $A_{i,s,f}$ er settet med tillatte substitusjoner. Det er alltid begrenset for en gitt sektor-aktivitetskombinasjon hvilke substitusjoner som er tilgjengelig.

Modellen er på samme måte som RAINS-modellen begrenset av potensialet til de tilgjengelige tiltakene, men her ligger det litt mer fremme i dagen og ikke bakt inn i utslippsestimatene. Et tilgjengelig eksempel på dette er EURO-standardene for kjøretøy, det er ingen mulighet for å implementere denne standarden på den eksisterende bilparken men er begrenset til nye kjøretøy. Da vil implementeringsraten på et hvert tidspunkt være bundet av en øvre grense $q_{i,s,f,t} \leq q_{i,s,f,t}^{max}$. Det finnes et uttal slike begrensinger forårsaket av faktiske tekniske karakteristikk ved de ulike tiltakene. Modellen er også bundet av et nytt forhold, nemlig balanse i aktivitetsnivået. Når man nå kan bytte ut en sektor-aktivitetskombinasjon med en annen er det viktig å ha balanse i regnskapet. Når (s,f) erstattes med (s',f') er det viktig å gjøre rede for at (s,f) faktisk forsvinner og at (s',f') blir lagt til.

I tillegg til overgjødning og forsuring og effekter på vegetasjon fra ozon, som er beregnet som tidligere, blir det nå satt effektmål i forhold til det nye SOMO35 målsettingen for helseeffekter av eksponering av ozon og for antall leveår redusert som følge av eksponering for PM2.5. En

full matematisk gjennomgang av optimeringsmodulen i GAINS modellen finnes i (Wagner, Amann et al. 2007).

RAINS-modellen bruker som kjent utslippsnivået av de forskjellige forurensingstypene som valg-variabel i minimeringsproblemet. Ved å bruke aktivitetsnivået i stedet får man nye fordeler.

- Tiltak som omfatter reduksjon av flere typer forurensing blir tilstrekkelig representert. I RAINS modellen ville et slikt tiltak blitt vurdert kun med tanke på dens kostnad tilknyttet en type forurensing, og vil dermed virke mindre kostnadseffektivt enn de faktisk er. I GAINS modellen vil kostnaden tilknyttet disse tiltakene bli vurdert opp imot reduksjon av alle aktuelle forurensingstyper.
- GAINS åpner for å lettere gjøre endringer i den underliggende energistrukturen. Man kan analysere slike endringer i RAINS rammeverket også, men en endring i aktivitetstypene fører til at man måtte kalkulere nye kostnadskurver. Det at teknologiene er eksplisitt representert i målfunksjonen gjør dette betraktelig lettere.
- Det at man kan analysere strukturelle tiltak gir økt potensiale for utslippsreduksjon. Hvis man kun vurderer de rent tekniske tiltakene vil GAINS og RAINS gi like muligheter i MTFR-scenariet. Ved å i tillegg kunne endre energisammensettingen i en gitt sektor i mer miljøvennlig retning utvides dette potensialet.

4.2 Revisjon av Gøteborgprotokollen

Den reviderte gøteborgprotokollen setter først og fremst nye utslippsforpliktelser for partene og gir et oppdatert sett av tillatte grenseverdier på utvalgte utslippskilder. På grunn av usikkerheten tilknyttet estimering av utslipp og anerkjennelsen av at endrede utslippsestimater potensielt kan gjøre det vanskeligere å innfri forpliktelsene, åpner protokollen nå for å endre forpliktelsene hvis det opprinnelige grunnlaget beviselig er endret (ECE 2012). Eksempelvis, hvis måten man estimerer utslipp på endres, for eksempel ved å inkludere flere utslippskilder eller bruker nye utslippsfaktorer skal ikke endringene få utslag i forpliktelsene. De nye utslippsforpliktelsene gir maksnivå for SO₂, NO_x, NH₃, VOC og PM_{2,5} fra 2020 og fremover og er angitt som prosentvis reduksjon fra nivået i basisåret 2005. Forpliktelsene er presentert i tabell 4.1 for landene som har ratifisert avtalen.

Tabell 4.1 Utslippsforpliktelser i den reviderte gøteborgprotokollen, utslippstallene for 2005 er angitt i kilotonn.

	SO ₂		NO _x		NH ₃		VOC		PM	
	2005	(%)	2005	(%)	2005	(%)	2005	(%)	2005	(%)
Belgia	145	43	291	41	71	2	143	21	24	20
Bulgaria	777	78	154	41	60	3	158	21	44	20
Kroatia	63	55	81	31	40	1	101	34	13	18
Kypros	38	83	21	44	5,8	10	14	45	2,9	46
Tsjekkia	219	45	286	35	82	7	182	18	22	17
Danmark	23	35	181	56	83	24	110	35	25	33
Finland	69	30	177	35	39	20	131	35	36	30
Frankrike	467	55	1430	50	661	4	1232	43	304	27
Tyskland	517	21	1464	39	573	5	1143	13	121	26
Ungarn	129	46	203	34	80	10	177	30	31	13
Latvia	6,7	8	37	32	16	1	73	27	27	16
Litauen	44	55	58	48	39	10	84	32	8,7	20
Luxemburg	2,5	34	19	43	5	1	9,8	29	3,1	15
Nederland	65	28	370	45	141	13	182	8	21	37
Norge	24	10	200	23	23	8	218	40	52	30
Portugal	177	63	256	36	50	7	207	18	65	15
Romania	643	77	309	45	199	13	425	25	106	28
Slovakia	89	57	102	36	29	15	73	18	37	36
Slovenia	40	63	47	39	18	1	37	23	14	25
Spania	1282	67	1292	41	365	3	809	22	93	15
Sverige	36	22	174	36	55	15	197	25	29	19
Sveits	17	21	94	41	64	8	103	30	11	26
Storbritannia	706	59	1580	55	307	8	1088	32	81	30

Kilde: (Gøteborgprotokollen 2012)

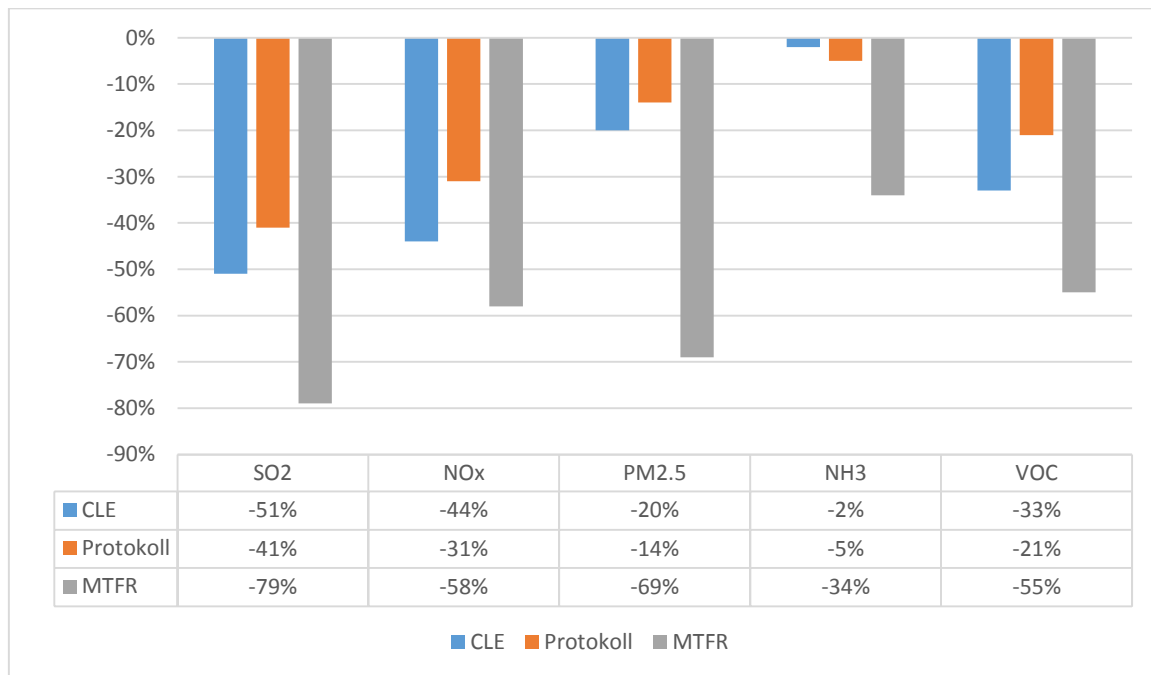
4.2.1 Scenarioanalyser

Som ved forhandlingen av den første gøteborgprotokollen er scenarioanalyser for ulike ambisjonsnivåer brukt for å vurdere de økonomiske og miljømessige konsekvensene av forpliktelsene de kommer frem til. I scenariene som ble presentert for partene er modellen satt opp på samme måte som tidligere, men AAE metoden for forsuring og overgjødsling, men med de nye effektmålene for ozon og fine partikler (Amann, Bertok et al. 2011) Det blir presentert

resultater fra to av disse scenariene sammenlignet med protokoll scenariet. På samme måte som i kapittel 3 blir protokollscenariet sammenlignet med et referansescenario og et scenario som beskriver det maskimale utslippsreduksjonspotensiale.

Utslipp

Figur 4.1 Prosentvis utslippsreduksjon av SO₂, NO_x, PM_{2.5}, NH₃ og VOC fra 2005 til 2020 for CLE-, Protokoll- og MTFR-scenariene



Kilde: (Amann, Bertok et al. 2012)

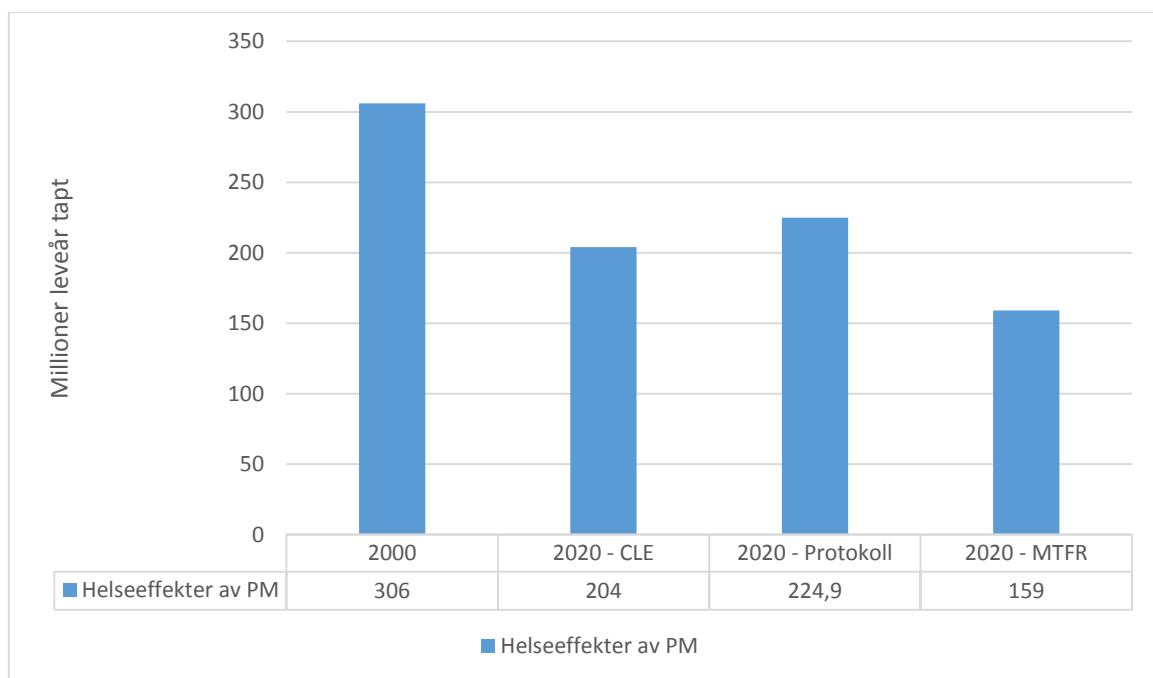
Figur 4.1 viser estimert prosentvis reduksjon i de totale utslippene fra 2005 til 2020 i de tre forskjellige scenariene. For SO₂ er det estimert en nedgang på 41% fra nivået i 2005 ved implementering av protokollen. Dette er en mindre reduksjon enn det som er estimert for CLE-scenariet. Det samme er tilfellet for NO_x, PM_{2.5} og VOC, alle reduksjonene er lavere enn det som var estimert for CLE-scenariet. Ammoniakk er eneste unntak, hvor utslippsforpliktelsene i gøteborgprotokollen er mer ambisiøse enn det som er estimert for CLE-scenariet. Det er også tydelig at det er betydelig potensiale for utslippsreduksjon utover det som er forpliktet i gøteborgprotokollen.

Miljøeffekter

Figur 4.2-4.5 viser estimert endring i effektindikatorerne for overgjødning, forsurening og helseeffekter fra PM_{2.5} og ozon for de tre scenariene sammenlignet med nivået for 2000.

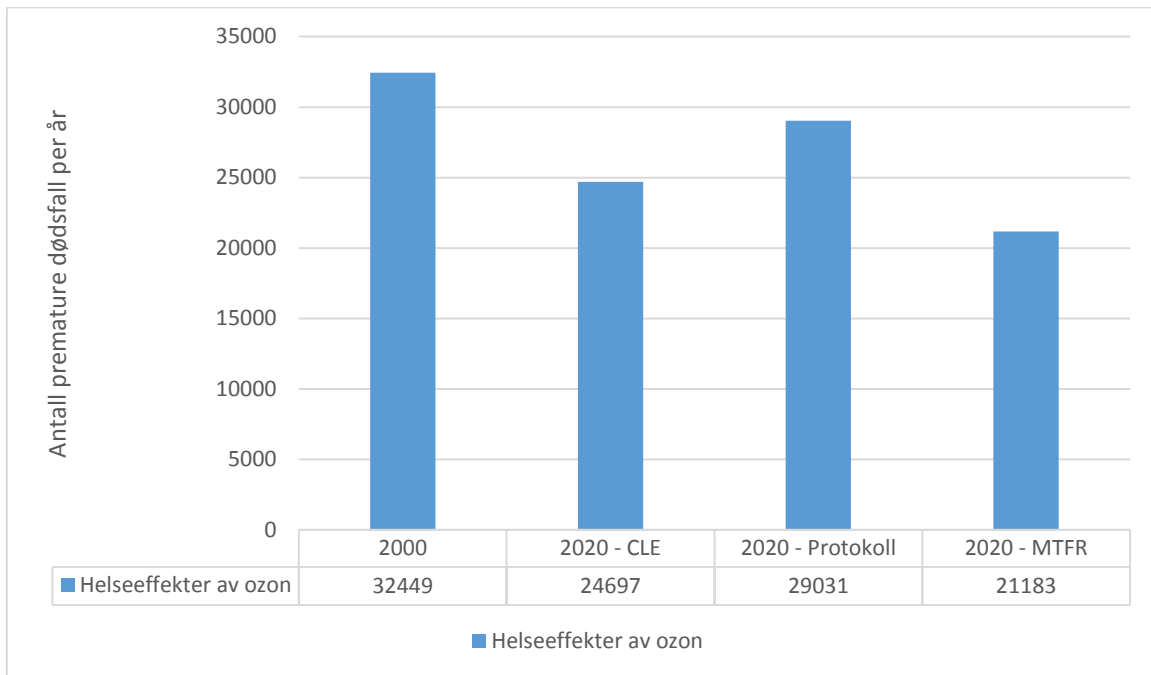
Tendensen er lik for alle sammen, sammenlignet med effektindikatorene fra 2000 er det betydelige forbedringer over hele linja. Antall leveår som går tapt som følge av eksponering for PM2.5 er forventet redusert med 27%. Antall premature dødsfall per år som følge av eksponering for ozon er forventet redusert med 11%. Det er forventet en reduksjon i akkumulert gjennomsnittlig overskridelse på 42% for overgjødning og en reduksjon på 76% for forurening. Men ingen av disse reduksjonene når opp til hva som er estimert for CLE-scenariet. Det kan komme av flere årsaker, for eksempel uenighet om de underliggende estimatene på den framtidige utviklingen i drivkreftene, usikkerhet om nøyaktigheten til utslippsestimatene, andre antagelser om implementering av forskjellige lovverk som ligger inne i CLE-scenariet eller kanskje en preventiv buffer for å ta høyde for uforutsett utvikling (Amann, Bertok et al. 2012). Vi ser også

Figur 4.2 Helseeffekter fra PM2.5 i år 2000 og for CLE-, protokoll- og MTFR-scenariene (millioner leveår tapt)



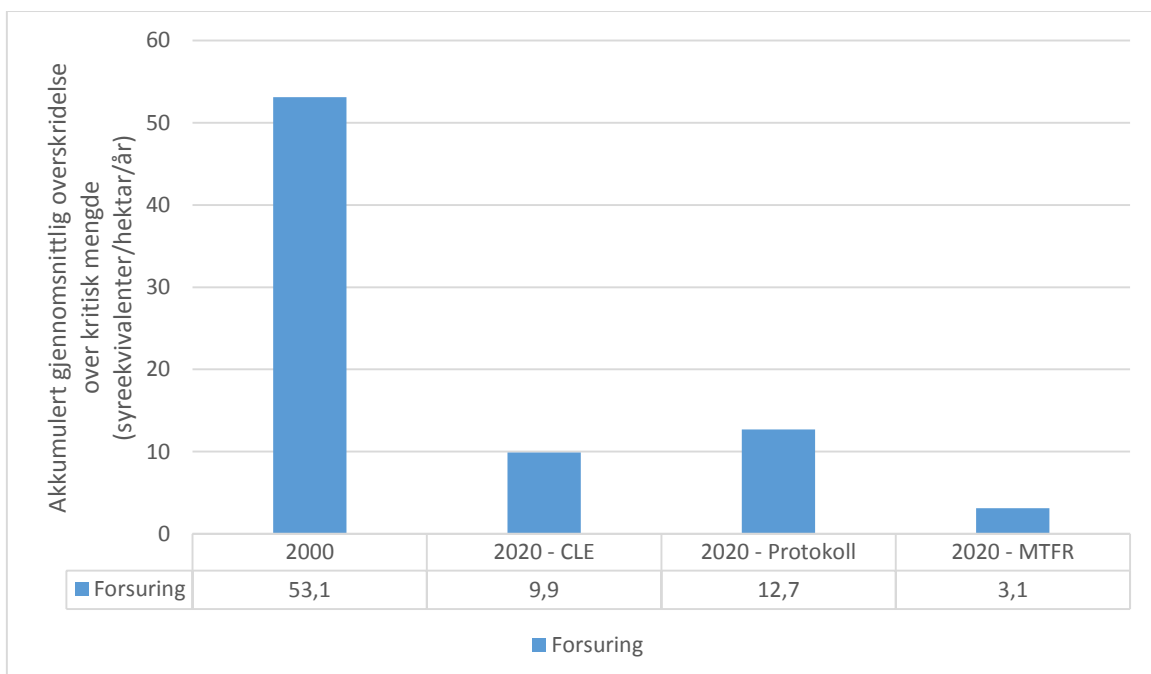
Kilde: (Amann, Bertok et al. 2012)

Figur 4.3 Helseeffekter fra ozon i år 2000 og for CLE-, protokoll- og MTFR-scenariene, (antall premature dødsfall per år)



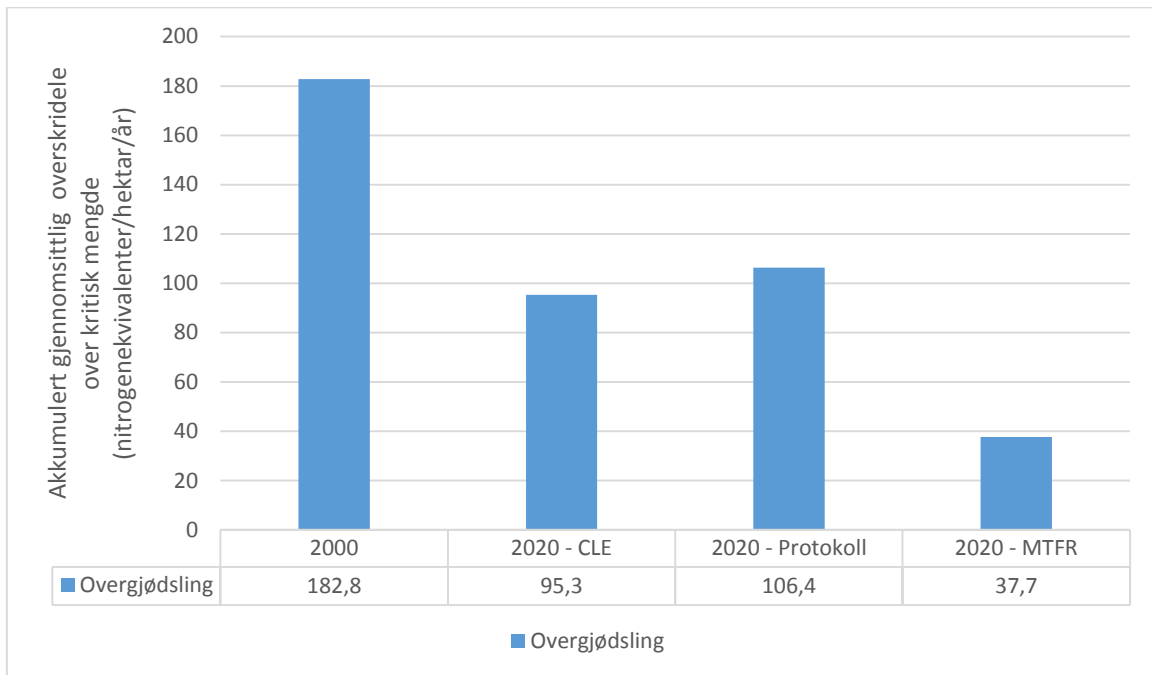
Kilde: (Amann, Bertok et al. 2012)

Figur 4.4 Akkumulert gjennomsnittlig overskridelse over kritisk mengde for forsuring i 2000 og for CLE-, protokoll- og MTFR scenariene.



Kilde: (Amann, Bertok et al. 2012)

Figur 4.5 Akkumulert gjennomsnittlig overskridelse over kritisk mengde for forsuring i 2000 og for CLE-, protokoll- og MTFR scenariene.



Kilde: (Amann, Bertok et al. 2012)

5. Nytte-kostnad

I partielle likevektsmodeller finnes det to hovedtilnærminger for å knytte miljøvariabler opp mot aktiviteten til økonomiske aktører. Begge to knytter økonomisk aktivitet opp mot generering av potensielt forurensende residualer, forskjellen ligger i hvordan man knytter denne forurensingen opp mot miljøet. Den ene kan kalles miljøstandard tilnærmingen, som GAINS modellen faller inn under. Der man knytter forurensingen opp mot en miljøstandard i det relevante mottakermedium. Optimal mengde utslipp baserer seg da på å minimere kostnadene ved å kontrollere forurensingen, underlagt betingelsen om å innfri disse miljøstandardene, som vist i kapittel 2. Den andre tilnærmingen kan kalles skadefunksjon tilnærmingen hvor skadevirkningene av forurensing blir evaluert og tilknyttet faktisk verdi, målt i penger, gjennom en skadefunksjon. Optimal mengde utslipp finner man da ved å minimere kontrollkostnader og skadevirkninger (Førsund 2000).

Et enkelt eksempel for sammenligning:

$$\min \left(\sum_{i=1}^N A_i(e_i) + \sum_{j=1}^R D_j \left(\sum_{i=1}^N a_{ij} e_i + b_j \right) \right)$$

Hvor

- $A_i(e_i)$ er kostnaden tilknyttet reduksjon av utslipp i land i
- $\frac{dA_i}{de_i} \leq 0$
- $D_j(\sum_{i=1}^N a_{ij} e_i + b_j)$ er verdien av skaden ved reseptor j , som er en funksjon av avsetning ved reseptor j .
- $D_j = 0$ for $a_{ij} e_i + b_j \leq CL_j$

Som gir følgende nødvendige førsteordensbetingelser

$$A'_i(e_i) + \sum_{j=1}^R D'_j a_{ij} = 0 \Leftrightarrow -A'_i(e_i) = \sum_{j=1}^R D'_j a_{ij} \quad i = 1, \dots, N$$

Som er det klassiske lærebokkriteriet (Perman 2011). Så lenge skadene er minimert er nødvendigvis nytten tilknyttet unngått skade maksimert. Løsningen hvor marginal kostnad for utslippsreduksjon skal være lik den marginale skaden vil også maksimere netto nytte, og utslippsreduksjonene blir effektivt allokert i henhold til et nytte-kostnadskriterium. Hvis man skal gjøre en nytte-kostnadsanalyse basert på kostnadsestimatene fra GAINS modellen har man

ingen mulighet til å direkte finne det effektive utslippsnivået, det som maksimerer netto nytte. Man må basere seg på iterasjon, sammenligne nytte og kostnad for forskjellige nivåer av ambisjon for å gradvis tilnærme seg en optimal løsning.

Hvis det er mulig å måle all kostnad og all nytte, i en enkelt numerær, tilknyttet implementering av gøteborgprotokollen kan man vurdere den på bakgrunn av et enkelt kriterium (Munda 1996):

$$\text{Netto nåverdi} = \sum_{t=0}^T \frac{B_t - C_t}{(1+r)^t} \geq 0$$

Hvor

- B_t er nytte, eller fordeler, på tidspunkt t ,
- C_t er kostnader på tidspunkt t ,
- r er diskonteringsraten, og
- T er tidshorisonten

Så lenge nåverdien er større enn null vil det lønne seg å kutte utslippene ytterligere i et nytte-kostnadsperspektiv. Det kan være nyttig å se på nytte og kostnad hver for seg.

$$\text{Netto nåverdi} = \sum_{t=0}^T \left(\frac{B_t}{(1+r)^t} - \frac{C_t}{(1+r)^t} \right)$$

Fra resultatene i GAINS modellen kan man finne andre ledd i uttrykket. Nyttien er som nevnt unngått skade og kan beregnes som forskjellen mellom skadevirkningene uten gøteborgprotokollen og skadevirkningene ved at gøteborgprotokollen blir fullt implementert, $\text{nytte} = \text{Skade}_{(CLE)} - \text{Skade}_{(PROTOKOLL)}$. Problemet er at de to størrelsene i netto nåverdi uttrykket ikke er målt i samme verdi. På kostnadssiden er det en pris bestemt av vanlige markedsmekanismer mens fordelene kommer fra miljøgoder hvor det enten ikke finnes noe marked eller kun svært begrensede marked, og dermed ikke noen pris. Verdsetting av disse skadene baserer seg på en antagelse om at konsum av disse miljøgodene er et argument i individets nyttefunksjon på lik linje med konsum av andre varer og tjenester. Det man forsøker å estimere er verdien av nytteendringen forårsaket av en endring i kvalitet eller kvantitet i miljøgodene, ved å finne hva som skal til for å holde nytten konstant ved en slik endring (Perman 2011).

5.1 Teknikker for verdsetting⁷

Aggregert over alle individer og alle miljøgoder får man den totale økonomiske verdien (TØV) av endringen. Forhåpentligvis skal den totale økonomiske verdien inkludere alle måter individer verdsetter miljøgoder. Dette er et begrep som ofte deles inn i to hovedkategorier, bruksverdi og ikke-bruksverdi som igjen er delt inn i underkategorier, men med tanke på mangfoldet av preferanser er det neppe en utfyllende liste.

Bruksverdi

Bruksverdien er igjen delt inn i tre. Direkte bruksverdi, som kommer fra faktisk bruk av miljøgoder enten kommersielt eller for rekreasjon, for eksempel fiske. Indirekte bruksverdi, som er fordeler som kommer fra en funksjon ved et enkelt økosystem eller miljøgode, eksempler kan være vegetasjon sin evne til å binde opp CO₂ eller skog sin evne til å skjerme for vær og vind. Opsjonsverdi som er gitt av betalingsvilje for å kunne ta nytte av et miljøgode i fremtiden, for eksempel fiske.

Ikke-bruksverdi

Som igjen deles inn i to undergrupper. Eksistensverdi er verdsettingen av eksistensen til et miljøgode uavhengig av bruksverdi, men av moralske eller altruistiske grunner. Generasjonsverdi som er gitt av betalingsviljen for å sikre at et miljøgode kan komme til nytte for generasjoner frem i tid. Disse to begrepene kan det være vanskelig å skille mellom.

Den totale økonomiske verdien blir summen av bruksverdien og ikke-bruksverdien. Teknikkene som blir brukt for å estimere disse størrelsene, faller inn under to hovedbolker, avslørte preferanser og uttalte preferanser.

Avslørte preferanser

Disse teknikkene går ut på å hente informasjon om betalingsvilje fra markeder der miljøfaktorer har innflytelse. Individens verdsetting av et miljøgode antas fra faktisk handel av goder det finnes et marked for og som er tilknyttet miljøgodet på en eller annen måte. Vi skal ta for oss fire eksempler på disse teknikkene.

⁷ Her hentet fra Pearce, D. W. and A. Howarth (2000). Technical Report on Methodology: Cost Benefit Analysis and Policy Responses RIVM. Bilthoven, RIVM.

og Perman, R. (2011). Natural Resource and Environmental Economics, Pearson Education.

Avvergende adferd

- Baserer seg på at vanlige markedsgoder kan fungere som substitutt for miljøgoder under gitte omstendigheter. Hvis det skjer en negativ endring i kvaliteten på et miljøgode kan man gjøre tilpassinger for å redusere effekten. For eksempel kan kjøp av vannfilter brukes til å si noe om individers verdsetting av rent vann.

Reisekostnadsmetoden

- Er en teknikk som brukes i hovedsak til å estimere individers verdsetting av miljøgoder til rekreasjon, for eksempel bruk av et friluftsområde. Reisekostnadsmetoden bruker kostnadene tilknyttet bruk av et friluftsområde som proxy på verdsetting av det enkelte miljøgode og for endringer i dets kvalitet.

Hedoniske priser

- Dette er en teknikk som er hyppigst brukt i boligmarkedet og prøver å isolere effekten av varierende miljøattributter på forskjellige steder. Hvis det er kun lokal luftkvalitet som er forskjellen mellom to ellers identiske boliger kan man gjøre antagelser om individers verdsettingen av luftkvaliteten ut ifra prisdifferansen.

Diskret valg

- Denne teknikken forsøker å forklare valget mellom to eller flere goder som en funksjon av deres karakteristikk. Et eksempel kan være valget mellom flaskevann og springvann. Hvis kvaliteten på springvannet er lavere enn flaskevannet, mens prisen på flaskevannet er høyere kan prisforskjellen indikere betalingsviljen for økt vannkvalitet.

Uttalte preferanser

Uttalte preferanser er eneste måte å si noe om ikke-bruksverdien til et miljøgode, teknikken forsøker å estimere individers betalingsvilje direkte ved bruk av for eksempel spørreundersøkelser. Her skal vi ta for oss et eksempel nemlig betinget verdsetting.

Betinget verdsetting

- Respondenten vil bli stilt ovenfor et hypotetisk scenario som setter rammeverket for hvordan miljøgodet blir tilbudt og hvordan betalingen foregår, for så å bli spurt om hvor mye vedkommende er villig til å betale for å benytte seg av godet under de fastsatte omstendighetene. Formatet kan være i form av spørreundersøkelse eller forskjellige

former av bud-spill. I tillegg til å vurdere verdien av et gode i det hypotetiske rammeverket forsøker slike undersøkelser å få respondenten til å oppføre seg som om han/hun var i en vanlig markedsituasjon, hvor man nødvendigvis må ta hensyn til alternativkostnader. Ved hjelp av økonometrisk metode vil man forsøke å si noe om verdien til forskjellige miljøgoder ut ifra svarene man har fått.

Fra disse teknikkene får man fire forskjellige mål på verdsetting av forskjellige miljøgoder. To av dem betegnes som kompensierende overskudd (Compensating Surplus, CS) som er enten, ved en positiv endring i kvalitet eller kvantitet av et miljøgode, betalingsviljen for at endringen skal skje, eller ved en negativ endring viljen til å akseptere kompensasjon for at endringen faktisk skjer. De to andre betegnes som ekvivalent overskudd (Equivalent Surplus, ES) og er ved en positiv endring viljen til å motta kompensasjon for at endringen ikke skjer, eller ved en negativ endring, viljen til å betale for at endringen ikke skal skje(Perman 2011).

Verdsetting av statistisk liv

Verdsetting av statistisk liv (VOSL) går langs de samme linjene som er utlagt ovenfor, men en distinksjon er viktig å få med seg. Teknikkene forsøker ikke å finne verdien av liv, men heller å finne betalingsvilje for redusert risiko for liv og helse. Innenfor hedoniske priser har man hedonisk lønnsmodeller som forsøker å finne ut hvor mye ekstra lønn som kreves for å påta seg ekstra risiko. Innenfor avvergende adferd kan kjøp av røykvarslere brukes. Død brukes ofte som endepunkt i nytte-kostnadssammenhenger på grunn av dens definitive natur. Det kan være vanskelig å skille mellom betalingsviljen for et større utvalg sykdommer. Hvis det er risikoen for prematur dødsfall det er snakk om, kan man finne verdien av statistisk liv ved å aggregere betalingsviljen for redusert risiko over befolkningen. Vi antar at en befolkning på 1000 stykker er i snitt villige til å betale 1000 kr for et tiltak som reduserer årlig risiko for prematur død med en promille. Befolkningen er totalt sett villige til å betale 1 million for tiltaket som redder, statistisk sett, en person i året, verdi på statistisk liv blir da i dette tilfellet 1 million kroner. En teknikk for å verdsette statistisk liv som ikke baserer seg på noen av teknikkene utlagt ovenfor er humankapital tilnærmingen. I enklest forstand er et individs verdi for samfunnet lik verdien av det han eller hun produserer resten av livet. Metoden er mye brukt men også kontroversiell. Mye på grunn av at eldre, hjemmeværende eller personer som ikke arbeider vil bli vurdert svært lavt.

I stedet for å måle verdien av statistisk liv kan man måle verdien av et livsår (VOLY). Rasjonale bak denne fremgangsmåten er at betalingsvilje for redusert risiko for prematur død er en

funksjon av alder. At jo eldre man blir jo mindre er man villig til å betale for å redusere risikoen. Dette estimatet gir derfor en lavere verdsetting av helse enn VOSL gjør, som gir lik verdi uavhengig av alder. Hvor vidt det faktisk finnes en slik sammenheng, at betalingsviljen for redusert risiko for dødelighet avtar med alder, er ikke sikkert (Pearce and Howarth 2000).

Usikkerhet

I verdsettingen av miljøgoder stammer først og fremst usikkerheten fra estimeringen av miljøeffektene. Denne usikkerheten har igjen innflytelse på usikkerheten til verdsettingen av miljøgodene, som i seg selv har et grunnlag for usikkerhet som er omfattende og mangfoldig og som i stor grad stammer fra begrensninger i teknikkene som brukes. Et eksempel er sammenhengen mellom betalingsvilje og inntekt. Hvis man er begrenset av inntekt kan det underestimere verdien av et miljøgode når det blir vurdert på lik linje med vanlige konsumgoder. Det kan tenkes at et individ verdsetter muligheten til å ferdes i skog og mark mye høyere enn det han faktisk er villig til å betale for denne muligheten. Hvis variasjon i inntekt korrelerer positivt med betalingsvilje for miljøgoder vil det si at tiltak som påvirker miljøgoder konsumert av pengesterke stiller sterkere i et nytte-kostnadsperspektiv enn tiltak som påvirker fattige (Munda 1996). Et annet grunnlag for usikkerhet er såkalt nytteoverføring. Når man skal foreta en nytte-kostnadsanalyse kan det ofte være for omfattende å verdsette nytten ved tiltaket som analyseres, på egenhånd. Man er da nødt til å hente verdsettinger av miljøgoder fra andre studier for så å tilpasse de den nye konteksten. Man løper da risikoen for at betalingsviljen blir over- eller underestimert i forhold til den faktiske betalingsviljen til den berørte befolkningen. Viktige kriterier for at en slik nytteoverføring skal være suksessfull er at studiene er gjort på lignende steder med lignende institusjonelle og økonomiske karakteristikk, at miljøgodene det er snakk om er liknende og at studiet du henter fra er gjennomført med tilstrekkelig datamengde og utført med god statistisk og økonomisk teknikk.

5.2 Nytte-kostnadsanalyse av Thematic Strategy on Air Pollution 2005

Europakommisjonens Clean Air for Europe program skal gi råd for politikk utforming for å nå målsettingene i the Thematic Strategy on Air Pollution (TSAP), basert på et vitenskapelig grunnlag. TSAP har som målsetting å redusere effektene av bakkenært ozon, fine partikler, forsurening og overgjødning. Målsettingene blir forsøkt implementert gjennom Europakommisjonen, med avtaler og lovverk mellom dens medlemsland.

Nytte-kostnadsanalysen ser på fordelene ved unngått skade fra et CLE-scenario til full implementering av strategien. Horisonten for TSAP er frem mot 2020, samme som ved den

reviderte gøteborgprotokollen. Målsettingene baserer seg på å lukke gapet mellom CLE-scenariet og et hypotetisk MTFR-scenario med fastsatte prosentandeler. Effektindikatorerne for de ulike scenariene og målsettingene i strategien er gitt i tabell 5.1.

Tabell 5.1 Effektindikatorer for CLE-, MTFR-scenariet og målsettingene i TSAP

	2020 for CLE	2020 for MTFR	Strategien (Lukking av gapet, %)
PM2.5 (Millioner leveår tapt)	137	96	106,25 (75%)
Forsuring (Prosent av skogsareal med avsetning av syreekvivalenter over kritisk mengde)	11,1	3,1	6,7 (55%)
Overgjødning (Prosent av totale økosystem med nitrogenavsetning over kritisk mengde)	45,9	15,1	28,96 (55%)
Ozon (Premature dødsfall per år)	17938	13288	15148 (60%)

Kilde: (Amann, Cabala et al. 2004)

TSAP er en strategi for Europakommisjonen og effektmålene er gitt for EU25⁸ landene. For å bedre kunne sammenligne målsettingene i TSAP med målsettingene i Gøteborgprotokollen er de samme indikatorene gitt for EU25 landene men tall fra scenariene som ble presentert under forhandlingen av den reviderte protokollen. Indikatorene er presentert i tabell 5.2.

⁸ Som er Østerrike, Belgia, Kypros, Tsjekkia, Danmark, Estland, Finland, Frankrike, Tyskland, Hellas, Ungarn, Irland, Italia, Latvia, Litauen, Luxemburg, Malta, Nederland, Polen, Portugal, Slovakia, Slovenia, Spania, Sverige og Storbritannia.

Tabell 5.2 Effektindikatorer i gøteborgprotokollen for EU-25 land, for CLE-, MTFR- og Protokoll-scenariene

	2020 for CLE	2020 for MTFR	Protokollen (Utviding av gapet, %)
PM2.5 (Millioner leveår tapt)	109,7	75,8	124,9 (45%)
Forsuring (Prosent av skogsareal med avsetning av syreekvivalenter over kritisk mengde)	8	3	9,5 (30%)
Overgjødsling (Prosent av totale økosystem med nitrogenavsetning over kritisk mengde)	62,8	41,6	66,4 (17%)
Ozon (Premature dødsfall per år)	16202	14160	17649 (70,1%)

Kilde: (Amann, Bertok et al. 2011)

Scenariene for TSAP er laget i 2004, og RAINS-modellen er brukt, mens scenariene for Gøteborgprotokollen er laget i 2011 og GAINS-modellen er brukt, så den nye informasjonen spiller nok en rolle på forskjellene i scenariene. Uavhengig av forskjellene er det to ting som peker seg ut ved sammenligning av de to tabellene. Absoluttverdiene av effektindikatorerne er lavere i TSAP enn i gøteborgprotokollen og TSAP er betraktelig mer ambisiøs sammenlignet med CLE-scenariet.

Resultater

I analysen er det kun verdsatt effekter på helse, bygninger og avlinger. Effekter av forsuring, overgjødsling og bakkenært ozon på økosystemer ble utelukket på grunn av manglende eller usikker informasjon om betalingsvilje (Holland, Watkiss et al. 2005).

Tabell 5.3 Estimert årlig skade på avlinger og bygninger for EU25 i 2020

Total verdi av skade på avlinger per år i 2020 (Millioner EURO)		
CLE	Strategien	MTFR
1511	1179	337
Nytte i 2020 fra redusert skade på avlinger (Millioner EURO)		

CLE	Strategien	MTFR
0	332	514
Total verdi av skade på bygninger per år i 2020 (Millioner EURO)		
CLE	Strategien	MTFR
740	550	280
Nytte i 2020 fra redusert skade på bygninger (millioner EURO)		
CLE	Strategien	MTFR
0	190	280

Tabell 5.3 viser estimert årlig skade på bygninger og avlinger i 2020 som følge av de ulike scenariene og estimert årlig nytte som differansen fra CLE-scenariet. Skade på avlinger er kun estimert som følge av ozoneksponering. Den evalueringen baserer seg på en eksponeringsrespons funksjon, som er spesifikk for forskjellige typer avlinger. Det krever naturlig nok mye informasjon om avlingene og hvor de er lokalisert i Europa. Når skadene er estimert blir de verdsatt ut ifra markedspriser. For bygninger kommer skaden fra NOx og SO2 direkte gjennom korrosjon av materialer fra forurensning. Skade fra ozon på organiske materialer er også estimert. På samme måte krever estimeringen av skade på bygninger informasjon om bygninger som er utsatt, hva slags materialer som er brukt og eksponeringsresponsfunksjoner. Verdsettingen baserer seg på kostnader for restaurering. Det er med andre ord ikke lagt noe vekt på verdsetting utover material og lønnskostnader, kulturminnesmerker vil bli vurdert på lik linje som alle andre bygninger (Holland, Alistair Hunt et al. 2005).

For helseeffekter brukes det to hovedstørrelser, verdien av et statistisk liv (VOSL) og verdien av et tapt leveår (VOLY). Verdsettingen av disse kommer fra median og snittverdier fra andre lignende studier i Europa, som vurderer betalingsvilje for redusert risiko. Resultatene gir to ytterpunkter for begge størrelsene. For verdien av et statistisk liv blir det brukt en nedre grense på 980,000€ og øvre grense på 2,000,000€ og for verdien av et tapt leveår blir det brukt en nedre grense på 52,000€ og en øvre grense på 120,000€. I tillegg blir det estimert negative helseeffekter utover død, verdsettingen av disse baserer seg på kostnader ved innleggelse på sykehus og estimerer for verdien av dager uten aktivitet (Holland, Alistair Hunt et al. 2005). Tabell 5.4 viser resultatene for total nytte inkludert skade på avlinger og bygninger.

Tabell 5.4 Estimerte verdier på årlig nytte av helse fra redusert forurensing, fra CLE-scenariet til Strategi-, og MTFR-scenariet (Millioner EURO)

	Strategien	MTFR
Total nytte (VOLY lav)	41,717	56,112
Total nytte (VOLY høy)	78,077	104,902
Total nytte (VOSL lav)	72,176	96,865
Total nytte (VOSL høy)	135,307	181,460

Kilde: (Holland, Watkiss et al. 2005)

Totale årlige kostnader er som nevnt estimert av RAINS-modellen. For å gå fra CLE-scenariet til Strategi-scenariet er det estimert en total årlig kostnad ekstra på 7,149 millioner EURO. For CLE til MTFR er det estimert en total årlig kostnad ekstra på 39,720 millioner EURO. Tabell 5.5 og 5.6 viser netto årlig nettonytte og nytte-kostnadsratio.

Tabell 5.5 Netto nytte, total årlig nytte minus total årlig kostnad (millioner EURO)

	Strategi	MTFR
VOLY lav	35,090	17183
VOLY høy	71450	65972
VOSL lav	65549	57936
VOSL høy	128680	142531

Kilde: (Holland, Watkiss et al. 2005)

Tabell 5.6 Nytte-kostnadsratio, total årlig nytte over total årlig kostnad (millioner EURO)

	Strategi	MTFR
VOLY lav	5,9	1,4
VOLY høy	11	2,7
VOSL lav	10,2	2,5
VOSL høy	19	4,6

Kilde: (Holland, Watkiss et al. 2005)

Resultatene er entydige, nytten veier opp for kostnadene uavhengig av hvilket mål som blir brukt. I og med at TSAP er mer ambisiøs med tanke på effektmål indikerer resultatene at nytten vil veie opp for kostnadene i gøteborgprotokollen også.

Tabell 5.7 Utslipp av SO₂, NO_x, VOC, NH₃ og PM_{2.5} i 2000 og i TSAP CLE- og MTFR-scenariene (kilotonn)

	2000	CLE 2020	MTFR 2020
SO ₂	8735	2805	1357
NO _x	11581	5888	3540
VOC	10661	5918	4230
NH ₃	3824	3686	2221
PM _{2.5}	1749	971	604
Total årlig kostnad (Millioner EURO)		65862	103714

Kilde: (Amann, Cabala et al. 2004)

Tabell 5.8 Utslipp av SO₂, NO_x, VOC, NH₃ og PM_{2.5} i 2005 og i gøteborgprotokoll CLE- og MTFR-scenariene, for EU25. (kilotonn)

	2005	CLE 2020	MTFR 2020
SO ₂	6375	2457	1645
NO _x	10628	5363	4355
VOC	9215	5880	4093
NH ₃	3629	3472	2353
PM _{2.5}	1428	942	556
Total årlig Kostnad (Millioner EURO)		84293	126269

Kilde: (Amann, Bertok et al. 2011)

Tabell 5.7 og tabell 5.8 viser utslipp av de ulike typene forurensing og de totale årlige kostnadene tilknyttet CLE-scenariet og MTFR-scenariet i henholdsvis TSAP tilfellet og Gøteborgprotokoll tilfellet. Tabellene viser at utslippene er lavere for alle forurensingstypene i CLE-scenariet for gøteborgprotokollen sammenlignet med TSAP CLE-scenariet. Tabellen viser også at de totale årlige kostnadene tilknyttet disse utslippsnivåene er høyere i gøteborgprotokollen. Differansen mellom Gøteborg- og TSAP-scenariene blir for CLE-scenariene 18431 millioner EURO per år som er godt under alle estimatene for total årlig nytte ved implementering av målsettingene i TSAP. Implementering av MTFR-scenariet innebærer en kostnadsøkning på 41967 millioner EURO per år utover kostnaden i CLE-scenariet og 60407 millioner EURO per år over CLE-scenariet i TSAP. Denne ekstra kostnaden vil innebære negativ nettonytte ved det laveste estimatet for nytte ved implementering av MTFR scenariet i

TSAP, men positiv nettonytte ved alle de andre estimatene. Dette indikerer også at nytten ved implementering av CLE-scenariet i gøteborgprotokollen vil veie opp for kostnadene, og muligens for enda mer ambisiøse målsettinger.

Det skal nevnes at denne nytte-kostnadsanalysen er gjort i et delvis likevekt rammeverk. Den underliggende antagelsen blir da at endringene som følge av implementering av TSAP ikke har ringvirkninger for økonomien for øvrig. Hvis dette ikke er tilfellet må i så fall en generell likevektsmodell tas i bruk.

Konklusjon

RAINS-modellen og dens arvtaker GAINS-modellen har tilbudt et vitenskapelig rammeverk for forhandlingsprosessene som har ledet opp mot Gøteborgprotokollen i 1999 og den reviderte gøteborgprotokollen i 2012. Modelleringsarbeidet har benyttet et omfattende nettverk av eksterne modeller og databaser for å avgjøre hvor effektene av forurensing er mest prekær og brukt dette sammen med nasjonale utslipps- og kostnadsestimater til fordele utslippsreduksjonene på en kostnadseffektiv måte. Det at modellen kan kommunisere hvor utslippene som bidrar til faktisk skade på helse og økosystem kommer fra ga utslag i differensierte utslippsforpliktelser for første gang i Osloprotokollen, og ble videreført i Gøteborgprotokollen. I den reviderte protokollen ble det også tatt hensyn til erfaringene med usikkerhet i estimatene som RAINS-modellen produserte. Feilaktige estimater kunne ende opp med å gi større utfordringer med å nå utslippsforpliktelsene enn det som var tiltenkt under forhandlingene. Dette resulterte i en klausul i den reviderte protokollen som tillater å endre forpliktelsene under gitte betingelser.

Fra 1990 og frem til 2020 er det realisert og estimert betydelige forbedringer med tanke på effektene av grenseoverskridende luftforurensing, men brorparten av disse forbedringene kom i forkant av at Gøteborgprotokollen trådte i kraft. Estimaten fra RAINS-modellen illustrerer ambisjonsnivået til medlemslandene under protokollen, hvor de i 1999 la seg på en marginal forbedring over det som var estimert for det såkalte Current Legislation scenariet, mens i den reviderte protokollen la de seg på et ambisjonsnivå under tilsvarende scenario. Dette er kontraintuitivt med tanke på nyvinningene som ble introdusert i GAINS modellen. Det at GAINS modellen kommuniserer ytterligere skadevirkninger av de forskjellige forurensingstypene i form av helseeffekter fra svevestøv skulle indikere mer ambisiøse reduksjonsforpliktelser. Scenariene som genereres til å assistere forhandlingsprosessene tilbyr kun et sett med effektindikatorer. Uten estimater på verdien av de unngåtte skadevirkningene er vurderingen av disse indikatorene overlatt til de enkelte forhandlingsparter.

Ved sammenligning av scenarier fra den reviderte gøteborgprotokollen med en nytte-kostnadsanalyse gjort for the Thematic Strategy on Air Pollution ser vi at det er sterke indikasjoner på at kostnadene tilknyttet implementering av protokollen blir langt på veid opp av fordeler fra unngåtte skadevirkninger. Det er også fornuftig å anta at kostnadsestimatene i RAINS og GAINS modellen er overvurdert i og med at den faktiske verktøykassen av tiltak de enkelte medlemslandene har til rådighet er betraktelig større enn det som blir tatt hensyn til i

modellene. Det er også grunnlag for å anta at nytteestimatene er undervurdert med tanke på at unngått skade på økosystem fra forsuring og overgjødning ikke var verdsatt. Basert på estimatene fra GAINS modellen og nytte estimatene er det fremdeles betydelige negative effekter fra luftforurensing i Europa med gjennomsnittlig avsetting langt over kritisk mengde for forsuring og overgjødning og betydelige negative helseeffekter fra svevestøv og bakkenært ozon. Det er også et stort uutnyttet potensiale for videre redusering av de negative effektene og sannsynligvis betydelige verdier å hente utnytte dette potensialet.

Referanseliste

Amann, M., et al. (2011). An Updated Set of Scenarios of Cost-effective Emission Reductions for the Revision of the Gothenburg Protocol Working Group of Strategies and Review, 49th Session. CIAM. Geneva, EMEP. **4**.

Amann, M., et al. (2012). Environmental Improvements of the 2012 Revision of the Gothenburg Protocol. CIAM report. CIAM. Laxenburg, Austria, IIASA.

Amann, M., et al. (1999). Integrated Assessment Modelling for the Protocol to Abate Acidification, Eutrophication and Ground-level Ozone in Europe. Lucht & Energie. The Hague, Department of Air and Energy. **132**.

Amann, M., et al. (2004). The "Current Legislation" and the "Maximum Technically Feasible Reduction" cases for the CAFE baseline emission projections Laxenburg, Austria, IIASA.

Amann, M., et al. (2004). The Regional Air Pollution Information and Simulation (RAINS) model, Review 2004, Modeling of Emissions. Austria, IIASA.

Amann, M., et al. (2004). The Regional Air Pollution Information and Simulation (RAINS) model, Review 2004, Modelling of emission control potentials and costs. Austria, IIASA.

Amann, M., et al. (2004). The Regional Air Pollution Information and Simulation (RAINS) model, Uncertainties. Austria, IIASA.

Amann, M., et al. (2004). The Regional Air Pollution Information and Simulation (RAINS) model, Review 2004, Modelling of driving forces Austria, IIASA.

Amann, M. and M. Makowski (2004). Model-Based Decision Support Methodology with Environmental Applications, Kapittel 13 Effect-Focused Air Quality Management, p. 374-381. Laxenburg, Austria, International Institute for Applied Systems Analysis.

Amanna, M., et al. (2010). "Cost-effective control of air quality and greenhouse gases in Europe: Modeling and policy applications." Environmental Modelling & Software **26**: 1489-1501.

Avenhaus, R. and W. Zartman (2007). Diplomacy Games: Formal Models and International Negotiations. Berlin, Springer-Verlag.

CEIP (2014). Emissions as used in EMEP models, Centre on Emission Inventories and Projections.

CLRTAP (1979). Convention on Long-Range Transboundary Air-pollution. UNECE. Geneva.

ECE (2012). Decision 2012/3 Adjustments under the Gothenburg Protocol to emission reduction commitments or to inventories for the purposes of comparing total national emissions with them. [ECE/EB.AIR/111/Add.1](#). ECE.

Førsund, F. (1999). "Modelling Transboundary Air Pollution, The Rains Model Approach." [Memorandum 37](#).

Førsund, F. R. (2000). An Economic Interpretation of the Compensation Mechanism in the RAINS Model. Laxenburg, Austria, IIASA.

Geneveprotokollen (1991). The 1991 Geneva Protocol concerning the Control of Emissions of Volatile Organic Compounds or their Transboundary Fluxes. C. o. L.-r. T. A. Pollution. Geneve.

Gøteborgprotokollen (1999). Protocol to the 1979 Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution to Abate Acidification, Eutrophication and Ground-Level Ozone. UNECE. Gøteborg.

Gøteborgprotokollen (2012). 1999 Protocol to Abate Acidification, Eutrophication and Ground level Ozone to the Convention on Longrange Transboundary Air Pollution, as amended on 4 May 2012. UNECE.

Helsinkiprotokollen (1985). The 1985 Helsinki Protocol on the Reduction of Sulphur Emissions or their Transboundary Fluxes by at least 30 per cent CLRTAP. Helsinki, UNECE.

Holland, M., et al. (2005). Methodology for the Cost-Benefit analysis for CAFE: Volume 1: Overview of Methodology Didcot, United Kingdom, AEA Technology.

Holland, M., et al. (2005). Cost-Benefit Analysis of the Thematic Strategy on Air Pollution. Didcot, United Kingdom, AEA Technology.

IIASA User Intruction and Manual for RAINS Europe, Version 7.2.

Kelly, A., et al. (2009). "Setting national emission ceilings for air pollutants: policy lessons from ex-post evaluation of the Gothenburg Protocol." [Environmental Science & Policy 13](#): 28-41.

Kelly, J. A. (2006). An Overview of the RAINS Model. Dublin, Environmental Protection Agency, Ireland.

Klaassen, G., et al. (2004). The Extension of the RAINS Model to Greenhouse Gases Laxenburg, Austria, IIASA.

Munda, G. (1996). "Cost-benefit analysis in integrated environmental assessment: some methodological issues." [Ecological Economics 19](#).

Osloprotokollen (1994). The 1994 Oslo Protocol on Further Reduction of Sulphur Emissions. C. o. L.-R. T. A. Pollution. Oslo, UNECE.

Pearce, D. W. and A. Howarth (2000). Technical Report on Methodology: Cost Benefit Analysis and Policy Responses RIVM. Bilthoven, RIVM.

Perman, R. (2011). Natural Resource and Environmental Economics, Pearson Education.

Schöpp, W., et al. (1998). "Integrated assessment of European air pollution emission control strategies." Environmental Modelling & Software **14**.

Sharma, M. and B. G. Norton (2005). "A policy decision tool for integrated environmental assessment." Environmental Science & Policy(8): 356-366.

Sofiaprotokollen (1988). The 1988 Sofia Protocol concerning the Control of Emissions of Nitrogen Oxides or their Transboundary Fluxes CLRTAP. Sofia, UNECE.

SSB (2015). Statistisk sentralbyrå. ssb.no, Statistisk sentralbyrå.

SSB (2015). "Utslipp av forsurende gasser og ozonforløpere, 2014, foreløpige tall." Retrieved 25.05.2015, 2015, from <http://www.ssb.no/natur-og-miljo/statistikker/agassn>.

Suutari, R., et al. (2004). Uncertainty analysis of emission estimates in the RAINS integrated assessment model. Laxenburg, Austria, IIASA.

Wagner, F., et al. (2007). The GAINS Optimization Module as of 1 February 2007. Interim Report. IIASA. Laxenburg, Austria, IIASA.

Wagner, F. and W. Schöpp (2007). Comparison of the RAINS emission control cost curves for air pollutants with emission control costs computed by the GAINS model Laxenburg, Austria, IIASA.

Wagner, F., et al. (2006). The RAINS optimization module for the Clean Air For Europe (CAFE) Programme. Laxenburg, Austria, IIASA.

