

Energi og miljø ved et tidsskille –  
samfunnsfaglige perspektiver  
fra forskningsprogrammet SAMRAM

*Aarne Ø. Røvik (red.)*



**Energi og miljø ved et tidsskille – samfunnsfaglige perspektiver fra  
forskningsprogrammet SAMRAM**

Copyright © Norges forskningsråd 2001

Norges forskningsråd  
Postboks 2700 St. Hanshaugen  
0131 OSLO  
Telefon: 22 03 70 00  
Telefaks: 22 03 70 01  
Grønt nummer telefaks: 800 83 001  
Internett: bibliotek@forskningsradet.no  
X.400: S-bibliotek;PRMD=forskningsradet;ADMB=telemax;C=no;  
Hjemmeside: [http://www.forskningsradet .no](http://www.forskningsradet.no)

**Redaktør:** Aarne Ø. Røvik  
**Illustrasjoner:** Nils Axle Kanten  
**Layout/ombrekking:** Lynn P. Nygaard og Tone Veiby  
**Omslag:** Danas design  
**Forsidefoto:** Svein Grønvold  
**Trykk:** GAN Grafisk  
**Opplag:** 1000

Området for miljø- og utvikling  
Oslo, Juni 2001  
**ISBN-nr:** 82-12-01597-1



# Innhold

Forord..... 8

Innledning: Samfunnsfaglig forskning i skjæringsfeltet mellom energi og miljø  
*Røvik*..... 7

## Del 1 Energimarkedene – miljøvirkninger, innovasjon og forbruksmønstre

Mer for pengene, men dårligere miljø – Kraftbransjen i Norden fra plan til marked  
*Bowitz, Rosnes og Vennemo*..... 21

Det nordiske kraftmarkedet mot 2010  
*Aune og Johnsen*..... 37

Klimavirkninger av norsk gasskraftproduksjon  
*Aune, Golombek, Kittelsen og Rosendahl*..... 59

Grønn innovasjon i nordisk elektrisitetsindustri: mønstre og perspektiver  
*Koefoed og Midttun*..... 71

Etterspørernes rolle i et deregulert kraftmarked  
*Bye, Døhl, Halvorsen, Larsen, Larsson og Nesbakken*..... 93

## Del 2 Energi- og miljøpolitikk – internasjonale sammenhenger og nasjonale virkemidler

Mulighetsrommet i internasjonale miljøforhandlinger  
*Underdal*..... 113

Klimaregimet: Resultater, årsaker og Norges rolle  
*Andresen*..... 123

Gratis utslippkvoter i miljøpolitikken  
*Mæstad*..... 141

Gratiskvoter i klimapolitikken – konsekvenser av ulike tildelingsformer  
*Hagem*..... 159

Grønne skattereformer og doble gevinster – hva har 10 års forskning lært oss?  
*Håkonsen*..... 175

### Del 3 Virkemidler i energi- og miljøpolitikken – motiver og atferd

Økonomisk modellering av sosiale og moralske normer

*Nyborg*..... 199

Frivillige avtaler i miljøpolitikken

*Torvanger*..... 217



# Forord

Forskningsprogrammet *Samfunnsmessige rammebetingelser og virkemidler for norsk energi- og miljøpolitikk* (SAMRAM) ble gjennomført av Norges forskningsråd over årene 1996-2000. Ved avslutningen av SAMRAM ønsket programstyret å samle et utvalg av forskningen fra programmet i en form som er lett tilgjengelig og bidrar til interessen for feltet. Denne boken inneholder 12 artikler som er skrevet av forskere på grunnlag av ulike prosjekter innenfor programmet. Innledningen gir en kort introduksjon til tema og problemstillinger – både for SAMRAM generelt og de presenterte artiklene spesielt.

Utvalget av artikler er ment å vise bredden i forskningen innenfor SAMRAM, men det er en rekke prosjekter som det ikke har vært mulig å få med innenfor rammen av én bok. For en stor del retter de utvalgte artiklene seg mot tema med betydelig aktualitet – og viser derfor hvordan forskningen kan bidra til bedre kunnskap om spørsmål som står på den politiske dagsorden og diskuteres ellers i samfunnet. Det er lagt opp til at artiklene skal kunne leses uten spesielle faglige forkunnskaper. De enkelte forfatterne er selv ansvarlige for innholdet og resultatene som presenteres i artiklene.

For en fullstendig beskrivelse av prosjektene som er gjennomført innenfor SAMRAM vises det til sluttrapporten fra programmet.

Det rettes en takk til forfatterne, som har vært villige til å bearbeide sitt forskningsmateriale til artikkelform. Takk også til Lynn P. Nygaard og Tone Veiby, som har gjort en stor innsats med oppsett og ombrekking. For det visuelle uttrykket takkes spesielt Dana Strandli, som har utformet forsiden, og Nils Axle Kanten, som har tegnet illustrasjonene.



---

---

# Innledning: Samfunnsfaglig forskning i skjæringsfeltet mellom energi og miljø

Aarne Ø. Røvik  
SAMRAMs programstyre

---

*Samfunnsmessige rammebetingelser og virkemidler for norsk energi- og miljøpolitikk (SAMRAM) var i virksomhet over årene 1996-2000 som det sentrale samfunnsfaglige forskningsprogrammet i skjæringsfeltet mellom energi- og miljøspørsmål. Programmet rettet seg i hovedsak mot forskning omkring energimarkeder, klimaforhandlingene og virkemidler i energi- og miljøpolitikken. Det har vært en stor grad av kontinuitet i den samfunnsfaglige forskningen i skjæringsfeltet mellom energi og miljø gjennom 1990-årene. Temaene videreføres i et nytt tiårig forskningsprogram. Når det gjelder problemstillinger og analyse står imidlertid denne forskningen overfor et tidsskille – med integrasjon av energimarkeder og usikkerhet omkring gjennomføringen av en internasjonal klimaavtale.*

---

## 1 SAMRAM – bakgrunn og innhold

Samfunnsfaglig forskning i skjæringsfeltet mellom energi og miljø har i dag en betydelig aktivitet. Både fagmiljøer, politikere og samfunnet for øvrig etterspør og viser stor interesse for kunnskap om sammenhenger mellom energiutvikling og miljøspørsmål. Den samfunnsfaglige forskningen i skjæringsfeltet mellom energi og miljø skal være handlingsrettet, og et gjennomgående hovedmål har vært å legge et faglig grunnlag for energi- og miljøpolitikken som utformes av norske myndigheter.

SAMRAM var i virksomhet over årene 1996-2000 som det sentrale samfunnsfaglige forskningsprogrammet i skjæringsfeltet mellom energi- og miljøspørsmål. I hovedtrekk var SAMRAM en videreføring av programmet *Samfunn, miljø og energi* (SAMMEN), som ble startet i 1991 og avsluttet i 1996. SAMMEN-programmet var igjen en oppfølging av forskningsprogrammet *Energi og samfunn*, fra perioden 1989-1991.

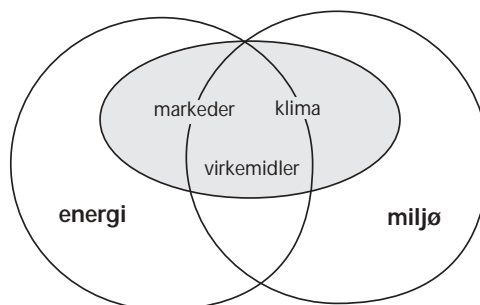
Det har gjennom de tre programmene vært en stor grad av kontinuitet når det gjelder tema for forskningen og faglig innfallsvinkel til denne. Problemstillinger og analyse har imidlertid utviklet seg etter hvert som en har vunnet innsikt eller det har skjedd endringer i energimarkeder og rammevilkår for energi- og miljøpolitikken.

Bakgrunnen for etableringen av et eget program på forskningsfeltet er særlig to tema som kom på den politiske dagsorden mot slutten av 1980-årene: Reform av kraftmarkedet og tiltak overfor menneskeskapte endringer av klimaet.

I arbeidet med en ny energilov kom det etter hvert fram forslag om en mer markedsbestemt kraftomsetning. Samfunnsfaglig forskning spilte her en sentral rolle, blant annet ved å vise at ressursene kunne brukes mer effektivt i kraftforsyningen og ved å utvikle modeller for hvordan en markedsbestemt omsetning kunne organiseres. Stortinget vedtok den nye energiloven i 1990, og Norge ble dermed et av de første land som avregulerte store deler av kraftmarkedet. I gjennomføringen av reformen og resultatoppfølgingen har det ligget en rekke samfunnsfaglige forskningsoppgaver.

Menneskeskapte endringer i klimaet kom også for alvor på den internasjonale politiske dagsorden mot slutten av 1980-årene. Den nære sammenhengen mellom energibruk og utslipp av klimagasser ble påpekt blant annet av *Verdenskommisjonen for miljø og utvikling*, som under ledelse av Gro Harlem Brundtland la fram sin rapport «Vår felles framtid» våren 1987. Forskning om sammenhenger mellom internasjonale miljøforhold og den norske energiutviklingen ble tatt opp av *Energi og samfunn*, og er ført videre i de etterfølgende programmene. Viktige forskningstema har vært design av internasjonale avtaler og hvordan myndighetene kan utforme virkemidler rettet mot utslippene av klimagasser. Med innføring av CO<sub>2</sub>-avgiften i 1991 var Norge blant de første land som gjennomførte konkrete tiltak i klimapolitikken.

Figur 1. Illustrasjon av sammenhenger og avgrensninger – tema innenfor SAMRAM vises med gråtone.



Det tematiske omfanget av SAMRAM-forskningen er illustrert i figur 1. SAMRAM har, som de foregående programmene, i hovedsak rettet seg mot forskning omkring energimarkeder, klimaforhandlingene og virkemidler i energi- og miljøpolitikken.

Det er nøye sammenheng mellom energimarkedene og miljøforholdene, noe som innebærer at programmet i hovedsak har ligget i «snittet» mellom energi og miljø som tema. Energimarkedene er også påvirket av andre forhold enn de rent miljømessige, og for å kunne forstå utviklingen er det nødvendig å studere kraftmarkedet og utvikle energimarkedsmodeller mer generelt. På den annen side har SAMRAM-forskningen bidratt til kunnskap om internasjonale miljøavtaler og virkemidler i miljøpolitikken utover det som er direkte energirelatert. Spesielt i forhold til klimapolitikken har programmet fått gjennomført flere prosjekter som er bredt anlagt og der resultatene vil ha relevans på flere politikkområder. Selv om SAMRAM har vært et omfattende program med stor tematisk bredde, har det ikke vært et siktemål å fange opp alle samfunnsfaglige tema i skjæringsfeltet mellom energi og miljø. Programmet har i liten grad behandlet de mer sektorspesifikke miljøspørsmålene knyttet til for eksempel petroleumsvirksomhet og transport.

Ved avslutningen av SAMRAM står forskningen i skjæringsfeltet mellom energi- og miljøspørsmål på flere måter overfor et tidsskille. Reformen i kraftmarkedet har vært gjennom en «barndom» med store omlegginger i rammevilkårene for omsetning og utbygging. Omleggingene har i stor grad skjedd innenfor et norsk marked med begrenset kraftutveksling med andre land – og uten tilsvarende eller like vidtrekkende reformer hos potensielle handelspartnere i kraftmarkedet. Dette bildet er endret i betydelige grad: Flere land har gjennomført liknende markedsreformer, og i årene framover vil nye kabler til utlandet øke mulighetene for kraftutveksling. På miljøsidene førte klimaforhandlingene fram til vedtakelsen av Kyotoprotokollen i 1997. Deretter har imidlertid klimaforhandlingene fått et tilbakeslag, og det er fortsatt åpent om partene vil komme til enighet om gjenstående problemer og når avtalen eventuelt vil kunne tre i kraft.

Med den siste forskningsmeldingen ble skjæringsfeltet mellom energi og miljø etablert som én av i alt fire spesielle tematiske satsinger i forskningspolitikken. Samfunnsfaglig forskning står i denne sammenheng sentralt, noe som kommer til uttrykk i retningslinjene fra St.meld. nr. 39 (1998-99) *Forskning ved et tidsskille*:

*«Forskningsinnsatsen på energi- og miljøpolitikk må framover rette fokus på samspillet mellom samfunnsmessige rammebetingelser, politiske mål, prioriteringer og virkemidler, markedets virkemåte og aktørers atferd og læringsevne. Forskningen må se på kompleksiteten og dynamikken i dette samspillet, og sammenhengen mellom teknologi, energi og miljø bør vises spesiell oppmerksomhet.»*

Disse temaene er sentrale i forskningsprogrammet *Samfunnsfaglige studier av energi, miljø og teknologi* (SAMSTEMT), som Norges forskningsråd har etablert for årene 2001-2010. SAMSTEMT innebærer en videreføring av den samfunnsfaglige forskningen i skjæringsfeltet mellom energi og miljø.

I tema vil den videre forskningen i skjæringsfeltet mellom energi og miljø være preget av kontinuitet. Problemstillinger og analyse må imidlertid baseres på endringer i rammevilkår og handlingsrom. Dette illustrerer at samfunnsfaglig

forskning er en kontinuerlig prosess – der det stadig er grunn til å ta forutsetninger og metoder opp til ny vurdering.

## 2 Kort om innholdet i artiklene

Utvalget av artikler viser en betydelig del av bredden i forskningen innenfor SAMRAM, men er langt fra fullstendig i forhold til hele omfanget av programmet. Det er lagt vekt på å presentere forskningsresultater knyttet til spørsmål med stor aktualitet i samfunnsdebatten og den politiske diskusjonen. En siktemål med artikkelsamlingen er derfor å vise hvordan forskningen kan bidra til bedre kunnskap om de handlingsvalg myndigheter, næringslivet og husholdninger står overfor når det gjelder sammenhenger mellom energi og miljø.

Det gis nedenfor en kort oversikt over innholdet i artiklene, som faller innenfor tre hovedtema:

- **Energimarkedene – miljøvirkninger, innovasjon og forbruksmønstre**

De fem første artiklene omhandler utviklingen i energimarkedene fra ulike innfallsvinkler. *Bowitz, Rosnes og Vennemo* (ECON Senter for økonomisk analyse) har analysert virkninger av kraftmarkedsreformen, både økonomiske virkninger og på miljøet, fram til 1999. Hvordan det nordiske kraftmarkedet vil utvikle seg mot 2010 er tema for *Aune og Johnsen* (Statistisk sentralbyrå). Med en modell for det nordiske kraftmarkedet, har de spesielt analysert virkninger av norsk gasskraft. Det siste er tema også i *Aune, Golombek, Kittelsen og Rosendahl* (Frischsenteret og Statistisk sentralbyrå), men her analysert innenfor en modell med energi- og kraftmarkeder for Vest-Europa. *Koefoed og Midttun* (Handelshøyskolen BI) har analysert hvordan «grønn» innovasjon finner sted i nordisk elektrisitetsindustri, basert på fem case-studier av vindkraft, bioenergi og kraftvarmeproduksjon. *Bye, Døhl, Halvorsen, Larsen, Larsson og Nesbakken* (Statistisk sentralbyrå) gir i sin artikkel en analyse av hvor fleksible husholdningene og kraftintensiv industri er i sin kraftteterspørsel.

- **Energi- og miljøpolitikk – internasjonale sammenhenger og nasjonale virkemidler**

Internasjonale miljøavtaler er analysert i to artikler med en statsvitenskapelig innfallsvinkel. *Underdal* (CICERO Senter for klimaforskning) presenterer en modell som er utviklet for å si noe om mulighetsrommet i internasjonale forhandlinger, og illustrerer fremgangsmåten med et enkelt eksempel hentet fra klimaforhandlingene. *Andresen* (Fridtjof Nansens Institutt) går i sin artikkel gjennom utviklingen av klimaregimet, med en drøfting av resultater og årsaker, samt av Norges rolle.

Enkelte sider ved utformingen av virkemidler i miljøpolitikken er analysert innenfor en samfunnsøkonomisk ramme i de tre etterfølgende artiklene. *Mæstad*

(Stiftelsen for samfunns- og næringslivsforskning) drøfter hvorvidt gratis utslippskvoter kan brukes i miljøpolitikken, og hvordan gratiskvoter eventuelt bør brukes. *Hagem* (CICERO Senter for klimaforskning) har analysert konsekvenser av ulike tildelingsformer for gratiskvoter i klimapolitikken på bedriftsnedleggelse og utslippsreduksjon. *Håkonsen* (Telemarksforskning-Bø) tar for seg utvalgte hovedtrekk innenfor litteraturen omkring grønne skattereformer og doble gevinster.

- **Virkemidler i energi- og miljøpolitikken – motiver og atferd**

*Nyborg* (Statistisk sentralbyrå) viser i sin artikkel at moralske og sosiale normer kan modelleres innenfor rammen av økonomisk teori, og drøfter hvordan moralsk motivert atferd kan påvirkes av endringer i reguleringer, økonomiske insentiver eller andre rammebetingelser. *Torvanger* (CICERO Senter for klimaforskning) gir i sin artikkel en oversikt over resultater fra litteraturen om frivillige avtaler. Denne artikkelen oppsummerer hovedresultater fra et felles forskningsprogram under SAMRAM: «Frivillige avtaler i miljøpolitikken», som ble utført av CICERO Senter for klimaforskning, Frischsenteret og Stiftelsen for samfunns- og næringslivsforskning.

---

## Biografi

**Aarne Ø. Røvik** er cand.oecon (1986) fra Universitetet i Oslo. Han har siden arbeidet med næringsøkonomiske spørsmål knyttet til strukturpolitikk, energipolitikk og miljøpolitikk. Aarne Ø. Røvik er rådgiver i Skatteøkonomisk avdeling, Finansdepartementet. Fra slutten av 1997 var han medlem i programstyret for SAMRAM.

---







## Del 1

---

---

Energimarkedene —  
miljøvirkninger, innovasjon og  
forbruksmønstre

---

---





KANTU-01



---

# Mer for pengene, men dårligere miljø

– Kraftbransjen i Norden fra plan til marked

*Einar Bowitz, Orvika Rosnes og Haakon Vennemo*  
ECON Senter for økonomisk analyse

---

*Ti år etter at kraftmarkedsreformen ble påbegynt i Norden, er det på tide å spørre: Hva har den ført til? Ved hjelp av en numerisk likevektsmodell drøfter vi om kraftmarkedsreformen gir samfunnet mer igjen for de pengene som investeres i sektoren. Svaret er ja, men miljøet er taperen.*

---

## 1 Innledning

I løpet av det siste tiåret har kraftbransjen i mange land blitt forvandlet fra en sektor der ingeniørene planla både investeringer og produksjon til et marked der incentiver og profitt bestemmer. Norge gjennomførte reform i kraftbransjen i 1991, som et av de første landene i verden. Siden har resten av Norden kommet etter: Sverige og Finland i 1996 og Danmark i 2000. I mange andre land står reformer på trappene.

Kraftmarkedsreformen i Norden var i stor grad motivert av økonomisk effektivitet. Et system basert på økonomiske incentiver og økt konkurranse skulle gi bedre utnyttelse av ressursene. Påstanden var at det gamle systemet førte til for store investeringer, at overføringssystemet ble drevet ineffektivt og at noen sluttbrukere fikk kjøpe kraft for fordelaktige priser mens andre betalte altfor mye.

Til nå er det i liten grad blitt undersøkt hva reformens virkninger virkelig er. Har man fått økt økonomisk effektivitet, eller i mer alminnelige ord: har man fått mer for pengene som går inn i kraftsektoren? Og hva med miljøvirkningene? Miljøhensyn var ikke langt fremme i diskusjonene før reformen, selv om reformen opplagt har miljøkonsekvenser.

Vi analyserer og besvarer disse spørsmålene. Konklusjonen vår er at kraftmarkedsreformen gir en økonomisk gevinst på rundt 1,5 mrd. kroner i 1999. På den annen side gir reformen økte utslipp av blant annet CO<sub>2</sub>. Vi beregner at CO<sub>2</sub>-utslippene i Norden er ca. 8 mill. tonn høyere i 1999 enn hva de ellers ville vært. Det tilsvarer 20 % økning i utslipp fra den nordiske kraftsektoren. På dette grunnlaget kan man argumentere for at miljøvirkninger av utslippene spiser opp den

økonomiske gevinsten. Likevel tror vi at den økonomiske gevinsten vil øke over tid, og miljøegenskapene vil også bli bedre. Analysen bygger på et omfattende prosjekt i SAMRAM som er dokumentert i Bowitz m.fl. (2000).

## 2 Forutsetninger: hvordan ville verden sett ut uten reformen?

En mulighet for å analysere virkningene av kraftmarkedsreformen er å sammenligne kraftmarkedet før og etter reformen. Da vil imidlertid andre faktorer som kan påvirke kraftmarkedet (f. eks. opp- og nedgangstider i økonomien, værforhold, etc.) tilsløre bildet: man kan ikke med sikkerhet fastslå hvilke endringer som stammer fra reformen og hvilke ikke.

Vi har valgt en annen mulighet: en modellbasert analyse der man sammenligner to scenarier på samme tidspunkt. Det ene scenariet, *markedsscenariet*, beskriver det nordiske kraftmarkedet i 1999 slik det faktisk var<sup>1</sup>. Det andre, *reguleringsscenariet*, beskriver hvordan kraftmarkedet i 1999 ville vært hvis reformen i Norden ikke hadde vært gjennomført.

For å beskrive scenariene benytter vi ECONs modell for det nordiske kraftmarkedet. Det er en numerisk frikonkurransemodell som på bakgrunn av forutsetninger om blant annet investeringsutvikling og markedsmakt regner ut priser (sluttbruker- og spotpriser), forbruk, produksjon, handel og utslipp. For en nærmere beskrivelse av modellen, se appendikset i Bowitz m.fl. (2000).

I det følgende vil vi gjøre rede for hva som skiller de to scenariene. Med andre ord, hvordan vi tror kraftmarkedet hadde vært hvis ikke reformer hadde vært gjennomført. Vi starter med de såkalte eksogene variable i modellanalysen, dvs. variable som opptrer som forutsetninger i modellen.

### 2.1 Mer gasskraft i Norge i reguleringsscenariet

Et viktig trekk ved det tidligere regulerte regimet var mål om selvforsyning: produsentene i hvert land skulle dekke innenlandsk forbruk. Selv om de nordiske landene handlet med hverandre, skjedde det innenfor en overordnet ramme av selvforsyning, og i det lange løp skulle handelen være i balanse. Hvordan og hvor strengt selvforsyningsmålet ble praktisert, varierte fra land til land. Målet om nasjonal selvforsyning førte til større utbygging i hvert enkelt land enn hvis man hadde samordnet hele systemet. Etter reformen falt målet om selvforsyning bort.

Så langt har bortfallet av selvforsyningsmålet fått betydning for investeringene bare i Norge. I Norge var målet om selvforsyning lenge formulert som evne til å dekke innenlandsk forbruk i ni av ti år. På 1980-tallet var produksjonskapasiteten (midlere årsproduksjon) i norske kraftverk i gjennomsnitt 18 % høyere enn forbruket i husholdninger, industri og tjenesteytende sektor (fastkraftforbruket). Tidligere var

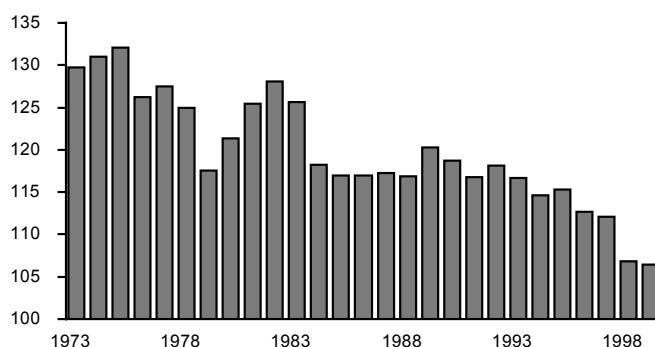
---

<sup>1</sup> Det eneste unntaket er tilsigsforhold i 1999. Vannkraftproduksjonen, som står for mer enn halvparten av produksjonen i det nordiske kraftmarkedet, er avhengig av tilsiget av vann. Vi har analysert 1999 som et tilsigsmessig normalår, selv om det faktisk var et år med stort tilsig.

overskuddskapasiteten enda høyere, men for ikke å overdrive, legger vi ikke vekt på det her. Forholdstallet mellom produksjonskapasitet og forbruk har falt jevnt siden 1991 og var bare 106 % i 1999 (figur 1). Hvis vi definerer selvforsyningsmålet som evne til å dekke 118 % av innenlandsk forbruk, manglet Norge produksjonskapasitet tilsvarende 7 TWh i 1999. En slik utvikling ville vært utenkelig i regulerings-scenariet: da ville man før eller senere grepet inn og investert i ny kapasitet.

Vi har tatt konsekvensen av dette og sier at produksjonskapasiteten i 1999 i markedsscenarioet er 7 TWh lavere enn i regulerings-scenariet. Vi antar at den nye kapasiteten ville vært gasskraft, og inkluderer 900 MW gasskraftkapasitet i modellen.<sup>2</sup>

Figur 1. Midlere årsproduksjon som andel av netto fastkraftforbruk, 1973-1999. Prosent



Kilde: SSB (1996), SSB (1994), Nordel (1999)

I de andre nordiske landene har vi ikke funnet noen endringer i investeringsmønsteret så langt. Det er også rimelig, siden reformene skjedde mye senere der. Derimot har nesten 2000 MW oljekondenskapasitet blitt stengt ned i Sverige de siste årene. Denne kapasiteten var i reserve og ble ikke brukt i normalsituasjonen. I regulerings-scenariet antar vi at denne kapasiteten fortsatt ville blitt holdt i reserve. Det var betydelige kostnader knyttet til å holde den i reserve,

<sup>2</sup> Vi antar at den nye kapasiteten er gasskraft selv om det finnes noen vannkraftprosjekter som har fått konsesjon. De er som kjent ikke bygget i markedsscenarioet, men det er mulig de ville blitt bygget i regulerings-scenariet. Økt motstand mot ytterligere vannkraftutbygging i de siste tiårene og høye kostnader ved de gjenværende vannkraftprosjektene er hovedbegrunnelsen for at vi likevel antar at den nye kapasiteten ville vært gasskraft og ikke vannkraft. Så lenge gasskraftverket er et grunnlastverk (dvs. et verk som er i drift mesteparten av tiden), avhenger ikke markedsløsningen i et normalår av teknologivalget. Resultatene vil imidlertid være forskjellige i våt- og tørrår. Miljøvirkningene vil selvfølgelig også være forskjellige.

som i reguleringsscenariet kan veltes over på kundene. I markedsscenariet blir kostnaden spart.

## 2.2 Mer effektiv handel etter reformen

Kraftmarkedsreformen berørte ikke handel direkte. Likevel ble handelen påvirket av andre endringer: lokale kraftselskap hadde ikke lenger monopol på kraftforsyning og monopol på internasjonal handel falt bort, i tillegg til at man gikk vekk fra selvforsyning. Også etableringen av én markedsplass (Nord Pool) gjorde handelen enklere. Disse faktorene bidrar til mer effektiv handel.

For å modellere at handelen var mindre effektiv før reformen, har vi lagt inn en grensetariff på ett øre/kWh på alle utenlandsforbindelser i reguleringsscenariet. Det er ikke urimelig å anta at prisdifferansen mellom land måtte være i den størrelsesorden eller større før handelen kom i gang i det gamle regimet. På den annen side er det mulig at vi overvurderer hvor mye mer effektiv handelen hadde blitt fram til 1999. For det første var fortsatt ikke alle internasjonale forbindelser åpnet for fri krafthandel i 1999. Noen var reservert for kun få aktører, mens andre hadde grensetariffer knyttet til handel. For det andre ble de kortsiktige handelsmulighetene utnyttet ganske bra også før reformene, gjennom det såkalte Nordel-samarbeidet. Alt i alt tror vi derfor at en differanse på ett øre mellom scenariene er en dekkende forutsetning.

Handelen mellom Norden og kontinentet (Tyskland og Russland) er den samme i begge scenariene. Handelen med kontinentet blir i dag hemmet av manglende konkurranse i de kontinentale markedene, og det er ingen grunn til å tro at reformene i de landene hadde kommet lenger hvis kraftmarkedsreformer ikke hadde blitt gjennomført i Norden.

## 2.3 Priser: fra gjennomsnittskostnad til grensekostnad

En viktig del av reformen var å skille konkurranseutsatte aktiviteter (produksjon og salg) fra naturlige monopoler (overføring av kraft). Før reformen var forbrukere nødt til å kjøpe kraft fra sitt lokale selskap til en fastsatt pris<sup>3</sup>. Selskapene på sin side hadde plikt til å dekke forbruket i sitt konsesjonsområde. I Norge var prisene satt slik at de dekket gjennomsnittskostnadene i kraftsektoren. I Sverige og Finland var de satt til antatt nivå for kostnadene for ny kapasitet, men kostnadene inkluderte ikke normal kapitalavkastning på egenkapitalen i noen av landene. Prisene i Norden lå derfor mellom kortsiktig marginalkostnad for kraft (som dekker løpende kostnader til brensel og lignende) og langsiktig marginalkostnad (som også dekker normal avkastning av investert kapital). I praksis fulgte prisene gjennomsnittskostnadene ganske godt.

---

<sup>3</sup> Sluttbrukerprisene for kraft består av flere komponenter: prisen på selve den elektriske kraften (spotprisen), overføringskostnader (nettleie), omsetningskostnadene og forskjellige avgifter. Vi har vurdert disse leddene hver for seg for å kunne si noe om utviklingen i den totale prisen sluttbrukerne betaler for å få kraften levert hjem eller til kontoret. Skillet mellom elektrisk kraft og nettleie ble innført først etter reformen.



Hvordan ville prisene utviklet seg om ikke reformen hadde funnet sted? For enkelhets skyld har vi modellert prisene i reguleringsscenariet som eksogene. I markedsscenariet blir prisene bestemt endogen i modellen. Vi legger til grunn at konkurransen i kraftmarkedet er hard i markedsscenariet, slik at prisene der settes lik kortsiktig marginalkostnad for den dyreste enheten i produksjon, med tillegg for avgifter, nettleie og omsetningskostnader.

I reguleringsscenariet ville *prisen på selve den elektriske kraften* fortsatt beveget seg i takt med gjennomsnittskostnadene i kraftsektoren – alle kostnader ville blitt veltet over på forbrukere. Hvis kostnadene var uendret, kunne vi anta at prisene, målt i faste kroner, ville vært uendret. I Norge har kostnadene i sektoren imidlertid blitt betydelig redusert siden 1990 som følge av nedgangen i realrenten. Det betyr at prisene ville falt i løpet av 1990-tallet i reguleringsscenariet. Vi har beregnet at prisene ville vært 2,5 øre/kWh lavere i Norge i 1999 enn i 1990 selv når man tar hensyn til behovet for å dekke inn kostnadene ved investeringene i nye gasskraftverk.

I Finland og Sverige har det gått mye mindre tid fra reformen trådte i kraft. Derfor er det rimelig å anta at prisen på den elektriske kraften ville vært reelt sett uendret fra 1996 til 1999 i reguleringsscenariet.

*Nettleie* er en annen komponent av den totale prisen. I Norge er inntektene til nettselskapene regulert for unngå at de misbruker sin monopolstilling. Inntektsreguleringen skal motivere til å redusere kostnadene. Over tid reduseres imidlertid inntektsrammen, som igjen fører til lavere nettleie. Vi finner at norske nettselskaper har økt produktiviteten og kuttet kostnadene sine i perioden etter reformen. Vi beregner kostnadskuttet til å være 3,5 %, sammenlignet med en situasjon uten nettregulering. De reduserte kostnadene kommer kundene til gode gjennom en lavere nettleie. Nettleien er med andre ord 3,5 % høyere i reguleringsscenariet enn i markedsscenariet. Den forholdsvis lille forskjellen skyldes i stor grad at nettreguleringen i sin nåværende form kom i stand så sent som i 1997.

I de andre landene finner vi så langt ingen endring i nettleien. Forklaringen på dette kan for det første være at det har gått kortere tid siden reformen, for det andre har ikke Sverige og Finland eksplisitt regulering av inntektene til nettselskapene.

Det er kanskje overraskende at vi ikke finner større nedgang i nettleien. Det var nettopp i den delen av kraftsektoren at det ble ventet store effektiviseringsgevinster og potensielle besparelser (se f.eks. Hope (2000) s. 15, eller Magnus og Midttun (2000) s. 23). På den andre siden kan en håpe på større gevinster etter hvert som inntektsreguleringen får lengre historie.

Til den samlede kraftprisen hører også avgiftene. Etter vår vurdering har reformen ikke hatt noe innvirkning på avgiftsnivået i de nordiske landene. Avgiftene er derfor like i begge scenarier.

Kraftkrevende industri har så langt vært uberørt av kraftmarkedsreformen. Industrien hadde fordelaktige kontrakter under det gamle regime og kan fortsatt kjøpe kraften på politisk influerte kontrakter. Det er derfor ingen endringer i denne sektoren.

Tabell 1 oppsummerer forskjellene i modellforutsetninger mellom de to scenariene.

Tabell 1. Forskjell i modellforutsetninger mellom reguleringsscenariet og markedsscenariet

	Regulering	Marked
<i>Investeringer</i>	3*300 MW gasskraftverk i Norge Oljekondensverkene i Sverige beholdt i reserve	Ingen gasskraftverk i Norge Oljekondensverkene (1930 MW) i Sverige lagt i møllpose
<i>Handel</i>	Grensetariffer (1 øre/kWh)	Frihandel
<i>Priser</i>	Pris = gjennomsnittskostnad (unntatt kjelmarkedet)	Pris = kortsiktig marginalkostnad (markedspriser) til alle sluttbrukere
<i>Overføring</i>	Gjennomsnittskostnader	Inntektsregulering, produktivitetsvekst

### 3 Resultater: større forbruk – på bekostning av miljøet

#### 3.1 Markedsvirkninger

Modellsimuleringene tyder på at prisvirkningene av reformen varierer mellom land og mellom forbrukergrupper. Vi finner betydelige prisfall i Norge, mens nedgangen er mindre i Sverige, og i Finland øker prisen faktisk i noen sektorer (tabell 2). Det er *industri* (utenom kraftkrevende industri) og *servicesektoren* som har tjent mest på reformen hittil: prisene til disse sektorene er rundt 20 % lavere i Norge og 10-15 % lavere i Sverige i markedsscenariet. I Finland er det nesten ingen endring. *Husholdningsprisene* (inkludert nettleie og avgifter) er 13 % lavere i Norge i markedsscenariet. I Sverige og Finland, derimot, er prisene til husholdninger 5 % høyere i markedsscenariet.

Grunnen til prisfallet er den nye prisingsregelen: overgangen fra gjennomsnittspriser til pris lik kortsiktig grensekostnad. Siden grensekostnadene er lavere enn gjennomsnittskostnadene, fører konkurransen mellom produsentene til prisfall. Den mest sannsynlige forklaringen på høyere priser for husholdninger i Sverige og Finland er at det utøves markedsrett overfor disse kundegruppene. Inntil nylig har det ikke vært like enkelt å skifte leverandør der som i Norge, noe som medfører at selskapene kan kreve høyere priser uten å miste kunder. Kraftselskapene i disse landene møter tøffere konkurranse på engrosmarkedet og i industrien, men tar igjen ved å utøve markedsrett overfor husholdningskunder.

Tabell 2. Sluttbrukerprisene inkl. avgifter, i de to scenariene. Øre/kWh

	Husholdninger		Industri		Service	
	Regulert	Marked*	Regulert	Marked*	Regulert	Marked*
Norge	59,2	51,4	32,7	26,6	45,5	35,7
Sverige	75,4	78,8	31,8	27,0	49,1	45,4
Finland	62,2	65,5	39,2	39,4	48,0	48,5

\* Modellsimuleringene er gjort for normalår. Derfor er prisene i markedsscenarioet noe høyere enn de faktiske prisene i 1999 (som var våtere enn normalt).

Prisene i Danmark er like i begge scenariene, siden reformen i Danmark så langt ikke har hatt noen virkning på sluttbrukerprisene.

At industrien og servicesektoren har fått større prisreduksjon enn husholdningene, og dermed tjent mer på reformen, er som forventet. For det første har store sluttkunder (typisk industri) hatt tilgang til et fritt marked lenger enn husholdninger. For det andre er de i en bedre forhandlingsposisjon enn husholdninger, og kan dermed oppnå bedre priser. Siden reformene ble gjennomført fem år tidligere i Norge enn i de andre land, er det heller ikke overraskende at det er norske kunder som har tjent mest på reformen hittil.

Samlet *forbruk* i Norden øker med 5,7 TWh (1,6 %) som følge av lavere priser (tabell 3). Mesteparten (4,3 TWh) av denne økningen skjer i Norge, som forventet, siden prisnedgangen var størst der. Forbruksendringene i de ulike sektorene avhenger av størrelsen på prisendringene for sektoren og prisfølsomheten til sektoren.

Tabell 3. Endring i forbruk og produksjon fra reguleringsscenarioet til markedsscenarioet. TWh

	Forbruksendring	Produksjonsendring
Finland	-0,5	3,3
Danmark	0,0	10,1
Norge	4,3	- 7,1
Sverige	1,9	0,0

For å møte den økte etterspørselen må tilbudet øke, noe som fører til at prisene ikke faller så mye som de ellers ville gjort. Samlet nordisk produksjon øker med 6,2 TWh (1,7 %). 0,5 TWh av dette forsvinner i tap.

*Produksjonen* i Norge er 7,1 TWh lavere i markedsscenarioet enn i reguleringsscenarioet, siden det ikke er gasskraftverk i markedsscenarioet. Norsk gasskraft blir erstattet av økt kullkraftproduksjon i Finland og Danmark<sup>4</sup>: produksjonen øker med hhv. 3,3 og 10,1 TWh. Siden kapasiteten i Finland og

<sup>4</sup> Danske produsenter har tilgang til det felles nordiske markedet.

Danmark er uendret, betyr høyere produksjon at den eksisterende kapasiteten blir utnyttet bedre. Et interessant resultat er at det er hovedsakelig de billigste og dermed mest effektive (og reneste) verkene som øker produksjonen. Bare på Sjælland øker produksjonen i mindre effektive verk, og det fordi de beste allerede brukes fullt ut. Til sammen 12,6 TWh av produksjonsøkningen på 13,4 TWh skjer i verk som er mer enn gjennomsnittlig effektive.

Grunnen til at mesteparten av produksjonsveksten skjer i effektive verk er forbedrede muligheter for kraftutveksling. Det er gevinster å hente i å samkjøre et vannkraftsystem (som i Norge og Sverige) og et varmekraftsystem (som i Danmark og Finland). Vannkraftverkene er fleksible og kan lett skrus av og på. Ved varmekraftverk er det betydelige start- og stoppkostnader. Dermed lønner deg seg for et varmekraftverk å produsere jevnt over døgnet og eksportere overskuddet om natten. Vannkraftverk kan importere om natten, og flytte vannet som da spares til dagen – da etterspørselen (og kanskje prisene) er høyere. Fjerning av grensetariffer gjør det lønnsomt å handle ved mindre prisforskjeller enn før.

Det er akkurat det som skjer i vår modell: produksjonsøkningen i Danmark og Finland skjer hovedsakelig om natten og i helgen, da det er de mest effektive verkene som produserer, og den ekstra kraften eksporteres. Norske og svenske vannkraftprodusenter produserer en større del av sin totale produksjonsmengde om dagen på hverdager. Bruttohandelen (som inkluderer både dag-natt-utveksling og nettostrømmer) mellom de nordiske landene blir nesten fordoblet, fra 15 til 28 TWh.

I tillegg til økningen i den kortsiktige utvekslingen endres handelsmønsteret. Siden prinsippet om selvforsyning er forlatt, har investeringsmønsteret og produksjonssammensetningen endret seg. Norsk forbruk har økt, men gasskraftverket har ikke blitt bygget: Norge snur fra å være nettoeksportør til å importere nesten 6 TWh (netto) i et normalår i markedsscenariet. Danmark og Finland eksporterer mer til andre nordiske land. Sverige, i likhet med Norge, importerer mer for å dekke høyere etterspørsel.

Hovedkonklusjonene fra markedsanalysen er dermed:

- Mange forbrukergrupper har fått lavere priser som følge av reformen, men noen har fått høyere priser;
- Forbruk og produksjon i Norden har økt med 1,6 %;
- Handelen mellom de nordiske land er nesten fordoblet.

### 3.2 Virkninger på samfunnsøkonomisk overskudd

Vi har nå beskrevet hvordan markedet endrer seg som følge av reformen. Men hvordan påvirker det den samfunnsøkonomiske effektiviteten, dvs. det økonomiske resultatet som samfunnet får ut av ressursene?

Slike ting måles som endring i det *samfunnsøkonomiske overskuddet*. Vi har funnet at det samfunnsøkonomiske overskuddet er 1,5 mrd. kr større i markedsscenariet enn i reguleringsscenariet. Om 1,5 mrd. kr er mye eller lite avhenger av ståsted. På den ene siden er det mindre enn 0,05 % av BNP i Norden.

På den andre siden er 1,5 mrd. kr per år et betydelig beløp hvis man tenker på alle gode formål som man ikke har finansiering for i dag.

Det er tre kilder til økt samfunnsøkonomisk overskudd:

- *Lavere priser og økt produksjon* kommer forbrukere til gode. Overgangen fra gjennomsnittspriser til markedspriser førte til lavere priser for de fleste sluttbrukere. Den samfunnsøkonomiske verdien av dette, det såkalte konsumentoverskuddet, er angitt i tabell 4. Tabellen viser at norske sluttbrukere vinner mer enn svenske. Finske sluttbrukere taper faktisk på reformen. Grunnen til forskjellene mellom land er at Sverige og Finland kom i gang med reformene senere enn Norge, slik at prisnedgangen har vært mindre der. I tillegg har det vært tegn til bruk av markedsrett i enkelte sluttbrukermarkeder i disse landene, som nevnt før. Produksjonen øker, men produsentene får lavere pris per produsert kWh enn i reguleringsscenariet (siden de nå får dekket bare de kortsiktige produksjonskostnadene). Derfor reduseres produsentenes overskudd. Igjen er endringene størst i Norge: inntektene til norske produsenter faller for det første fordi de produserer mindre (ingen gasskraftverk), for det andre fordi sluttbrukerprisene har falt mest i Norge.
- *Kapasiteten er lavere* i markedsscenariet enn i reguleringsscenariet. Det betyr sparte kostnader for samfunnet: i Norge har man spart investeringskostnader for gasskraft (500 mill. kr i året), i Sverige spares vedlikeholdskostnader ved oljekondensverk som ble stengt (200 mill. kr). Disse besparelsene er inkludert i tallene i tabell 4.
- *Kortsiktig utveksling* er en ytterligere kilde til gevinst. Det er nettopp gjennom bedre utnyttelse av handelsmulighetene at danske og finske produsenter vinner: de kan selge mer kraft til andre nordiske land og til en høyere pris enn før (spotprisen har økt).

Alt i alt er det sluttbrukerne i husholdninger og industri som vinner på reformen, mens produsentene står igjen som tapere. Omfordelingen fra produsenter til forbrukere er over tre ganger større enn den totale gevinsten for hele samfunnet.

Tabell 4. Fordeling av gevinster. Milliarder kroner

	Norge	Sverige	Finland	Danmark	Norden totalt
Konsumentoverskudd	4,9	1,3	-0,6	0,0	5,6
Produsentoverskudd	-3,9	-0,9	0,6	0,1	-4,1
Offentlige inntekter	-0,2	0,2	0,0	0,0	0,0
Sum (samfunnsøkonomisk overskudd)	0,9	0,5	0,0	0,1	1,5

Merknad: Totalen er ikke alltid lik summen av enkelttallene i tabellen pga. avrundingsfeil.

### 3.3 Miljøvirkninger

Vi har vist at reformene har ført til økonomisk gevinst for samfunnet. Men så langt har vi ikke tatt hensyn til mulige miljøvirkninger. Hva er følgene av kraftmarkedsreformen på miljøet? Har reformen fortsatt positive virkninger når vi regner inn miljøvirkninger? Vi vil i det følgende fokusere på CO<sub>2</sub>, den viktigste klimagassen.

Ved første øyekast virker miljøvirkningene ganske bra, i hvert fall fra et nasjonalt perspektiv. I Norge ble ikke gasskraftverket bygd, og CO<sub>2</sub>-utslippene er i underkant av 3 mill. tonn<sup>5</sup> lavere i markedsscenariet. I Sverige er det ingen betydelige miljøendringer så langt. Oljekondensverkene, som har blitt lagt i møllpose, sto i reserve i et normalår uansett, så utslippene har ikke endret seg der. Kullkraftproduksjonen har økt både i Finland og Danmark. Dette fører til en utslippsøkning på 10,7 mill. tonn. Men hele produksjonsøkningen eksporteres, og man kan argumentere for at det er forbrukere i andre land som er ansvarlige for de økte utslippene.

Så fra et nasjonalt perspektiv virker alt bra. Fra et nordisk perspektiv, derimot, ser det styggere ut: CO<sub>2</sub>-utslippene øker med nesten 8 mill. tonn. Dette er en betydelig økning, tilsvarende til omtrent 20 % av dagens utslipp fra kraftsektoren i Norden.

Det er to grunner til at utslippene øker: for det første øker produksjonen. Siden den marginale kapasiteten i det nordiske systemet er kullkraft, fører en ytterligere produksjonsøkning til økte utslipp. For det andre blir gasskraftverk ikke bygget, men erstattes av høyere produksjon i kullkraftverk. Dermed blir samme mengde kraft produsert med større utslipp: et kullkraftverk slipper ut omtrent dobbelt så mye CO<sub>2</sub> per kWh som et gasskraftverk.

Miljøvirkningene, sett fra nordisk perspektiv, er adskillig dårligere enn man først kunne få inntrykk av. Det viktige spørsmålet er dermed hva den samlede virkningen av kraftmarkedsreformene er – er velferdsgevinstene fra lavere priser og bedre kapasitetsutnyttelse store nok til å rettferdiggjøre økte miljøkostnader? Med andre ord, er 1,5 mrd. kr nok til å rettferdiggjøre en utslippsøkning på 8 mill. tonn CO<sub>2</sub>? Svaret på det spørsmålet avhenger av prisen man setter på CO<sub>2</sub>.

Det finnes mange studier om kostnadene ved CO<sub>2</sub>-utslipp. Felles for dem alle er stor usikkerhet. IPCC Working Group III (Bruce et al., 1996) foreslår en kvotepris i størrelsesorden 5-125 USD/tonn CO<sub>2</sub> (40-1000 kr/tonn CO<sub>2</sub>). I St. meld. nr. 29 (1997-98) refereres det til at CICEROs og andre forskningsinstitusjoners beregninger av mulig kvotepris ligger på mellom 50 og vel 200 kr/tonn CO<sub>2</sub>. I regneeksemplene på hvor mye som kan være lønnsomt å gjennomføre av tiltak i Norge sammenliknet med i utlandet, benyttes det i stortingsmeldingen en internasjonal kvotepris på 125 kr/tonn CO<sub>2</sub>.

Et enkelt regnestykke viser at med en kvotepris på 192 kr/tonn CO<sub>2</sub> forsvinner hele velferdsgevinsten for de nordiske landene. 192 kr/tonn CO<sub>2</sub> er ikke et usannsynlig høyt nivå for en fremtidig kvotepris. Det betyr at man ikke trenger en

---

<sup>5</sup> Vi har antatt at CO<sub>2</sub>-utslippet fra et gasskraftverk er i gjennomsnitt 400 g/kWh og fra et kullkraftverk 800 g/kWh.

urimelig høy pris på CO<sub>2</sub> før konklusjonene om at kraftmarkedsreformen har positive effekter endres. Da har vi fortsatt ikke tatt hensyn til kostnadene ved de andre utslippene (SO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub>, partikler).

Kan vi da si at kraftmarkedsreformen langt på vei er mislykket? Det er jo den økte produksjonen som fører til større utslipp. Problemet er imidlertid ikke produksjonsøkningen i seg selv, men det at markedsaktørene ikke tar hensyn til kostnadene ved å slippe ut CO<sub>2</sub>. Produksjonen øker fordi prisene faller til nivå med kortsiktig produksjonskostnad. Hadde man tatt hensyn til CO<sub>2</sub>, burde prisen være noe høyere enn den kortsiktige produksjonskostnaden. Feilen er med andre ord ikke å gjennomføre reformen, men at myndighetene lot være å sette en pris på CO<sub>2</sub>-utslippene.

## 4 Sluttmerknader

Kraftmarkedsreformene i Norden har så langt ført til:

- Lavere priser til mange forbrukergrupper;
- Økt forbruk og produksjon i Norden;
- Fordobling av handelen mellom de nordiske land;
- Velferdsgevinst på 1,5 mrd. kr (før man tar hensyn til miljøvirkninger);
- 8 mill. tonn høyere CO<sub>2</sub>-utslipp.

Analysen vår gir et "snapshot" av det nordiske kraftmarkedet i 1999. Alle virkningene av reformen har ikke vist seg ennå. Reformene i Sverige og Finland ble gjennomført bare tre år tidligere, og markedet var ikke åpnet for alle aktører ennå i 1999. I Sverige og Finland er dessuten nettreguleringsregimet under endring. Av disse grunner kan man forvente større endringer etter hvert: større effektivitet i nettet; lavere husholdningspriser når husholdningene lettere kan skifte leverandør; større prisutjevning mellom forskjellige sluttbrukergrupper (når også kraftkrevende industri blir en del av vanlig marked). Enkelte forfattere (se f.eks. Bye m.fl. (1999) og referansene der) argumenterer for store gevinster som følge av prisutjevning. Vi har ikke funnet nevneverdige tegn til prisutjevning ennå. Det har også gått for kort tid til å vurdere om investeringsatferden har endret seg.

Man kan også argumentere for at de negative miljøeffektene er et overgangsfenomen. De negative miljøeffektene stammer fra det faktum at forbruket øker og kullkraft ikke blir erstattet av gasskraft i markedsscenariet. På lengre sikt vil etterspørselen presse opp prisene i markedsscenariet. Hvis prisene når opp til langsiktig grensekostnad, vil de være høyere enn i reguleringsscenariet. Etter hvert vil de gamle kullkraftverkene bli faset ut og ny kapasitet vil mest sannsynlig være gasskraft. Fra da av vil markedsscenariet ha høyere priser og like ren produksjonskapasitet. Samtidig har man spart samfunnet for unødvendige investeringer, siden høyere priser holder forbruket nede.

Kan andre land som tenker på reformer lære noe av de nordiske land? Konklusjonene av modellanalysen tyder ved første øyekast på at det er lite lønnsomt

å reformere kraftsektoren: samfunnet realiserer en effektivitetsgevinst, men på bekostning av høye miljøkostnader. Det er først på lang sikt at de positive virkningene blir tilstrekkelig mye større enn de negative – men når kommer ”lang sikt”? Man kan likevel si at feilen ikke ligger i å gjennomføre reformen, men i det at man har latt være å sette pris på utslipp av CO<sub>2</sub> og andre klimagasser. Hadde man valgt å sette pris på klimagasser først, og gjennomført reformen i kraftsektoren etterpå, hadde man kunnet unngå at utilsiktede negative miljøeffekter får så stort omfang. I det ligger utfordringer til de land som planlegger kraftmarkedsreformer.

## Referanser

Bowitz E., T. Bye, O. Rosnes, H. Vennemo (2000): *The Nordic Electricity Reform: Economic and Environmental Consequences*. ECON Working paper 3/00. Oslo. [www.econ.no](http://www.econ.no)

Bruce, J.P., Lee, H. and E.F. Haites (1996): *Climate change 1995: Economic and social dimensions of climate change*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.

Bye T., M. Hoel og S. Strøm (1999): Et effektivt kraftmarked – konsekvenser for kraftkrevende næringer og regioner. Sosiale og økonomiske studier 102. SSB, Oslo

Hope, E. (2000): *Studier i markedsbasert kraftomsetning og regulering*. Fagbokforlaget, Bergen

Magnus, E. og A. Midttun (eds, 2000): *Electricity market reform in Norway*. Macmillan Press Limited, London.

Nordel (1999): Nordel årsmelding 1999. [www.nordel.org](http://www.nordel.org)

SSB (1994): Historisk statistikk 1994. C188, SSB, Oslo. [www.ssb.no](http://www.ssb.no)

SSB (1996): NOS Elektrisitetsstatistikk 1996, C487, SSB, Oslo. [www.ssb.no](http://www.ssb.no)

St.meld. nr. 29 (1997-98): Norges oppfølging av Kyoto-protokollen. Miljøverndepartementet, Oslo.

Formatted: English

Formatted: English

Field Code Change

Formatted: English

Formatted: Norwegian (Bokmål)

---

## Biografier

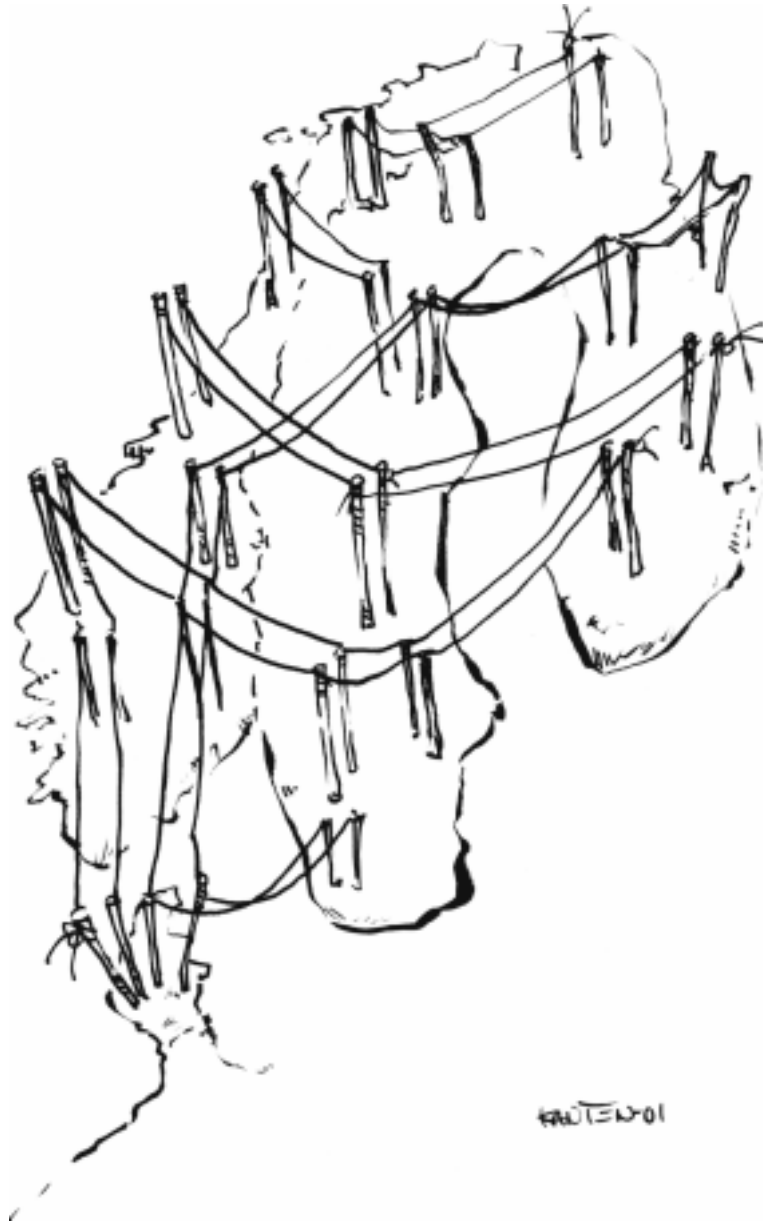
*Haakon Vennemo er daglig leder og Einar Bowitz og Orvika Rosnes er forskere i ECON Senter for økonomisk analyse.*

- **Einar Bowitz** er cand. oecon. (1984) fra Universitetet i Oslo og Forsker I fra Statistisk Sentralbyrå. Bowitz har jobbet med et bredt spekter av økonomiske problemstillinger, fra makroøkonomiske analyser og arbeidsmarkedsøkonomi til energioekonomi. Bowitz arbeidet i Statistisk sentralbyrås forskningsavdeling fra 1984 til 1996. Han har arbeidet i ECON siden 1996.



- **Orvika Rosnes** er cand. oecon (1998) fra Universitetet i Oslo. Hun har jobbet i ECON siden 1998, hovedsakelig med analyser av det nordiske og nord-europeiske kraftmarkedet.
  - **Haakon Vennemo** er cand. oecon. (1986) og dr. polit. (1992) fra Universitet i Oslo. Han er en bredt orientert forsker som har jobbet mest med energi-, miljø- og velferdsøkonomiske problemstillinger. Vennemo har arbeidet i ECON siden 1995, som forsker, leder for energi- og miljøgruppen (fra 1998) og daglig leder, (fra 2001). Før det jobbet han i Forskningsavdelingen i Statistisk sentralbyrå. Vennemo ledet ECONs del av SAMRAM-prosjektet.
-





10-12-01



---

# Det nordiske kraftmarkedet mot 2010

Finn Roar Aune og Tor Arnt Johnsen  
Forskningsavdelingen, Statistisk sentralbyrå

---

*I denne artikkelen ser vi først på utviklingen i det nordiske kraftmarkedet på 1990-tallet. Vi forsøker å formidle at kraftmarkedet er et komplisert marked. Det er stor variasjon i markedsforhold over tid og mellom regioner, og det er varierende grad av integrasjon mellom de regionale markedene. Dette fører til at analyser av utvikling og politikktiltak i det nordiske kraftmarkedet må bygge på et detaljert beregningsverktøy. I SAMRAM-prosjektet "Krafthandel og transmisjon" har vi etablert en slik beregningsmodell, Normod-T. Hovedtrekk ved modellen er beskrevet nedenfor, og vi benytter modellen til å studere utviklingen i det nordiske kraftmarkedet mot 2010. Vi analyserer videre virkningene av bygging av gasskraftverk i Norge, og vi studerer virkningene av at det etableres en ny utenlandskabel for overføring av elektrisk kraft mellom Norge og Tyskland.*

---

## 1 Innledning

Elektrisk kraft er en viktig innsatsvare i samfunnets produksjon og forbruk. Produksjon, transport og omsetning av kraft krever bruk av kapital, arbeidskraft og andre varer og tjenester. I tillegg påvirkes ofte natur og miljø av aktiviteten i kraftsektoren. De rammebetingelsene kraftsektoren stilles overfor er dermed av stor betydning for å få til en effektiv ressursutnyttelse i samfunnet kombinert med ivaretagelse av hensyn til natur- og miljøtilstanden.

Gjennom 1990-tallet har kraftmarkedene vært preget av reformer og omstilling til markedsbasert kraftomsetning. Det innebærer at kraftselskapenes rolle har endret seg, og i de deregulerte markedene forventes det at kraftselskapene er profitorienterte og i størst mulig grad forsøker å tjene penger til sine eiere. Dette medfører at også politikernes rolle i kraftmarkedet har endret seg. Mens politikernes tidligere kunne påvirke drift og investeringsbeslutninger i ønsket retning, er det i dag gjennom eierrollen og rollen som regulator eller utformer av rammebetingelsene politikerne kan påvirke utviklingen.

For å kunne utforme samfunnstjenlige og stabile rammebetingelser for kraftmarkedet kreves inngående kjennskap til kraftsektoren, markedets funksjonsmåte i dag og utviklingstendensene fremover. Gjennom forskningsprosjektet "Krafthandel og transmisjon" har siktemålet vært å etablere kunnskap om

det norske og nord-europeiske kraftmarkedet. Denne kunnskapen er avleiret og tatt vare på gjennom etableringen av en beregningsmodell for det nordiske kraftmarkedet, Normod-T. Modellen beskriver situasjonen i dagens kraftmarked og har vist seg velegnet til å analysere virkninger av ulike typer energi- og miljøpolitikk i dag og i fremtiden.

I dette kapitlet studerer vi trekk ved kraftsektoren og -markedet, og vi ser nærmere på utviklingen i kraftproduksjon og -handel i Norden fra 1990 og frem til i dag. Vi har benyttet Normod-T til å lage et referansescenario for utviklingen i det nordiske kraftmarkedet mot 2010. Referansebanen inneholder en begrenset utbygging av gasskraft i Norge samt en ny utenlandskabel fra Norge til Tyskland. Siden det de siste årene har vært mye diskusjon om virkningene av gasskraft i Norge ser vi i en virkningsberegning på utviklingen uten norsk gasskraft. I en annen virkningsberegning ser vi på konsekvensene for det norske kraftmarkedet av at utenlandskabelen til Tyskland ikke blir bygget før 2010.

## 2 Det nordiske kraftmarkedet

De nordiske landene og Tyskland har ikke kommet like langt i prosessen mot et deregulert marked. Norge liberaliserte kraftmarkedet i 1991. Innen kraftproduksjon og -omsetning ble lokale monopoler fjernet, og kraftkjøperne kan fritt velge kraftleverandør. Krafttransporten i overførings- og distribusjonsnettene er naturlige monopoler hvis inntekt og dermed priser reguleres av Norges vassdrags- og energidirektorat. Dette hindrer at nettselskapene kan utnytte den monopolmakten som ligger i at de er enetilbydere av nettjenester innenfor sitt geografiske nettområde. Sverige og Finland liberaliserte etter norsk mønster i 1996 og 1998, mens Danmark fulgte i 1999 (vest)/2000 (øst). I Tyskland, som er Nordens viktigste handelspartner når det gjelder elektrisitet, er det foreløpig bare store kunder som har frihet til å velge leverandør. Det ser imidlertid ut til å gå raskt mot en fullstendig deregulering også i Tyskland.

### 2.1 Produksjon av kraft

De nasjonale produksjonssystemene for elektrisk kraft er ulike. I Norge dominerer vannkraft, mens i Sverige er vannkraft og kjernekraft dominerende, supplert med en mindre del varmekraft basert på biobrensler, gass, olje og kull. En del av varmekraften produseres i kraftvarmeverk som samtidig med produksjon av elektrisitet utnytter det oppvarmede kjølevannet som fjernvarme eller til oppvarmingsformål i industrielle prosesser, f.eks. i treforedlingsindustrien. Den øvrige varmekraftkapasiteten finnes i konvensjonelle varmekraftverk uten utnyttelse av spillvarmen. Varmekraft spiller en viktigere rolle i Finland som i tillegg har vannkraft og kjernekraft. Finsk varmekraftproduksjon bruker kull, naturgass, bio (tre og torv) og olje. I Danmark dominerer varmekraft basert på kull. I tillegg kommer varmekraft basert på bio (halm), gasskraft og vindkraft.

De ulike kraftproduksjonsteknologiene har ulike kostnader og ulik grad av fleksibilitet med hensyn til å regulere produksjonen opp og ned i takt med

etterspørsel og priser. De to ytterpunktene er kjernekraft, som når den først produserer, bare i liten grad kan reguleres og vannkraft som i høy grad er regulerbar – ved at vannet ofte kan lagres i magasiner til en senere anledning med høyere forventede priser. Kraftvarmeproduksjonen er billigst om det oppvarmede kjølevannet kan omsettes. Dermed er denne teknologien i noen grad knyttet til avsetningsmulighetene for varmtvann. Disse er best om vinteren og på dagtid, men i noen grad kan døgnvariasjonene i etterspørselen etter varmtvann jevnes ut siden en del kraftvarmeverk har store lagertanker som brukes til å lagre vann fra natt til dag. For all varmekraftproduksjon gjelder at produksjonen kan reguleres ned mot 60 prosent av kapasiteten, men da med et tap i kraftverkets brensel-effektivitet, dvs. evnen til å omdanne energien i brenselet til elektrisk kraft faller. Fullstendig stopp og start av et varmekraftverk er imidlertid kostbart og forsøkes unngått i størst mulig grad. Dersom verket først stoppes, skjer det gjerne i forbindelse med en weekend. Eventuelt stoppes kraftverket om natten dersom prisforskjellene mellom dag og natt og prisnivået på dagtid er slik at det er lønnsomt.

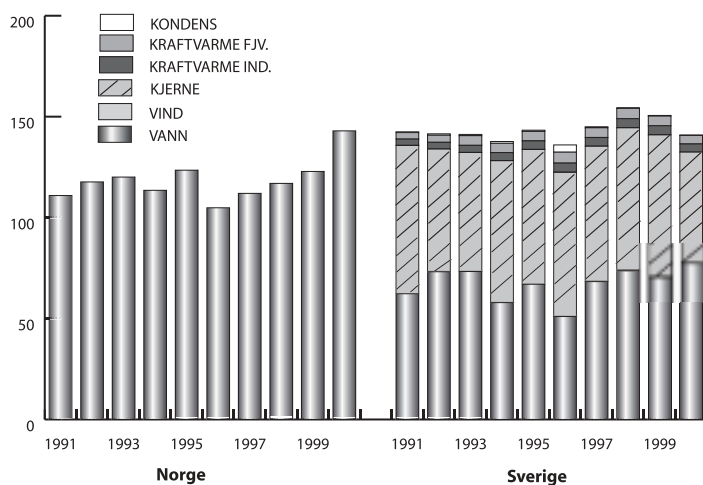
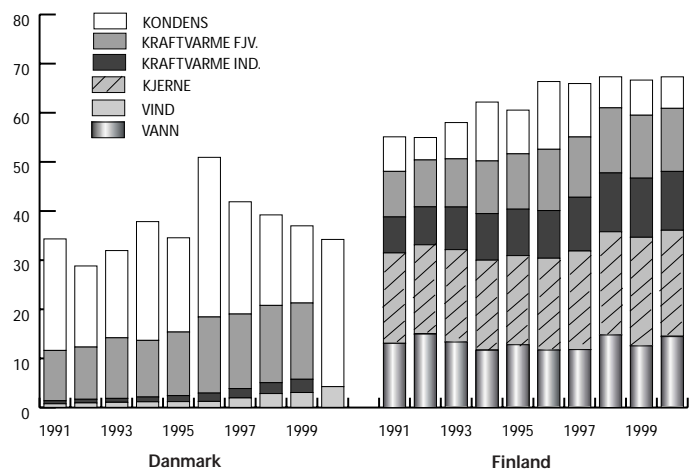
Variierende nedbørsforhold fører til at norsk vannkraftproduksjon varierer kraftig fra år til år, jf. figur 1. Årsproduksjonen har i perioden 1990-2000 variert mellom 104 og 142 TWh. Den svenske vannkraftproduksjonen varierer stort sett i takt med den norske. Siden vannkraft betyr mindre i Sverige enn i Norge, påvirkes ikke den svenske totalproduksjonen like sterkt av svingningene i vannkraften som den norske. Spesielt i 1999 og 2000 ser det ut til at høy vannkraftproduksjon i Norge har ledet til fall i den svenske totalproduksjonen. Det samme ser ut til å være tilfelle for Danmark, og den negative sammenhengen mellom norsk og dansk totalproduksjon er tydelig gjennom hele perioden. Finlands kraftproduksjon varierer mindre enn i de andre landene, men også for Finland ser vi en negativ sammenheng mellom finsk og norsk/svensk årsproduksjon.

Gjennom 1990-tallet er det først og fremst vindkraft og kraftvarme (industri og fjernvarme) som har vokst. I tillegg har finsk kjernekraftproduksjon økt siden 1991. Variasjonen i vannkrafttilgangen ser i første rekke ut til å ha ledet til variasjon i kondenskraftproduksjonen. Tørråret 1996 er maksimalåret for både dansk, finsk og svensk kondensproduksjon. I tillegg kan det se ut til at svensk kjernekraftproduksjon er lavere i vannrike år enn i normale og tørrere år.

Kondensproduksjonen er i størst grad basert på kull og olje, mens gass og biobrensel i større grad benyttes i kraftvarmeproduksjon. Statistikkgrunnlaget er dessverre ikke fullstendig med hensyn til å tilordne ulike brensler til de ulike varmekraft-teknologiene som er representert i figur 1, men figur 2 viser likevel noen interessante utviklingstrekk.

I Danmark er det gass og biobrensel som øker. Olje og kull svinger i større grad. Spesielt svinger bruken av kull kraftig. I år med lav vannkraftproduksjon i Norge og Sverige, f.eks. 1991, 1994 og 1996 er dansk kullforbruk høyt. Likeledes har kullforbruket vært lavt i de våte årene 1998-99. Også i Finland vokser gass- og biobrenselbruken, men veksten er svakere enn i Danmark. Likeledes faller kullbruken fra 1997 til 1999. Omfanget av konvensjonell varmekraft i Sverige er lite, og dataene antyder ingen klar utviklingstendens med hensyn til bruk av ulike brensler.

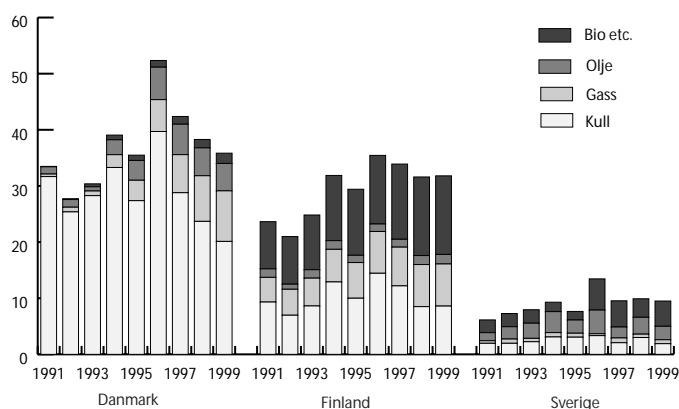
Figur 1. Kraftproduksjon i de nordiske landene 1991-2000, totalt og etter teknologi. TWh<sup>1</sup>



<sup>1</sup> For 2000 har vi ikke informasjon om fordelingen av varmekraftproduksjonen i Danmark på kondens- og kraftvarmeproduksjon.



Figur 2. Nordisk varmekraftproduksjon etter brensel 1991-1999, TWh

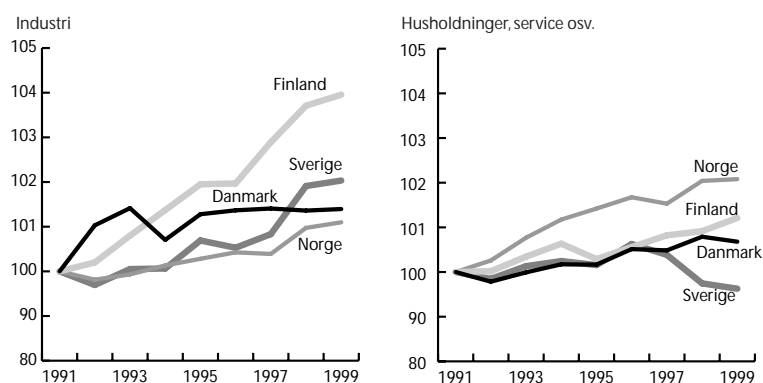


## 2.2 Kraftteterspørsel

På 1990-tallet har veksten i kraftforbruk vært sterkest i Finland og Norge, mens det har vært lavere vekst i Sverige og Danmark, jf. figur 3.

I Finland og Sverige er det industrien som bidrar sterkest til veksten, mens det i Norge er forbruket i husholdninger og tjenesteyting som vokser raskest. Ulik styrke og innretning på den økonomiske veksten forklarer trolig det meste av forskjellene, men det er også forskjeller mellom landene med hensyn til de formål kraftforbruket går til. For eksempel er andelen elektrisk oppvarming klart høyere i Norge enn i våre naboland som i større grad benytter fjernvarme og gass til oppvarmingsformål.

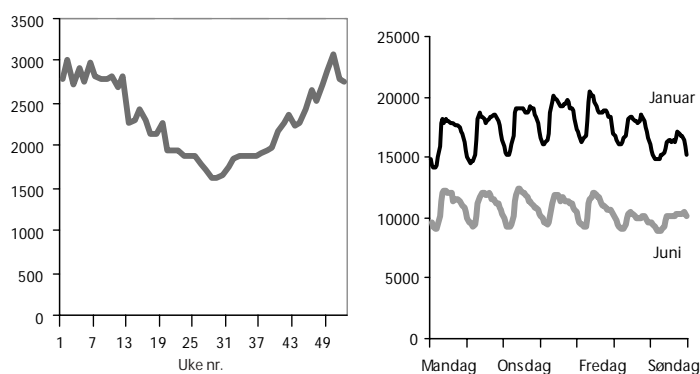
Figur 3. Kraftforbruk i de nordiske landene 1991-1999. Indeks 1991=100



Etterspørselen etter elektrisitet varierer over døgn, uke og år. Det er i første rekke forbruk til oppvarming og belysning som varierer over året, mens forbruk til andre tekniske formål og industri har et jevnere forbruk over året, jf. figur 4.

Høyest forbruk inntreffer på dagtid en hverdag om vinteren, mens lasten er lavest en helgenatt om sommeren. Kraftforbruket er lavere på lør- og søndager enn på andre ukedager. Det skyldes at aktiviteten i industrien, annet næringsliv og offentlig virksomhet er lavere enn ellers i uken. Døgnvariasjonene med høyest forbruk på dagen, med topper om morgenen og ettermiddagen, skyldes husholdningenes døgnrytme samt variasjon i kraftforbruk til drift av dagbasert næringsliv som mindre industri, privat og offentlig tjenesteyting.

Figur 4. Forbruk pr. uke (GWh) i 1999 og forbruk pr. time (MWh) for tilfeldig valgte uker i januar og juni 1999



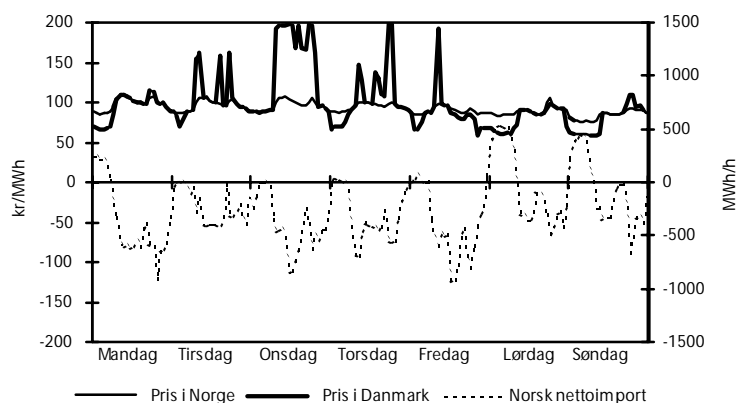
### 2.3 Internasjonal krafthandel

Den systematiske variasjonen i etterspørselen over tid, ulike produksjonsteknologier, tilfeldig variasjon som følge av værforhold og ulik grad av fleksibilitet i de nasjonale produksjonssystemene leder til varierende knapphet og dermed til prisvariasjon over tid og mellom land. Prisforskjellene inviterer til krafthandel mellom landene. Det finnes kabler og ledninger mellom mange av landene i Nord-Europa, og disse forbindelsene utnyttes slik at kraftetterspørselen dekkes på billigste måte gitt begrensninger i produksjons- og overføringssystem og nasjonal avgiftspolitik. Krafthandelen er med på å jevne ut prisforskjellene som oppstår mellom ulike land og perioder, men begrensede overføringskapasiteter mellom land fører ofte til at ikke alle prisforskjeller elimineres ved handel. Figur 5 viser et eksempel på dette for krafthandelen mellom Norge og Vest-Danmark for en tilfeldig uke etter vinteren 2000.

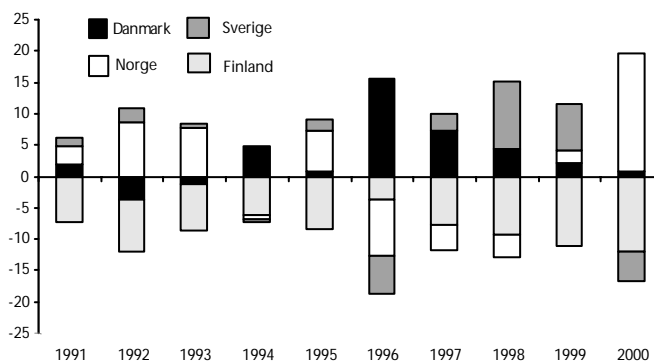
Døgn- og sesongvariasjoner med hyppige skifter i retningen på handelen fører til at landenes nettohandel blir betydelig mindre enn bruttohandelen. Likevel er det store svingninger og nyttig informasjon i årshandelstallene, jf. figur 6.

Finland er nettoimportør over hele perioden, mens de andre landenes handel varierer i langt sterkere grad. For Danmarks vedkommende ser det ut til å ha skjedd en bevegelse fra en situasjon med nettoimport til en situasjon hvor nettoeksport ser ut til å være hyppigst forekommende. Tendensen ser ut til å gå den andre veien for Norge. En forklaring til denne utviklingen er trolig at dereguleringen har ført til et gradvis strammere marked i Norge og dermed mer import. Det regulerte danske markedet har hatt en mindre stram balanse, og har dermed i noen grad stilt kraft til disposisjon for nabolandene. Sverige ser ut til å ha beveget seg fra år hvor nettohandelen var nær null til et regime med langt høyere nettohandel.

Figur 5. Prisforskjell og krafthandel mellom Norge og Vest-Danmark. Uke 9, 2000

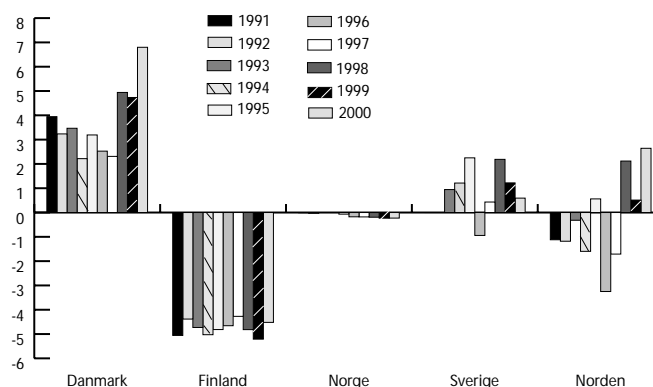


Figur 6. Årlig nettohandel, eksport (+) og import (-) 1991-2000, TWh



Summen av positive og negative tall i figur 6 er de nordiske landenes samlede eksport ut av Norden. Fordelingen av handelen med andre land enn de nordiske fremgår fra figur 7.

Figur 7. Årlig nettoeksport ut av Norden 1991-2000, TWh



Figur 7 gir noe av forklaringen på Finlands stabile importposisjon som skyldes en jevn import fra Russland. Danmark har eksportert fra 2-5 TWh årlig til Tyskland. Norge har en liten fast import fra Russland. Selv om den svenske handelen med Tyskland svinger fra år til år, har Sverige med unntak av tørråret 1996 netto eksportert kraft til Tyskland.

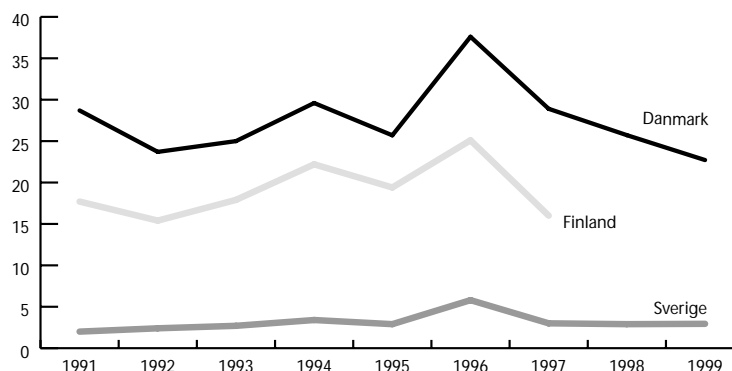
## 2.4 Miljøvirkninger

Kraftproduksjon og -overføring har i de fleste tilfeller mange uheldige følger for natur og miljø. Miljøødeleggelsene skyldes blant annet at bygninger og anlegg legger beslag på ellers urørt natur (vann- og vindkraft). Utnyttelse av vannkraften påvirker vassdrag og økosystem. Kjernekraftverk kan ved uhell eller gjennom deponering eller destruksjon av restbrensel og utslitte anleggsdeler forårsake spredning og menneskelig eksponering for radioaktiv stråling. En type miljøvirkninger som har blitt sterkt fokusert de senere år, er utslipp til luft som følge av forbrenning av fossile brensler (kull, olje og gass). Se figur 8 for utslipp av CO<sub>2</sub> i Norden.

Utslippene følger bruken av kull, olje og gass som er beskrevet i figur 2. Det viser seg også at korrelasjonen mellom samlede nordiske CO<sub>2</sub>-utslipp fra kraftproduksjon og vannkrafttilgangen i Norden er - 0,91. Det skyldes at kondenskraft basert på kull er den mest forurensende varmekraftteknologien og samtidig den teknologi som samvarierer sterkest (negativt) med vannkraftproduksjonen. Figur 8 understreker at det historisk har vært en sterk sammenheng mellom tilgangen av vannkraft og utslipp av CO<sub>2</sub> i Norden. I et fortsatt integrert kraftmarked forventer vi at tiltak i en del av markedet vil få virkninger også

i resten av markedet. For eksempel ser det ut til at tilførsel av ny produksjon kan ha stor betydning for luftutslippene fra allerede eksisterende produksjon.

Figur 8. CO<sub>2</sub>-utslipp fra kraftproduksjon i de nordiske land, 1991-1999. Millioner tonn pr. år



### 3 Beregningsmodellen Normod-T

Gjennom det SAMRAM-finansierte prosjektet "Krafthandel og transmisjon" er det i Statistisk sentralbyrå utviklet en kraftmarkedsmodell for Norden, Normod-T. For hvert av landene Norge, Sverige, Danmark og Finland inneholder modellen en beskrivelse av etterspørsels- og tilbudsforhold i kraftmarkedet. Modellen har tre sesonger, og hver sesong er inndelt i fire lastperioder etter hvor stort forbruket er (lavlast til topplast), dvs. modellen har 12 perioder. Etterspørselen består av 5 forbrukersektorer i hvert land.<sup>2</sup> Kjøperprisene på kraft, dvs. kraftpris pluss nettariff og avgifter, og en indikator for aktivitetsnivå bestemmer hver sektors kraftetterspørsel. Anslag for vekst i aktivitetsnivåer hentes normalt fra offisielle fremskrivninger som er utarbeidet i de enkelte land. For Norges vedkommende har vi valgt å benytte den nasjonale likevektsmodellen MSG-6 til å fremskrive kraftetterspørselen. Prisutviklingen som bestemmes i Normod-T benyttes som input i MSG-6 og vi utfører gjentatte beregninger inntil kraftetterspørsel, -produksjon, -handel og -priser i de to modellene stemmer godt overens.

For hvert land er det spesifisert et stort antall kraftproduksjonsteknologier med tilhørende kostnadselementer, dvs. faste kostnader, variable brenseluavhengige kostnader, brenselkostnader, fyringseffektivitet samt start- og stoppkostnader. Kombinerte teknologier som leverer spillvarme godskrives salg av varmtvann. For hvert land er det innført begrensninger på avsetningen av spillvarme fra henholdsvis sentrale og desentrale kombiverk, og prisene på spillvarme varierer med sesong og lastperiode. For vannkraft er det innført ulike typer begrensninger på produksjon og

<sup>2</sup> Metall, treforedling, annen industri, tjenesteyting og husholdninger.

magasindisponering, noe som skal gjenspeile viktige deler av kompleksiteten i vannkraftsystemet.

Vår modell begrenser seg til de nordiske landene. Alle de nordiske landene har eller kan i løpet av de nærmeste årene få overføringslinjer til land utenfor Norden (Russland, Polen, Tyskland, Nederland og England). Kapasitetene i forbindelsene ut av Norden er representert i modellen. Det er opp til modellbruker å bestemme hvilke av de foreslåtte utenlandskablene som blir bygget gjennom simuleringsperioden. Det er stor usikkerhet knyttet til markedsutviklingen i resten av Europa, og kraftprisene i Europa har innflytelse på prisene i Norden. Ofte vil det derfor være ønskelig å operere med flere sett av kraftprisforutsetninger for disse landene. Vi har funnet denne fremgangsmåten like fornuftig som å forsøke å modellere noen markedslikevekt utenfor Norden. Utnyttelsen av kablene bestemmes i modellen utfra en lønnsomhetsvurdering der import- og eksportprisene settes opp mot innenlandske priser i det aktuelle nordiske landet.

I Normod-T er det nordiske kraftmarkedet beskrevet som et frikonkurransemarked. Det vil si at kraftprisen på ethvert tidspunkt er lik kostnaden ved å øke kraftproduksjonen gitt en rekke fysiske og institusjonelle skranke. På kort sikt vil tilbudet av kraft bestå av produksjon fra eksisterende kraftanlegg. For hver periode vil likevekt mellom etterspørsel og tilbud bestemme en kraftpris. Denne kraftprisen vil være lik for alle sektorer i det samme landet. Forskjeller i kraftprisen mellom land vil i modellen skyldes transportkostnader. Dersom nettkapasiteten mellom land er fullt utnyttet, vil prisdifferensen kunne være større enn kostnaden ved tap i nettet. Den resterende prisdifferensen representerer en skyggepris eller kapasitetsinntekt på den aktuelle nettforbindelsen. Skyggeprisen angir markedets betalingsvilje for en marginal økning av kapasiteten.

I modellen vil ny produksjonskapasitet bli etablert når kraftprisen over året er høy nok til å gjøre nyinvestering lønnsomt. Utvidelser av nettkapasiteten mellom land foretas heller ikke før det er lønnsomt, det vil si når summen av kapasitetsavgifter over året overstiger årskostnaden for nye linjer. En detaljert beskrivelse av modellen er gitt i Johnsen (1998).

## 4 Utviklingen i det nordiske kraftmarkedet til 2010

Vi har benyttet Normod-T til å studere utviklingen i det norske og nordiske kraftmarkedet til 2010. Vi har laget en referansebane og noen alternative baner basert på andre forutsetninger. Referansebanen representerer det vi anser som den mest sannsynlige utviklingen i det nordiske kraftmarkedet frem til 2010. De viktigste forutsetningene om det norske kraftmarkedet er etablering av et gasskraftverk (6 TWh) samt en overføringskabel til Tyskland (600 MW).

### 4.1 Forutsetninger

Utviklingen i generelle økonomiske forhold som produksjon og konsum er basert på forutsetningene som ligger til grunn for alternativet "Stø kurs" i energiutredningen (NOU 1998:11). Vi forutsetter at realprisene på kull, olje, gass og biobrensel er

konstante til 2010. Det er usikkert hvor mye produksjonskapasitet som vil bli bygget de kommende år. Tidkrevende konsesjonsbehandling og lange byggetider forhindrer store kapasitetsutvidelser før 2010, og vi har derfor bestemt tilgangen av ny kapasitet utenfor modellen.<sup>3</sup> Tabell 1 viser nettotilgangen av ny kapasitet til 2005 og 2010.

Tabell 1. Netto tilgang av produksjonskapasitet til 2005 og 2010

	Til 2005		Fra 2005 til 2010	
	MW	TWh	MW	TWh
Danmark	300	0,9	450	1,35
Finland			800	6
Norge	200	1	1700	8
Sverige	-270	-3,2	330	1
Norden i alt	230	-1,3	2480	16,35

For Danmarks del består tilgangen av vindkraft, og vi har lagt oss på et konservativt anslag med en tilgang på 2,25 TWh til 2010. I Finland er det antatt at det netto tilkommer et gasskraftverk på 6 TWh til 2010. Den norske tilgangen består av mindre vannkraftprosjekter, 0,2 TWh pr. år til 2005 og 0,4 TWh pr. år mellom 2005 og 2010. I tillegg antar vi at det kommer et gasskraftverk på 800 MW/6 TWh før 2010. I Sverige fases kjernekraftverket Barsebäck II ut før 2005, mens det er forutsatt bygging av 0,2 TWh vindkraft årlig.

Den planlagte kraftkabelen fra Norge til Tyskland (600 MW) er antatt å komme i drift i 2004, mens det i referansebanen er forutsatt at andre planlagte kabler ikke blir realisert. Tabell 2 viser våre forutsetninger om kraftprisene utenfor Norden.

Kraftprisene er basert på at det i 2005 fortsatt eksisterer en viss overkapasitet i Tyskland, hvilket gjør at prisene i gjennomsnitt ligger under kostnaden knyttet til ny kraft. Mellom 2005 og 2010 antar vi at markedene i Vest-Europa strammer seg til, og at prisene beveger seg mot marginalkostnadene for ny kraft basert på gass eller kull (18-22 øre/kWh). Vi antar at et eventuelt kvotemarked for CO<sub>2</sub> eller nasjonale CO<sub>2</sub>-tiltak ikke kommer på plass og får virkninger for brensels- og kraftprisene før etter 2010.

Tabell 2. Kraftpriser utenfor Norden, øre/kWh

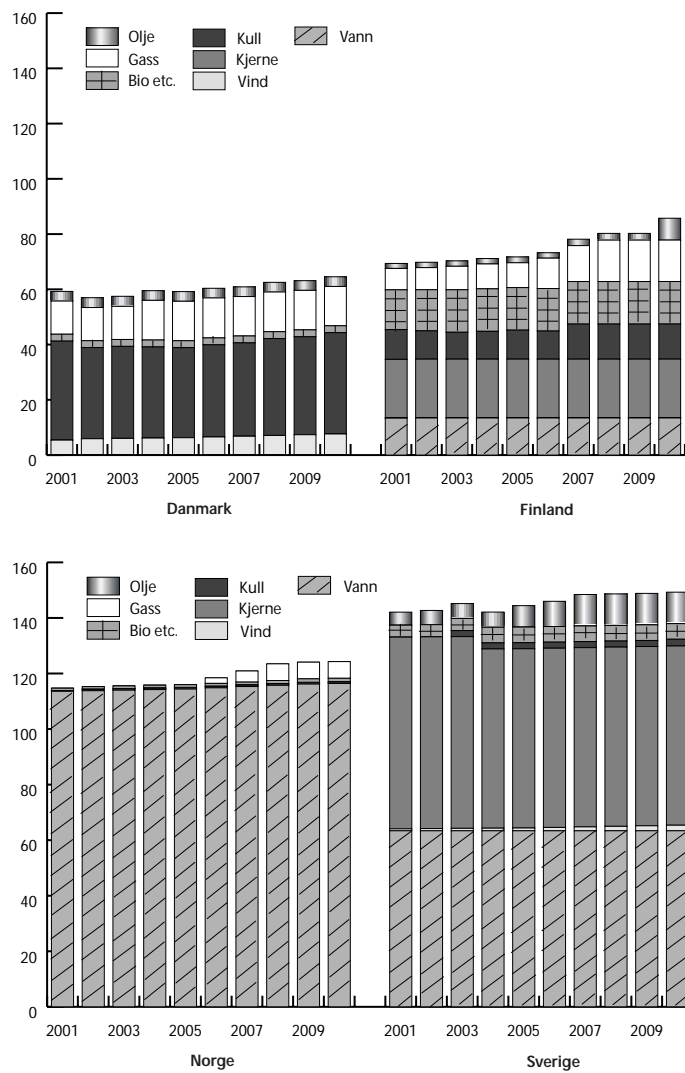
	2005		2010	
	Vinter	Sommer	Vinter	Sommer
Lavlast	12,5	11	16,5	15
Mellomlast	15,5	14	20,5	19
Høylast	18,5	17	24,5	23
Topplast	35,5	34	40,5	39

<sup>3</sup> Anslagene for utviklingen i kapasiteter er basert på studier utført av Nordel og Statnett.

## 4.2 Resultater

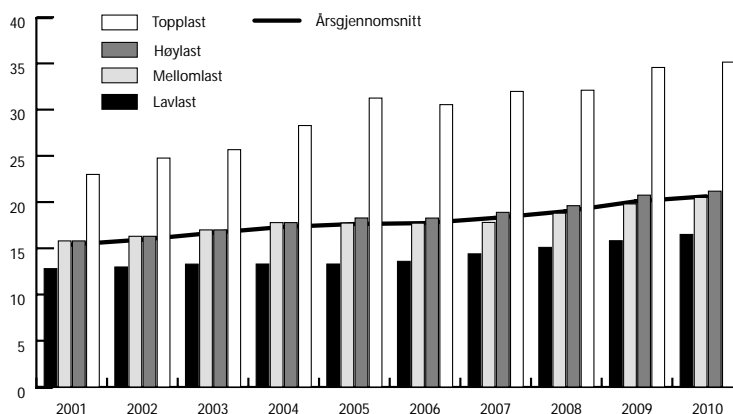
Figur 9 viser utviklingen i kraftproduksjonen i de nordiske landene i referansebanen.

Figur 9. Utvikling i kraftproduksjon i de nordiske land fordelt på brensel. TWh





Figur 10. Norske kraftpriser etter lastperiode (vintersesongen) og som årgjennomsnitt, øre/kWh. Faste 2000-priser

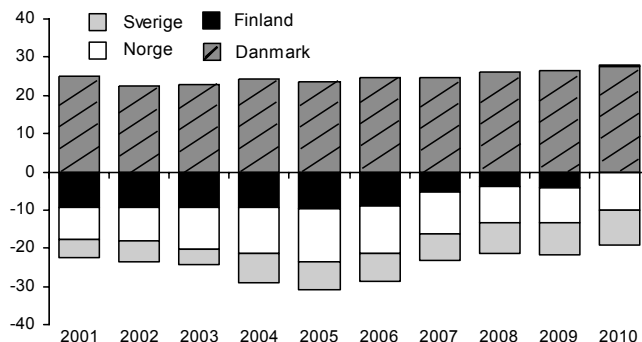


I fravær av noen internasjonal (og nasjonal) politikk rettet mot utslipp av klimagasser er det først og fremst dansk kullkraftproduksjon som økes fra og med 2001 når norsk og svensk vannkraftproduksjon er antatt å være på normalårsnivå. Fra og med 2001 ligger dansk kullkraftproduksjon på rundt 35 TWh pr. år. Det er et lavere nivå enn i 1996 da det var tørrår i Norge og Sverige. Den danske kullkraftproduksjonen var da 40 TWh. Gasskraftproduksjonen i Danmark øker bare i beskjeden grad, da det ikke er antatt nye nordiske distribusjonskanaler for naturgass. Finsk og norsk gasskraftproduksjon øker med 6 TWh hver til 2010. Finnene henter gass fra Russland, mens Norge utnytter eksisterende rør fra Nordsjøen. Frem mot 2010 utnyttes eksisterende varmekraftkapasitet i Sverige (kraftvarme) og Finland (kull- og oljekondens) i sterkere grad enn tidligere i perioden. Den økende utnyttelsen av disse teknologiene henger sammen med det økende prisnivået på kraft. Spesielt topp- og høylastprisene øker relativt kraftig til 2010. Figur 10 viser realprisene på elektrisk kraft etter lastperiode i vintersesongen og årgjennomsnittet av kraftprisen frem til 2010.

Kraftprisen vokser fra et årssnitt på 16 øre/kWh i 2001 til 21 øre/kWh i 2010. Frem til 2005 er mellom- og høylastprisene like, mens lavlastprisen er lavere på grunn av import av rimelig kraft fra nabolandene. Den høye importen i lavlast fører til at den norske vannkraftproduksjonen skrur ned i lavlast, men ikke lenger ned enn at det er mulig å komme opp på et høyt produksjonsnivå i topplastperiodene da prisene er betydelig høyere. Prisvariasjonen mellom lav- og topplast skyldes derfor i hovedsak at det er grenser for hvor langt opp og ned vannkraftproduksjonen kan justeres i løpet av et døgn.

Utviklingen i kraftproduksjon, -priser og -forbruk styrer handelen med kraft. Forbruket vokser i store trekk like mye i alle land, og samlet for Norden er forbruksveksten i gjennomsnitt 0,9 prosent pr. år til 2010.

Figur 11. Årlig nettoeksport av kraft for de nordiske land. TWh

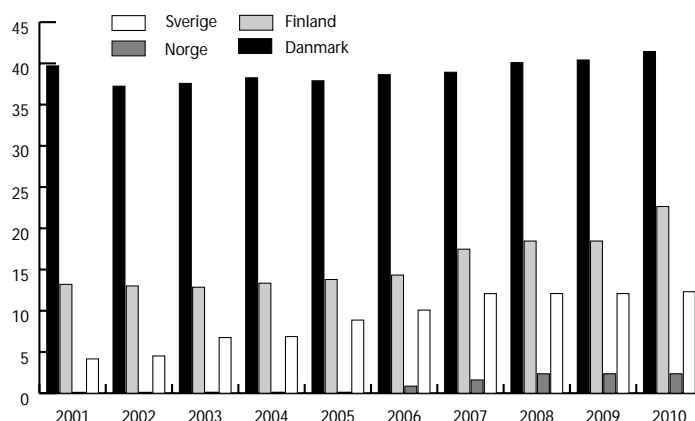


Danmark fremstår i våre beregninger som den store krafteksportøren, mens de andre nordiske landene er i en netto importsituasjon gjennom hele perioden, bortsett fra Finland som skifter til å bli nettoeksportør i 2010, jf. fig 11. Av Danmarks nettoeksport går mellom 5 og 10 TWh til Tyskland, over 10 TWh til Sverige og rundt 5 TWh til Norge. Norge er nettoimportør av kraft fra Sverige, mens Norges handel ut av Norden (Tyskland) er balansert med en årlig import og eksport på rundt 2 TWh pr. år. Finlands nettoimport stammer i hovedsak fra Russland. Summen av de nordiske landenes nettoeksport angir Nordens samlede handel med land utenfor Norden. Nordens importoverskudd når maksimum i 2005, mens ny produksjonskapasitet fører til at Norden er nettoeksportør fra og med 2007. I 2010 er Nordens nettoeksport 9 TWh.

Den høye utnyttelsen av dansk kullkraft, ny gasskraft i Norge og Finland samt økende utnyttelse av fossilbasert kraft i Sverige og Finland bidrar til økende utslipp fra nordisk kraftproduksjon, jf. figur 12.

De danske utslippene holder seg noenlunde konstante på et nivå rundt 40 millioner tonn, mens utslippene i Finland øker fra 13 mill. tonn i 2010 til 23 mill. tonn i 2010. Norske utslipp fra kraftproduksjon øker til 2 mill. tonn i 2010 som følge av gasskraftverket som kommer i drift i perioden 2006/2007. Svenske utslipp øker også, fra 4 mill. tonn i 2001 til 12 mill. tonn i 2010.

Figur 12. Utslipp av CO<sub>2</sub> fra kraftproduksjon i de nordiske land til 2010. Millioner tonn

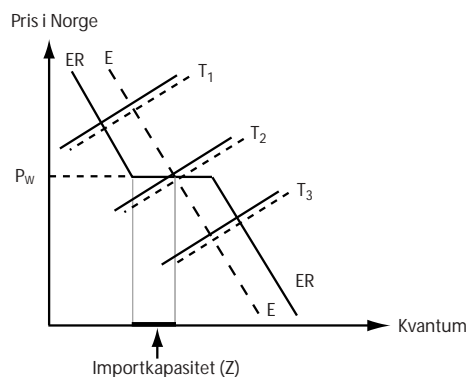


## 5 Fører gasskraft i Norge til reduserte utslipp av klimagasser i andre land?

Spørsmålet om utslippstillatelse for norsk gasskraftproduksjon har vakt betydelig politisk og faglig diskusjon i 1999/2000. Mange har hevdet at norsk gasskraft vil erstatte kullkraft i Danmark, Finland og kanskje Tyskland. Siden kull inneholder mer karbon pr. energienhet og kullkraft produseres med lavere brensel-effektivitet enn ny gasskraft vil en kWh gasskraft gi bare halvparten så store utslipp av CO<sub>2</sub> som en kWh kullkraft. Andre hevder at norsk gasskraft i hovedsak vil komme i tillegg til all annen kraftproduksjon og således lede til økte samlede utslipp. Likeledes har det fra enkelte blitt lagt vekt på den store usikkerheten som knytter seg til slike beregninger og til fremtidens klimapolitikk, slik at det kan være fornuftig å avvende situasjonen inntil man vet mer om de fremtidige internasjonale rammebetingelser.

Virkningene av gasskraft i Norge på samlede klimautslipp vil avhenge av mange forhold. Graden av integrasjon mellom det norske og nordiske markedet og kraftmarkedene utenfor Norden vil være viktig for hvordan et norsk tiltak som bygging av gasskraft vil påvirke kraftmarkedene rundt oss. Det vil si at kapasitetsutnyttelsen i overføringsnettene mellom Norge og andre land har stor betydning for i hvilken grad norsk gasskraft vil påvirke kraftmarkedene i Norges naboland. Dette illustreres på en enkel måte i figur 13.

Figur 13. Virkningen på det norske kraftmarkedet av gasskraft i Norge

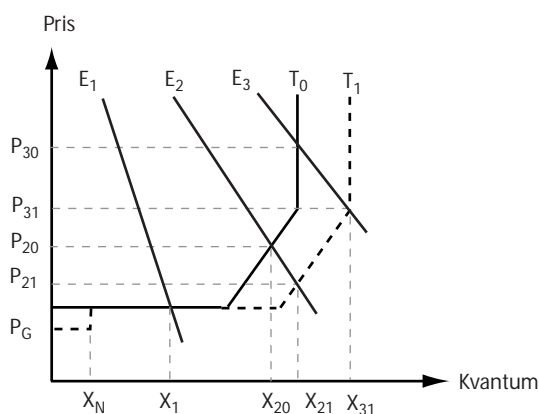


Den stiplede kurven E-E er en fallende etterspørselskurve for elektrisk kraft i Norge, og  $P_w$  er prisen på elektrisk kraft i utlandet. For enkelhets skyld antas prisen i utlandet å ligge fast. Det eksisterer kraftlinjer mellom Norge og utlandet med en kapasitet  $Z$ . For priser i Norge som ligger over  $P_w$  vil importkapasiteten bli fullt utnyttet, og restetterspørselen rettet mot norske produsenter vil være den heltrukne ER-kurven. Dersom prisen i Norge er lavere enn  $P_w$  vil det bli eksportert for full kapasitet slik at etterspørselen rettet mot norske produsenter fortsatt er gitt ved ER-kurven. Ved norsk pris lik prisen i Nord-Europa vil ikke overføringskapasiteten være bindende. Figuren inneholder tre eksempler på mulige tilbudskurver,  $T_1$ - $T_3$ . De heltrukne tilbudskurvene illustrerer situasjonen før introduksjon av gasskraft, mens de stiplede angir tilbudskurven etter introduksjon av gasskraft. I tilfellet med tilbudsfunksjonen  $T_2$  vil ikke handelskapasiteten være fullt utnyttet og prisen i Norge vil være lik  $P_w$ . I dette tilfellet vil økt produksjon ikke få noen virkning for norsk pris og norsk kraftetterspørsel vil være uendret, dvs. hele gasskraftvolumet eksporteres eller erstatter import. Med tilbudskurvene  $T_1$  eller  $T_3$  vil handelskapasiteten allerede være fullt utnyttet, og norsk gasskraft vil ikke få noen virkninger utenfor Norge på kort sikt.<sup>4</sup> I Norge vil gasskraftproduksjonen føre til prisfall og økt forbruk. Jo brattere tilbudskurven er, jo større vil etterspørselsveksten bli.

I den grad norsk gasskraft fører til endringer i krafthandelen mellom Norge og andre land vil markedssituasjonen i utlandet ha betydning for de effekter norsk gasskraft får for prisene og dermed kraftforbruk og -produksjon i utlandet, se figur 14.

<sup>4</sup> Det kan oppstå effekter ved at vann lagres og tappes i senere perioder uten overføringsbegrensninger.

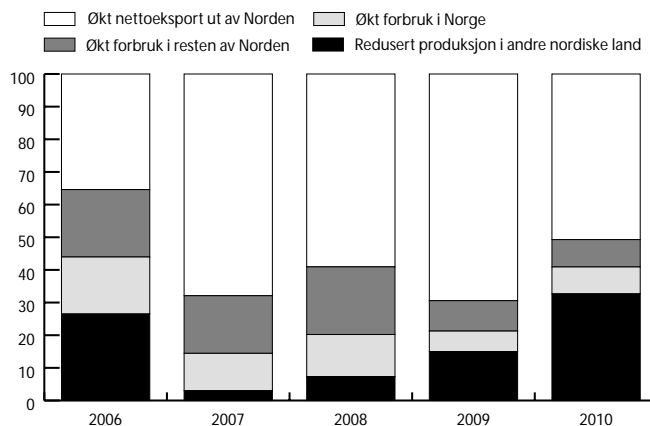
Figur 14. Pris- og kvantumsvirkninger i Norges naboland



Den heltrukne kurven  $T_0$  indikerer krafttilbudet før gasskraft introduseres i Norge. Tilbudsfunksjonen er horisontal (konstant marginalkostnad) for lave kraftvolumer, deretter stigende frem til kapasitetsgrensen hvor tilbudskurven blir vertikal. Den stiplede tilbudskurven illustrerer tilbudet etter at norsk gasskraft er etablert. Virkningene av et slikt skift avhenger av etterspørselskurvenes ( $E_1$ - $E_3$ ) beliggenhet. Ved lav etterspørsel ( $E_1$ ) vil prisen og dermed forbruk forbli uendret, og norsk gasskraft erstatter produksjon i utlandet. Når etterspørselen er høyere ( $E_2$ ) med markedsklarering på den stigende delen av tilbudskurven vil den norske krafteksporten lede til at prisen i utlandet faller fra  $P_{20}$  til  $P_{21}$ . Det øker kraftetterspørselen fra  $x_{20}$  til  $x_{21}$  og det skjer en delvis erstatning av utenlandsk produksjon siden det tilførte kraftkvantumet  $x_N$  er større enn veksten i forbruket. Ved høy etterspørsel i utlandet ( $E_3$ ) vil den norske eksporten i sin helhet gå til økt forbruk i utlandet og det vil ikke skje noen erstatning av utenlandsk kraftproduksjon. På lang sikt, når det åpnes for kapasitetsutvidelser, vil tilbudskurven igjen bli horisontal og norsk gasskraft erstatter ny kraft i utlandet.

Beliggenheten og formen til kurvene i figur 13 og 14 vil variere over døgn, uke, sesong og år, og alle mulige kombinasjoner av utfall kan opptre i løpet av et år. På teoretisk grunnlag er det derfor ikke mulig å trekke konklusjoner med hensyn til virkningene av norsk gasskraft. Vår kraftmarkedsmodell, Normod-T, kan imidlertid brukes til å simulere utviklingen i kraftmarkedet med og uten norsk gasskraftverk. I referansebanen som er beskrevet ovenfor, er det inkludert gasskraftverk med en årlig produksjon på 6 TWh. Gasskraften er faset inn gradvis fra 2006 og er forutsatt å være i full drift fra 2008. For å studere virkningene av gasskraft i Norge har vi også utført en beregning uten gasskraftverk. Denne beregningen er identisk med referansebanen når det gjelder øvrige forutsetninger. I figur 15 er det vist hvordan 6 TWh norsk gasskraft absorberes i markedet når virkningene er summert over året.

Figur 15. Prosentvis fordeling av kvantumsvirkninger i kraftmarkedet som følge av bygging av gasskraftverk i Norge



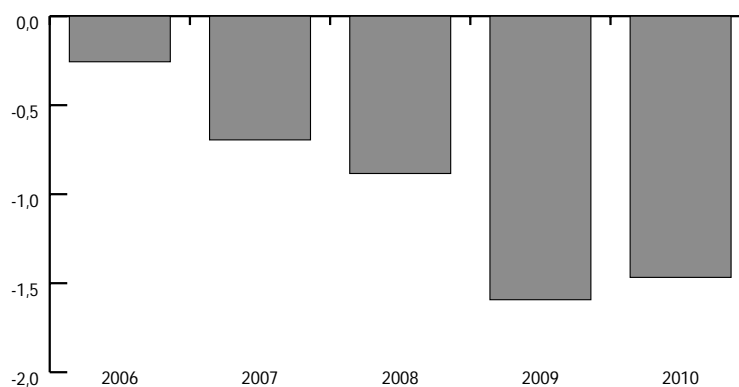
Størrelsen på de ulike virkningene varierer over perioden 2006-2010. Alt i alt er det økt nettoeksport ut av Norden som tar den største andelen av det tilførte kraftvolumet. Dernest følger kraft som går til erstatning for produksjon i andre nordiske land. Til slutt går 15-40 prosent av gasskraften til økt forbruk i Norge og de andre nordiske landene. Fordelingen på de ulike effektene varierer over tid som følge av varierende utnyttelse av overføringslinjene innad i Norden og mellom Norden og utlandet.

Utslipp av CO<sub>2</sub> fra kraftproduksjon i Norge øker med i overkant av 2 millioner tonn som følge av gasskraftproduksjonen. Til fratrukk kommer utslippsreduksjoner i andre nordiske land og i land utenfor Norden. For de andre nordiske land beregner Normod-T utslippene basert på endringene i kraftproduksjonen fra teknologier og brensler som forårsaker utslipp av CO<sub>2</sub>. Endringene i nettoeksport ut av Norden er i sin helhet forutsatt å føre til redusert kullkraftproduksjon. Denne forutsetningen er bygget på at kullkraft i hovedsak er antatt å være marginalteknologi utenfor Norden, og at en liten økning i Nordens nettoeksport ikke får priskonsekvenser for kraftmarkedene utenfor Norden. De samlede virkningene på utslipp av CO<sub>2</sub> fra kraftproduksjon er vist i figur 16.

I gjennomsnitt over perioden 2006-2010 fører norsk gasskraftproduksjon til en reduksjon i samlede utslipp på rundt 1 mill. tonn CO<sub>2</sub> pr. år. Denne konklusjonen er imidlertid følsom overfor forutsetningen om at eksport ut av Norden erstatter kullkraft. Dersom en i stedet antar at det er gasskraft som erstattes i land utenfor Norden blir den samlede utslippsvirkningen nær null. Det vil si at den delen av den økte gasskrafttilgangen som benyttes i Norden gir null netto virkning på utslippene. Siden forbruket øker i Norden er den kraftproduksjonen som erstattes i Norden mer

forurensende enn gasskraft. For en ytterligere diskusjon av gasskraft i Norge og noen alternative beregninger basert på andre forutsetninger, se Aune m.fl. (2000).

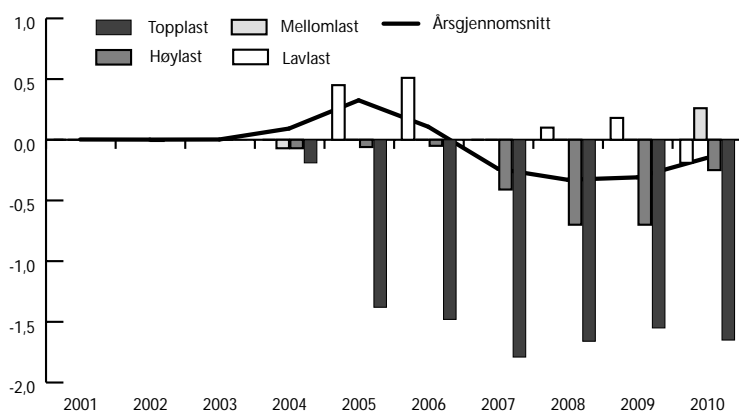
Figur 16. Samlet virkning på utslipp av CO<sub>2</sub> fra kraftproduksjon som følge av norsk gasskraft dersom all nettoeksport fra Norden til land utenfor Norden erstatter kullkraft. Millioner tonn



## 6 Hvordan vil nye utenlandskabler påvirke det norske kraftmarkedet?

Nye sjøkabler mellom Norge og Tyskland, Nederland og England har lenge vært i utrednings- og planleggingsfasen. Kablene vil dersom de realiseres, innebære betydelig økning i overføringskapasiteten mellom Norge og utlandet. Det vil kunne ha store konsekvenser for utviklingen i det norske kraftmarkedet. Kraftkabelen til Tyskland (600 MW) som inngår i referansebanen forventes å bli realisert. For å studere konsekvensene av flere eller færre kabler enn i referansebanen har vi laget en beregning uten noen nye kabler og en beregning med en kabel til England (1200 MW) i tillegg til kabelen til Tyskland. Lavere utvekslingskapasitet reduserer Norges import- og eksportmuligheter mot land utenfor Norden. Mulighetene for import av billig kraft i lavlast og for eksport av kraft til gode priser i høy- og topplast reduseres. Figur 17 viser virkningene for kraftprisene i Norge av at kraftkabelen til Tyskland ikke realiseres.

Figur 17. Kraftpriser etter lastperiode (vintersesongen) og som årgjennomsnitt i beregning uten nye kabler. Avvik fra referansebanen, øre/kWh. Faste 2000-priser

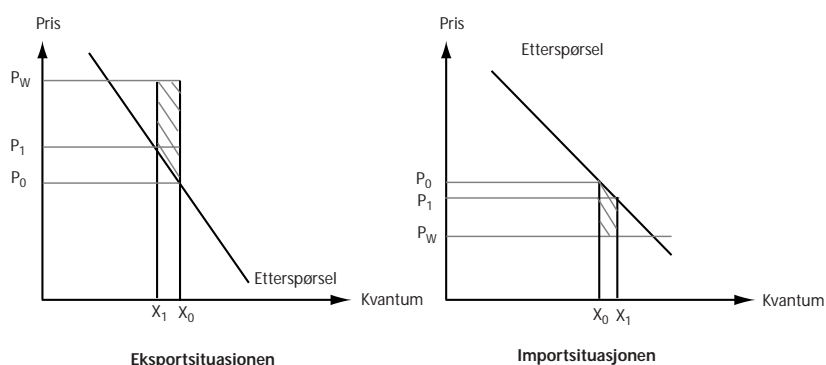


Topp- og høylastprisene om vinteren reduseres når kabelkapasiteten reduseres. Det er i disse periodene prisene i utlandet er høyest, hvilket trekker norske priser oppover ved handel gjennom kabelen. Lav- og mellomlastprisene øker i enkelte år, virkningene avhenger av i hvilken grad kablene allerede går fulle eller ikke. I sum over året bidrar lavere kabelkapasitet til høyere kraftpris i årene 2004-2006 og deretter til lavere kraftpris. I begynnelsen av perioden er det dermed slik at Tysklandskabelen gir Norge tilgang til billig importkraft i større grad enn at den øker etterspørselen (og dermed prisen) etter norsk kraft. Mot slutten av perioden derimot, bidrar Tysklandskabelen til å øke presset i det norske kraftmarkedet og dermed øke prisene som i snitt ville vært lavere uten kabelen. I og med at topplastperiodene er korte i varighet, får ikke de relativt store skiftene i topplastprisene så mye å si for årgjennomsnittet. Beregningene viser at handelskapasiteten mellom Norge og land utenfor Norden i stor grad nyttes fullt ut både i tilfellet med en og to kabler (Englanskabel i tillegg til Tysklandskabelen). I lav- og mellomlast er det full import, mens det er full eksport i høy- og topplast.

Siden prisvirkningene alt i alt er små, medfører endringene i kabelkapasitet bare mindre endringer i norsk kraftproduksjon og forbruk. Heller ikke krafthandelen med de andre nordiske landene endres nevneverdig. Lønnsomheten av nye kabler avhenger av prisforskjellene mellom Norge og utlandet før og etter introduksjon av kablene. Figur 18 illustrerer vår forenklete beregning av inntektssiden for en kabel.



Figur 18. Gevinst ved kabel (=skraverte felt)



I eksportsituasjonen er det høy pris i utlandet ( $p_w$ ) og bygging av en kabel resulterer i at prisen innenlands øker fra  $p_0$  til  $p_1$ . Samtidig reduseres etterspørselen fra  $x_0$  til  $x_1$ , og eksporten øker med  $x_0 - x_1$  som er lik tilveksten i kabelkapasiteten. Gevinsten av økt kabelkapasitet består av kabelinntekten  $(x_0 - x_1)(p_w - p_1)$  pluss summen av endringene i innenlands produsent- og konsumentoverskudd som er lik  $1/2(x_0 - x_1)(p_1 - p_0)$ . Beregning av kabelgevinsten blir nær tilsvarende dersom markedet er i importposisjon, jf. det skraverte feltet i høyre del av figur 18. Ved hjelp av simuleringsresultatene har vi beregnet samlet gevinst knyttet til de to utenlandskablene, jf. tabell 3.

Tabell 3. Avkastning av utenlandskabler. Millioner kroner per år

	Tysklandskabel		Englands-kabel*	
	600 MW	1200 MW	600 MW	1200 MW
	Normalår	Tørrår	Normalår	Tørrår
2005	98	364	-	-
2010	82	94	144	149

\* I drift etter 2005, gitt at Tysklandskabelen allerede er bygget

Kraftutvekslingsinntektene for Tysklandskabelen ligger ifølge beregningene, mellom 80 og 100 millioner kroner pr. år i normalår, mens gevinsten i et tørrår er beregnet til mellom 90 og 360 millioner kroner. Årsaken til at lønnsomheten til Tysklandskabelen faller fra 2005 til 2010 er at de norske kraftprisene i 2010 er mer like de tyske enn i 2005. Grunnen til at gevinsten i tørrår faller fra 2005 til 2010 er at tørrårsprisene i 2010 ikke avhenger av kabel eller ikke i like stor grad som i 2005. Dette skyldes blant annet at produksjonskapasiteten i Norden øker med 16,5 TWh

fra 2005 til 2010, jf. tabell 1. I tillegg øker prisene i land utenfor Norden med om lag 30 prosent fra 2005 til 2010. Dermed endres handelsmønsteret mellom de nordiske landene og land utenfor Norden, slik at Norge er langt mindre sårbar overfor tørrår i 2010 enn i 2005. Tørrår i 2005 innebærer i stor grad økt bruttoimport, mens tørrår i 2010 også innebærer redusert bruttoeksport. Beregningene viser at det skal langt større prisendringer til for å utløse økt import i 2005 enn for å redusere eksporten i 2010.

Vi skal ikke her gå detaljert inn på lønnsomhetsvurderingen av prosjektene, som det er opp til partene i kontraktene å foreta, men bare slå fast at investeringskostnaden for en Tysklands-kabel er anslått til 3-4 milliarder kroner. På den bakgrunn kan det være forståelig at Eurokraft-kabelen mellom Hamburg og Kristiansand har blitt kansellert. Likevel kan andre forventninger om fremtidige markedsforhold og andre inntekter knyttet til kabelen bidra til at den likevel blir realisert.

## 7 Avslutning

I dette kapitlet har vi beskrevet utviklingen i det nordiske kraftmarkedet fra 1990 og til i dag. Dataene for markedsutviklingen viser at kraftsystemet er et komplisert marked med mange ulike produksjonsteknologier og brensler. Dette fører til prisvariasjon over tid og mellom regioner. Prisforskjellene motiverer handel, og handelsstrømmene skifter over døgn, uke og år i takt med prisendringene. Produksjonen ser ut til å skje der billigste produksjonsmetode finnes innenfor eksisterende produksjons- og nettkapasiteter. Varierende tilsig av vann til norske og svenske vannkraftverk ser i stor grad ut til å bli kompensert gjennom økt produksjon av kullkraft i Danmark og Finland.

Kunnskapen om markedet er nedfelt i vår beregningsmodell for det nordiske kraftmarkedet, Normod-T. Vi har benyttet modellen til å lage et referansescenario for utviklingen i kraftmarkedet til 2010. I følge beregningene blir det nordiske markedet strammere mot 2010, og prisene øker opp mot kostnaden knyttet til ny kapasitet. Krafthandelen mellom landene videreføres, og det er i størst grad Danmark som produserer for eksport ved hjelp av sin store kullbaserte kraftproduksjonskapasitet. Vi har i beregningene antatt at det ikke kommer noen internasjonal klimapolitikk på plass før 2010, og derfor antar vi at også nasjonale klimatiltak utsettes til etter 2010.

I vårt referansescenario bygges det ut et nytt gasskraftverk i Norge rundt 2006. Vi har sammenlignet dette med en virkningsberegning der det ikke bygges gasskraftverk i Norge. De seneste årene har det vært stor debatt om virkningene av gasskraft i Norge. Våre beregninger viser at norsk gasskraft samlet sett bidrar til lavere utslipp av CO<sub>2</sub>. Det viktigste enkeltbidraget til lavere utslipp kommer fra reduserte utslipp utenfor Norden, dvs. i Tyskland og Polen. Utslippsvirkningen i disse landene, som ikke inngår i modellen, er basert på at økt eksport til og redusert import fra disse landene bidrar til lavere kullkraftproduksjon. Dersom vi istedet antar at det er andre og mindre forurensende teknologier som erstattes i

Polen/Tyskland, vil gasskraft i Norge gi lavere reduksjon eller økning i de samlede utslipp fra kraftproduksjon.

Referansescenarioet inneholder en ny kraftoverføringskabel mellom Norge og Tyskland. For å studere virkningen av denne kabelen har vi også laget en beregning uten denne kabelen. Beregningen viser at de norske kraftprisene og dermed forbruk og produksjon, påvirkes i liten grad av den nye kabelen. I 2005 ville kraftprisen i Norge vært marginalt høyere om ikke Tysklandskabelen hadde blitt bygget, mens det motsatte er tilfellet i 2010. Det vil si at kabelen i 2005 åpner for billig import, mens den i 2010 først og fremst bidrar til økt eksport. Dette henger sammen med at prisene som er forutsatt i Tyskland øker med 30 prosent fra 2005 til 2010 som følge av at den initiale overkapasiteten i Tyskland etterhvert forsvinner.

## Referanser

Aune, F.R., T. Bye og T.A. Johnsen (2000): Gas Power generation in Norway: Good or bad for the climate? Revised version. Discussion Papers no. 286, Statistisk sentralbyrå.

Johnsen, T.A. (1998): Modelling the Norwegian and Nordic electricity market. Dr.avhandling nr. 48, Økonomisk institutt, Universitetet i Oslo.

NOU 1998:11 *Energi- og kraftbalansen mot 2020*, Olje- og energidepartementet.

---

## Biografier

- **Finn Roar Aune** er cand.oecon fra Universitetet i Oslo (1995). Han har siden arbeidet med analyse av energimarkeder, hovedsakelig med temaer knyttet til det norske, nordiske og europeiske kraftmarkedet. Han er førstekonsulent i Forskningsavdelingen, Statistisk sentralbyrå.
  - **Tor Arnt Johnsen** er cand.oecon (1987) og dr.polit (1998) fra Universitetet i Oslo. Han er forsker i Forskningsavdelingen, Statistisk sentralbyrå, og har arbeidet med kraftmarkedsspørsmål siden han var nyutdannet.
-













---

# Klimavirkninger av norsk gasskraftproduksjon

Finn Roar Aune, Statistisk sentralbyrå  
Rolf Golombek, Frischsenteret  
Sverre A.C. Kittelsen, Frischsenteret  
Knut Einar Rosendahl, Statistisk sentralbyrå

---

*Artikkelen rapporterer modellberegninger av effekten på de samlede utslippene av CO<sub>2</sub> i Vest-Europa av et norsk gasskraftverk. Vi har bygget en modell som legger til grunn at de europeiske markedene for elektrisitet og gass liberaliseres, slik ulike EU-direktiver legger opp til. Modellen beregner alle energipriser, og produserte og konsumerte kvanta av energi i Vest-Europa, innenfor en tidshorisont der alle kapasitetene i energisektoren er gitte. Hvis Norge bygger gasskraftverk etter en slik liberalisering, gir modellen en reduksjon i utslippene av CO<sub>2</sub> i Vest-Europa selv om gasskraftverket isolert øker utslippene i Norge. Det er først og fremst utfasing av kullkraftverk i utlandet som gir denne klimagevinsten. Alternative kjøring med ulike forutsetninger om bl.a. skatter, transportkapasiteter og tørrår i Norge gir samme type resultater. Hovedresultatet om gunstig klimaeffekt av et norsk gasskraftverk er derfor robust innenfor modellen, men alternative forutsetninger om omfanget av liberaliseringen (markedsform) og tidshorisonten (lang sikt versus kort sikt) kan gi andre konklusjoner. Uansett er virkningen av et norsk gasskraftverk (6 TWh) så liten i europeisk målestokk at den må betegnes som symbolsk.*

---

## 1 Innledning

Til tross for mye forskning, intens debatt og politisk turbulens – ingen kan med sikkerhet fastslå klimavirkningen av at Norge bygger gasskraftverk. Virkningen på de samlede utslippene av CO<sub>2</sub> avhenger av et komplisert samspill mellom økonomiske, institusjonelle og politiske forhold. Klimaeffekten av at Norge produserer gasskraft avhenger derfor av bl.a. mulighetene for internasjonal handel med kraft, de nasjonale kraftmarkedene, de landspesifikke energi- og miljøavgiftene og internasjonale klimaavtaler. Dessuten kan virkningene de nærmeste årene bli vesentlig forskjellig fra de langsiktige virkningene, f.eks. som følge av mer bruk av fornybare energikilder over tid eller økt omfang av kombinert produksjon av kraft og fjernvarme.

Kun i enkelte spesialtilfeller kan virkningen på samlede klimautslipp fastslås med sikkerhet. Hvis Kyoto-avtalen blir ratifisert og effektivt implementert, fastlegger avtalen samlede utslipp for avtalelandene. Da har ikke bygging av gasskraftverk i Norge noen klimaeffekt siden summen av utslippene i avtalelandene er gitt. Høyere utslipp i Norge må – på en eller annen måte – kompenseres med tilsvarende lavere utslipp i minst ett av landene som har signert avtalen. Et annet spesialtilfelle har vi når en avtale fastlegger nøyaktig hvor mye kraft Norge skal kjøpe eller selge på ulike tidspunkt (f.eks. salg om dagen og kjøp om natten). Da vil ikke gasskraftproduksjon i Norge påvirke krafttilgangen og klimautslippene i Europa, mens utslippene i Norge vil øke i takt med gasskraftproduksjonen.

Formålet med denne artikkelen er å drøfte virkninger på samlede utslipp av CO<sub>2</sub> av at Norge bygger gasskraftverk i en situasjon der Kyoto-avtalen ikke er ratifisert, og den internasjonale handelen med kraft ikke er detaljregulert. I diskusjonen legger vi først til grunn et bestemt sett av forutsetninger som fastlegger klimavirkningen av at Norge bygger gasskraftverk. Dernest studerer vi hvordan endringer i noen av disse forutsetningene påvirker klimaeffekten.

## 2 Gasskraft i Norge

Produksjon av gasskraft krever brenning av naturgass. Dermed stiger utslippene av CO<sub>2</sub> i Norge. Hvis Norge ikke hadde hatt økonomisk samkvem med andre land, ville utslippene i andre land ikke blitt påvirket. Da ville samlede utslipp helt sikkert stige.

Norge har imidlertid økonomisk samkvem med andre land, bl.a. gjennom handel med elektrisitet. Hvis bare deler av den økte kraftproduksjonen avleires som økt kraftkonsum i Norge, vil eksporten av norsk elektrisitet stige eller importen synke. Økt tilgang på kraft i utlandet vil generelt presse ned kraftprisen. Med lavere kraftpris slutter enkelte verk i utlandet å produsere elektrisitet. Siden noen av disse verkene kan være fossilbaserte (gasskraft, kullkraft eller oljekraft), vil CO<sub>2</sub>-utslippene i utlandet reduseres. Det er et empirisk spørsmål om reduksjonen i CO<sub>2</sub>-utslippene i utlandet er større enn økningen i Norge, dvs. om samlede utslipp reduseres.

Endringen i utslippene i utlandet avhenger av en rekke forhold. De viktigste er trolig knyttet til følgende spørsmål:

- Hvor stor andel av den økte kraftproduksjonen i Norge blir eksportert? Svaret avhenger bl.a. av organiseringen av krafteksporten, og kraftetterspørselen hjemme og ute. Hvis kraften selges der den oppnår høyest avkastning, og det er ledig kapasitet i det internasjonale transmisjonssystemet, blir en del av den økte kraftmengden eksportert. Årsaken er at økt salg av kraft i Norge senker kraftprisen innenlands. Jo mer prisufølsom (uelastisk) kraftetterspørselen er i Norge, jo mer blir eksportert som følge av at samlet tilgang på kraft øker.
- Hvor mye reduseres kraftproduksjonen i utlandet? Reduksjonen i utlandet avhenger bl.a. av markedsform og etterspørselsforhold. Jo mer prisufølsom (uelastisk) kraftetterspørselen er, jo mer faller kraftprisen i utlandet som

følge av at samlet tilgang på kraft øker. Redusert kraftpris fører til lavere kraftproduksjon i utlandet. I spesialtilfellet med gitt etterspørsel etter kraft (fullstendig uelastisk etterspørsel) fastlegger etterspørselen alene samlet omsetning av kraft. Da vil økt tilgang på kraft fra Norge bli motsvart av en like stor reduksjon i utenlandsk kraftproduksjon.

- Hvilke teknologier reduserer kraftproduksjonen? Hvis reduksjonen utelukkende skjer i kraftverk som ikke er fossilbaserte (vannkraft, atomkraft, fornybare), reduseres ikke utslippene av CO<sub>2</sub> i utlandet. Hvis imidlertid reduksjonen kommer i gasskraftverk, faller utslippene i utlandet. Som en tommelfingerregel øker de totale utslippene også i dette tilfellet siden kraftkonsumet øker i Norge og utlandet. Nettoeffekten blir imidlertid annerledes hvis det er effektivitetsforskjeller mellom det norske gasskraftverket og gasskraftverkene som fases ut i utlandet (se neste punkt). Siden utslippene av CO<sub>2</sub> pr energienhet er større for olje og (særlig) kull enn naturgass, blir reduksjonen i de utenlandske utslippene størst hvis kraftproduksjonen primært faller i olje- og kullkraftverk.
- Hvor effektive er verkene som blir faset ut? Jo mindre effektivt et verk er, jo mer fossilt brensel blir brukt for å fremstille (1 kWh) kraft. Dette betyr at jo mindre effektive de utfasede verkene er, jo mer reduseres utslippene i utlandet.

Diskusjonen ovenfor har illustrert at utslippene i utlandet faller mer

- Jo større andel av den økte kraftproduksjonen i Norge som eksporteres til utlandet
- Jo mer kraftproduksjonen i utlandet reduseres (som følge av økt tilgang på kraft)
- Jo større andel av den utfasede kraftproduksjonen i utlandet som er fossilbasert, særlig kullbasert
- Jo lavere effektiviteten er i de utfasede kraftverkene i utlandet.

De fire spørsmålene ovenfor er empiriske. Svar på spørsmålene krever derfor analyser basert på en empirisk modell. I neste kapittel skal vi derfor gjøre rede for den empiriske modellen som vår analyse er tuftet på.

### 3 En empirisk energimarkedsmodell

Tradisjonelt har gass- og kraftmarkedene i Vest-Europa vært betydelig regulerte. I løpet av de siste 15 årene har det imidlertid vært en tiltagende tendens til liberalisering av disse markedene. Prosessen har vært gjennomført både på nasjonalt nivå, spesielt i Storbritannia og Tyskland, og på europeisk nivå. EU-kommisjonen har i flere år arbeidet for å styrke konkurransen i alle ledd i gass- og kraftmarkedene slik at regulerte nasjonale markeder blir erstattet av effektive europeiske markeder.

Et viktig steg i liberaliseringsprosessen var EUs vedtak i 1998 om å etablere et indre marked for gass, se f.eks. Thackeray (1999). Medlemslandene skal bl.a. sørge for en omfattende innfasing av tredjepartsadgang til gasstransport og -distribusjon. Grunnideene bak gassdirektivet svarer langt på vei til det tidligere vedtatte kraftdirektivet, som legger opp til omfattende åpning av de nasjonale kraftmarkedene, se f.eks. IEA (2000).

Ingen kan med sikkerhet predikere om, og i tilfelle når, den pågående liberaliseringsprosessen vil lede til effektive energimarkeder i Europa. Det er mulig at prosessen stopper opp, og til og med at pendelen begynner å svinge andre veien (mer regulering). Men det er også mulig at EU klarer å etablere effektive markeder for gass og kraft i Vest-Europa. I det følgende skal vi ta utgangspunkt i at EU lykkes i å deregulere energimarkedene. Vårt siktemål er å bygge en empirisk modell som avspeiler konkurransesituasjonen i energimarkedene etter at en omfattende liberalisering er slutført. Modellen skal spesielt ta vare på de strukturelle trekkene ved produksjon, transport og konsum av gass og elektrisitet i Vest-Europa. Det er denne modellen vi benytter til å analysere virkningen på samlede utslipp i Vest-Europa av at Norge produserer gasskraft.

Vår modell gir en helhetlig og konsistent behandling av energimarkedene i Vest-Europa, samt verdensmarkedene for olje og kull, etter at en omfattende liberalisering er slutført i Vest-Europa. I modellen er derfor alle markeder effektive (fullkommen konkurranse). Videre er markedene integrerte ved at det kan handles med energivarer både mellom brukere i samme land, og mellom brukere i forskjellige land. Kombinasjonen av effektive og integrerte gass- og kraftmarkeder sikrer at alle arbitrasjegevinster er uttømt: det er ikke mulig å tjene penger ved å kjøpe gass eller kraft i ett marked, transportere varen til et annet marked, og så selge varen. Følgelig er modellens løsning (likevekt) kjennetegnet ved at alle prisforskjeller mellom sluttbrukerne utelukkende avspeiler forskjeller i transportkostnader og skatter. I den forstand fins det ett marked for gass i Vest-Europa, og ett marked for kraft i Vest-Europa. Alle energipriser og -kvanta fastlegges i samspillet mellom etterspørselen etter og tilbudet av energivarer. Etterspørselen avspeiler sluttbrukernes betalingsvillighet for varene, mens tilbudet avspeiler kostnadene knyttet til produksjon og transport av energi.

Viktige trekk ved modellen er som følger:

- Modellen fokuserer på konkurransesituasjonen mellom energivarene olje, kull, gass og kraft. Modellen fastlegger prisene på alle energivarene, samt bestemmer konsum, produksjon og handel med energivarer på nasjonalt nivå i Vest-Europa.
- Det er effektiv konkurranse i alle markeder. Kraft og gass omsettes i integrerte vest-europeiske markeder, mens olje og kull omsettes på verdensmarkeder.
- Etterspørselen etter energi er disaggregert. Modellen omfatter 13 europeiske land/regioner (Norge, Sverige, Finland, Danmark, Tyskland, Nederland, Belgia og Luxemburg, Frankrike, Storbritannia, Spania, Italia,

Sveits og Østerrike). I hvert land etterspør tre sektorer (kraftprodusenter og to sluttbrukergrupper) olje, kull, gass og kraft. Mens det er årsetterspørsel etter fossile brensler, har modellen fire periodemarkeder for kraft (sommer/vinter, dag/natt).

- I hvert land fins det en rekke teknologier for produksjon av kraft. Hovedkategoriene er i) gasskraft, ii) oljekraft, iii) kullkraft, iv) pumpekraft, v) magasinkraft, vi) atomkraft, vii) kraft basert på søppelforbrenning og viii) fornybare energikilder. Innen hver kategori fins det mange kraftverk, og disse har forskjellig effektivitet.
- Alle energivarer handles internasjonalt. Handelen med gass og kraft skjer gjennom transmisjonsledninger. Transporttjenester kan kjøpes til markedspris.
- Samlet tilgang av gass til Vest-Europa er gitt, og satt lik faktisk tilgang i 1996 (modellens basisår). Modellen bestemmer imidlertid prisen på gass, og hvor mye gass som anvendes i ulike sektorer i hvert modell-land.
- Kapasitetene i alle internasjonale transmisjonsledninger er gitt. Dessuten har alle kraftverk en gitt produksjonskapasitet. Verdiene på alle kapasitetene er satt lik de faktiske verdiene i 1996 (modellens basisår).

For en nærmere redegjørelse for modellens forutsetninger, samt en mer detaljert drøfting av resultater, viser vi til Aune et al. (2000).

## 4 Liberalisering av kraft- og gassmarkedene i Vest-Europa

Klimaeffekten av at Norge produserer gasskraft avhenger bl.a. av strukturen i energimarkedene før gasskraftproduksjonen igangsettes. I vår analyse er utgangssituasjonen beskrevet ved løsningen av den empiriske modellen. Denne modellen søker å besvare det hypotetiske spørsmålet: Hva ville priser og kvanta vært i det vest-europeiske gass- og kraftmarkedet i 1996 (modellens basisår) hvis det hadde blitt gjennomført en omfattende liberalisering i 1996? Hovedeffektene (gjennomsnittseffekter sammenliknet med 1996) er som følger:

- Sluttbrukerprisene på gass faller med ca 20 %
- Sluttbrukerprisene på kraft faller med ca. 50 %
- Kraftproduksjonen øker med ca 15 %
- Kullkraftproduksjonen øker med nesten 50 %
- Norge eksporterer litt kraft om dagen og importerer litt kraft om natten. Nettoeksporten er ca. null
- Utslippene av CO<sub>2</sub> i Vest-Europa øker med ca. 8 %.
- Prisene på olje og kull endres bare marginalt som følge av liberaliseringen i Vest-Europa.

## 5 Økt gasskraftproduksjon i Norge

I dette kapitlet skal vi anvende modellen til å drøfte klimaeffekter av at Norge bygger et gasskraftverk. Vi antar at gasskraftverkets effektivitet er 58 prosent, og at produksjonen er 6 TWh på årsbasis, jf. Naturkrafts konsesjonssøknad (Naturkraft, 1996a; Naturkraft, 1996b). Dette krever brenning av ca. 0,88 mtoe gass, noe som leder til at utslippene av CO<sub>2</sub> blir ca. 2 millioner tonn.

### 5.1 Klimaeffekter

Økt kraftproduksjon (6 TWh) avleires som økt konsum i Norge (0,5 TWh), tap i nettet ved transport av elektrisitet fra produsent til norske konsumenter (0,1 TWh) og økt nettoeksport (5,4 TWh). Til tross for at krafteksporten stiger med 5,4 TWh øker konsumet av kraft utenfor Norge med bare 1,1 TWh. Rett nok går noe kraft tapt ved transport fra norsk produsent til de europeiske kundene, men forskjellen mellom økt norsk eksport og økt kraftkonsum utenfor Norge skyldes primært at norsk gasskraft fortrenger annen kraftproduksjon, jf. diskusjonen i kapittel 2. Den betydelige fortrenningseffekten avspeiler at etterspørselen etter kraft er relativt uelastisk (den gjennomsnittlige direkte priselastisiteten for kraft er -0,21).

Økt gasskraftproduksjon i Norge reduserer kullkraftproduksjonen i resten av Vest-Europa med 3,7 TWh, mens gasskraftproduksjonen faller med bare 0,3 TWh. Årsaken er at kullprisen er omtrent uendret, mens gassprisen faller. Når tilgangen på kraft øker, presses kraftprisen ned. Dermed faller etterspørselen etter både kull (fra kullkraftprodusentene) og gass (fra gasskraftprodusentene). Generelt gir lavere etterspørsel etter en vare redusert pris, men kullprisen faller minimalt fordi kull omsettes på et verdensmarked. Dette markedet er så stort at små endringer i Vest-Europa har neglisjerbar effekt på kullprisen. Naturgass omsettes imidlertid i et vest-europeisk marked. I et slikt "lite marked" (der spesielt samlet tilgang av gass er gitt, jf. kapittel 3) vil en redusert kraftpris presse gassprisen nedover. Dermed styrkes konkurranseposisjonen til gasskraftprodusentene.

I Norge stiger CO<sub>2</sub>-utslippene med ca. 2 millioner tonn som følge av økt gasskraft-produksjon. På den annen side faller utslippene i nesten alle andre land. Utslipsreduksjonen er spesielt stor i Sverige (1,9 millioner tonn CO<sub>2</sub>; lavere kullkraft- og gasskraftproduksjon), Finland (0,9 millioner tonn CO<sub>2</sub>; lavere kullkraftproduksjon) og Italia (0,3 millioner tonn CO<sub>2</sub>; lavere oljekraftproduksjon). Alt i alt faller utslippene utenfor Norge med 3,2 millioner tonn CO<sub>2</sub>. Samlede utslipp i modell-landene faller derfor med  $3,2 - 2 = 1,2$  millioner tonn CO<sub>2</sub>. Dette er en sterk effekt, som dels skyldes at norsk gasskraft fortrenger mye annen kraftproduksjon, og dels skyldes at det er mye kullkraft som fortrennes. På den annen side er en reduksjon på 1,2 millioner tonn CO<sub>2</sub> av rent symbolsk interesse siden reduksjonen utgjør ca. 1/3 promille av totalutslippene i Vest-Europa.<sup>1</sup>

---

<sup>1</sup> Prisen på olje og kull er tilnærmet uendret, slik at utslippene i resten av verden er de facto uendrede.

## 5.2 Robusthet

I forrige avsnitt fant vi virkningene på samlede utslipp av CO<sub>2</sub> av at Norge produserer 6 TWh gasskraft. I det følgende skal vi analysere den samme problemstillingen under andre forutsetninger enn det som lå til grunn for analysen i avsnitt 5.1 (hovedtilfellet). Dermed får vi et stykke på vei klarlagt hvor robust vår hovedkonklusjon er, dvs. hvorvidt produksjon av gasskraft i Norge reduserer de samlede utslippene av CO<sub>2</sub> i Vest-Europa. Modellens grunnleggende antakelser, bl.a. markedsform (fullkommen konkurranse) og tidshorisonten (kort sikt), endrer vi imidlertid ikke.

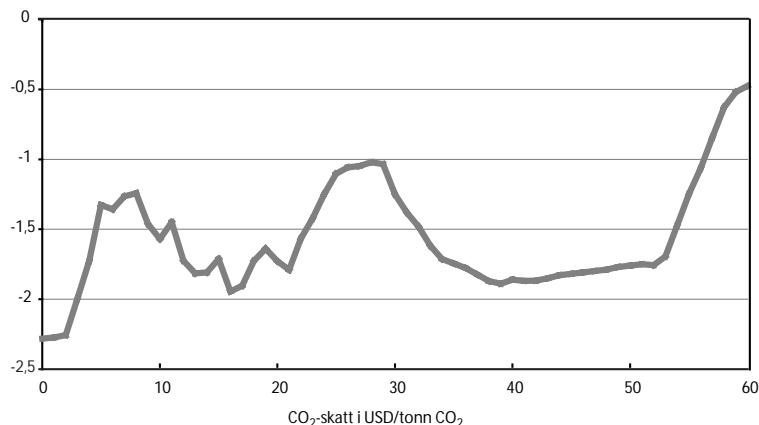
- *Full eksport av gasskraft.* I modellen antok vi at den økte kraftmengden ble omsatt der kraften kastet mest av seg. Dette ledet til at ca. 10 prosent av den økte kraftmengden ble omsatt i Norge. Anta nå at Norges eksport styres politisk slik at hele den økte kraftmengden eksporteres. Da vil fremdeles de samlede utslippene av CO<sub>2</sub> i Vest-Europa reduseres. Mens vi i hovedtilfellet fikk at totalutslippene falt med 1,2 millioner tonn CO<sub>2</sub> (hovedsakelig som følge av lavere utslipp i Sverige og Finland), får vi nå at totalutslippene faller med 1,8 millioner tonn (hovedsakelig som følge av lavere utslipp i Danmark, Sverige og Storbritannia).
- *Karbonskatter.* I hovedtilfellet betalte aktørene en klimaavgift som svarte til de faktiske avgiftene i 1996 (for de aller fleste brukerne var avgiften null). Hvis vi fjerner klimaavgiftene fra 1996 får vi fremdeles samme hovedkonklusjon. Samlede utslipp faller nå med 2,3 millioner tonn, dvs. mer enn i hovedtilfellet (1,2 millioner tonn). Anta så at vi først fjerner klimaavgiftene fra 1996, og så pålegger vi en uniform CO<sub>2</sub>-skatt (alle brukere av fossilt brensel betaler den samme avgiften pr tonn CO<sub>2</sub>-utslipp). Hvis vi da øker gasskraftproduksjonen i Norge med 6 TWh, faller totalutslippene i Vest-Europa når den uniforme avgiften er mindre enn 60 USD/tonn CO<sub>2</sub>, se figur 1.<sup>2</sup> Det er imidlertid en tendens til at reduksjonen i totalutslippet er mindre jo høyere skatten er.<sup>3</sup>
- *Nye linjer for krafteksport.* Anta at Norge anlegger to nye linjer for transport av kraft (en til Tyskland og en til Nederland). Hver linje har (nominell) kapasitet på 600 MW. Da vil fremdeles produksjon av 6 TWh gasskraft i Norge redusere de samlede utslippene av CO<sub>2</sub>. Reduksjonen blir 1 million tonn CO<sub>2</sub>, dvs noe mindre enn i hovedtilfellet.

---

<sup>2</sup> Kvoteutvalget, se NOU 2000:1, antok en kvotepris på 125 kr/tonn CO<sub>2</sub>, dvs. ca. 19 USD/tonn CO<sub>2</sub> med valutakursen i 1996. Under idealiserte forutsetninger har kvoter og karbonskatter like virkninger (når kvoteprisen er lik karbonskatten).

<sup>3</sup> Med en tilstrekkelig høy avgift blir det ikke produsert fossilbasert kraft. Da vil norsk gasskraft fortrenge produksjon fra utslippsfrie verk, dvs. totalutslippene øker.

Figur 1. Endring i vest-europeiske utslipp av CO<sub>2</sub> som følge av 6 TWh norsk gasskraft ved ulike CO<sub>2</sub>-skatter, millioner tonn



- *Tørrår i Norge.* I modellen har vi lagt til grunn at tilsiget av vann (fra nedbør og snøsmelting) svarer til et historisk gjennomsnitt (som avviker fra det faktiske tilsiget i 1996). Anta imidlertid at det er tørrår i Norge, her definert som at tilsiget (og dermed magasinkraftproduksjonen) er 20 prosent lavere enn i hovedtilfellet. Da vil Norge importere kraft i alle perioder (17 TWh på årsbasis). Hvis vi i en slik situasjon innfører 6 TWh gasskraft i Norge, stiger innenlandsk konsum med 0,3 TWh. Resten av produksjonen benyttes til å redusere importen. Som i de øvrige tilfellene vil kullkraftproduksjonen i Vest-Europa avta (4,4 TWh), slik at de totale utslippene av CO<sub>2</sub> reduseres (1,9 millioner tonn CO<sub>2</sub>).
- *Økt gasskraftproduksjon.* I hovedtilfellet antok vi at Norge produserer 6 TWh gasskraft. Anta nå at gasskraftproduksjonen i Norge økes ytterligere. Til å begynne med blir totalutslippene i Vest-Europa lavere jo mer gasskraft Norge produserer. Når vi imidlertid nærmer oss årskapasiteten for eksport av kraft fra Norge (ca. 28 TWh), er eksportkapasiteten fullt utnyttet i enkelte perioder. Da vil økt gasskraftproduksjon i Norge utelukkende avleire seg som høyere kraftkonsum i Norge, og følgelig begynner totalutslippene å stige. Imidlertid må gasskraftproduksjonen overstige ca. 75 TWh for at totalutslippene skal være høyere enn i situasjonen uten norsk gasskraftproduksjon.
- *Utbyggingsår.* Resultatene fra våre analyser kan ikke uten videre benyttes til å avgjøre effekten av at Norge bygger et gasskraftverk i f.eks. 2001. På den annen side er det fremdeles betydelig overkapasitet i kraft- og transmisjonssektorene i Vest-Europa. Vi ville derfor trolig få samme type



effekter av en utbygging i 2001 som de modellen predikerer for basisåret 1996 (gitt at energimarkedene (hypotetisk) hadde blitt liberalisert i 2001 eller tidligere).

## 6 Avslutning

Teoretiske betraktninger med basis i samfunnsøkonomisk teori kan ikke alene avgjøre om norsk gasskraftproduksjon vil redusere totalutslippene av CO<sub>2</sub>. Derimot kan samfunnsøkonomisk teori benyttes til å bygge empiriske modeller for energimarkedene. Analyser basert på slike modeller kan svare på spørsmålet om totalutslippene reduseres, men svarene (modellresultatene) bør benyttes med varsomhet siden de nødvendigvis hviler på en rekke mer eller mindre plausible forutsetninger. Både grad av konkurranse i energimarkedene, omfang av internasjonal handel med energi og tidshorizonten er faktorer som kan ha stor betydning for hvorvidt totalutslippene faller eller stiger.

Innenfor vår modell, som bl.a. bygger på effektiv konkurranse i alle markeder, full liberalisering i handelen med energi og gitte kapasiteter i energisektoren (relativ kort sikt), er det et relativt robust resultat at totalutslippene av CO<sub>2</sub> i Vest-Europa faller hvis Norge bygger et gasskraftverk med kapasitet på 6 TWh. Resultatet fra vår modell er imidlertid usikkert p.g.a. ujevn datakvalitet. Generelt tilsier våre analyser at selv små endringer i bakenforliggende forhold, f.eks. skifte i kraftverkernes effektiviteter og skatt på CO<sub>2</sub>-utslipp, kan få relativt store utslag på totalutslippene. Dessuten har vi – i likhet med mange andre – begrenset informasjon om hvordan de bakenforliggende forholdene vil utvikle seg over tid. For eksempel tar modellen ikke hensyn til hvordan prisene på energi påvirker utviklingen av renere kraftteknologier. Vårt hovedresultat er derfor at gitt visse grunnleggende antakelser om markedsform, handel og tidshorizont, er det klart mer sannsynlig at totalutslippene reduseres enn det motsatte. Vi kan imidlertid ikke kvantifisere denne usikkerheten; f.eks. kan vi ikke angi den nøyaktige sannsynligheten for at totalutslippene reduseres.

Selv om våre resultater er robuste innenfor modellen, er det ikke gitt hvilken klimaeffekt en får ved andre modellforutsetninger. Vår modell forutsetter bygging av et norsk gasskraftverk samtidig som alle andre kapasiteter er gitte. Hvis imidlertid bygging av gasskraftverk er lønnsomt i Norge, kan det også være lønnsomt å bygge gasskraftverk i andre land, særlig hvis disse kan bygges som kombinerte kraft- og fjernvarmeanlegg. I en langsiktig modell kan det være forskjeller i effektiviteter og i transportkostnader som avgjør klimaeffekten av et norske gasskraftverk.

Det er grunn til å minne om at alle beregninger (også fra økonomer) er mer eller mindre usikre. Det bør derfor ikke være en nyhet for noen at klimaeffekten av norsk gasskraftproduksjon er usikker. Prediksjoner for f.eks. oljeprisen og renten kan være vel så usikre som klimaeffekten av norsk gasskraftproduksjon. Generelt er usikkerhet et typisk trekk ved de fleste valgsituasjoner. Den tradisjonelle arbeidsdelingen når valg skal fattes innenfor en økonomisk-politisk kontekst har vært at bl.a. økonomene leverer faglig holdbart materiale som kan inngå i beslutningsgrunnlaget. Men det er politikernes oppgave å velge.

## Referanser

Aune, Finn Roar, Rolf Golombek, Sverre A.C. Kittelsen og Knut Einar Rosendahl (2000): *Norge i et liberalisert europeisk marked*. Rapport 3/2000 fra Frischsenteret.

Formatted: English

International Energy Agency (2000): *Energy Policy of IEA Countries*. 1999 Review.

Naturkraft (1996a): *Søknad om konsesjon for elektriske anlegg. Gasskraftverk på Kårstø*.

Naturkraft (1996b): *Søknad om konsesjon for elektriske anlegg. Gasskraftverk på Kollsnes*.

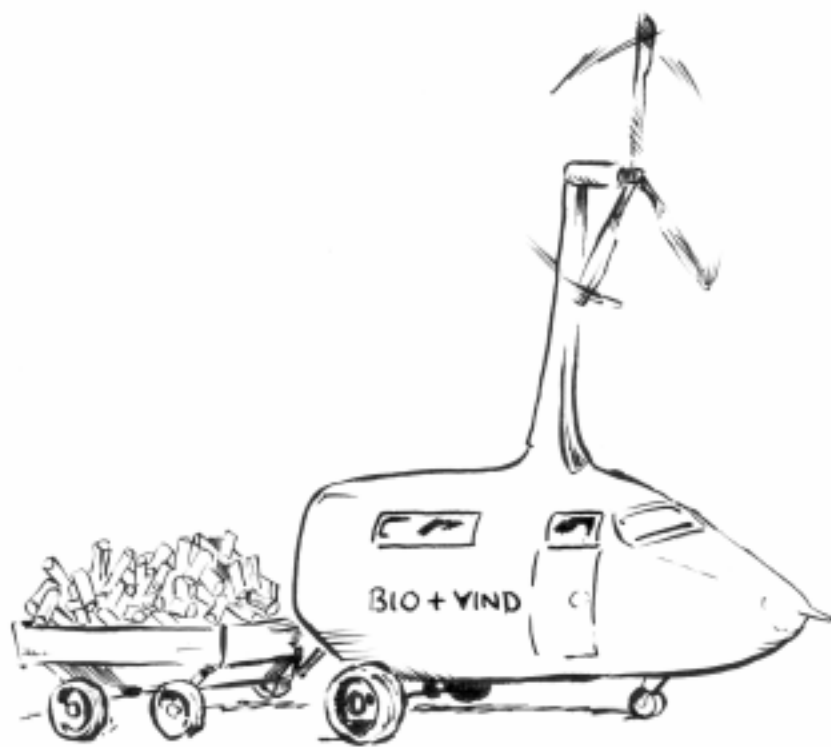
NOU 2000:1 *Et kvotesystem for klimagasser. Virkemidler for å møte Norges utslippsforpliktelse under Kyotoprotokollen*. Miljøverndepartementet.

Thackeray, Fred (1999): *European Natural Gas*. Financial Times

---

## Biografier

- **Finn Roar Aune** er cand. oec. fra Universitetet i Oslo (1995). Han har siden arbeidet med analyse av energimarkeder, hovedsakelig med temaer knyttet til det norske, nordiske og europeiske kraftmarkedet. Finn Roar Aune er førstekonsulent i Forskningsavdelingen, Statistisk sentralbyrå.
- **Rolf Golombek** er dr. polit. i sosialøkonomi fra Universitetet i Oslo (1990). Han har i flere år arbeidet med temaer knyttet til energimarkeder, deregulering av energimarkeder, samspillet mellom energimarkeder og miljøforhold, internasjonale klimaavtaler og klimapolitikk i en liten åpen økonomi. Rolf Golombek er forsker ved Frischsenteret.
- **Sverre A.C. Kittelsen** er cand. polit. fra Universitetet i Bergen (1985) og dr. polit. i sosialøkonomi fra Universitetet i Oslo (1998). Han har arbeidet med regulering av elektrisitetsdistribusjon, effektivitet og produktivitet i produksjon av helsetjenester og andre offentlige tjenester, likevektsmodellering og internasjonal handel. Sverre Kittelsen er forsker ved Frischsenteret.
- **Knut Einar Rosendahl** er cand. polit. i sosialøkonomi fra Universitetet i Oslo (1993). Han har i flere år arbeidet med temaer knyttet til globale og regionale energimarkeder, effekter av miljøreguleringer i energimarkedene, og skadevirkninger av luftforurensning. Knut Einar Rosendahl er forsker i Forskningsavdelingen, Statistisk sentralbyrå.



FACTORY



---

# Grønn innovasjon i nordisk elektrisitetsindustri: mønstre og perspektiver

Anne Louise Koefoed og Atle Midttun  
Handelshøyskolen BI

---

*De nordiske land har vært blant foregangslandene i miljøorientering av energisystemene og har oppnådd bemerkelsesverdige resultater ved utvikling og implementering av nye og mer effektive fornybare energiteknologier. Kapitlet analyserer denne utviklingen med utgangspunkt i et innovasjonssystemperspektiv. Analysen betoner betydningen av en bred forståelse av innovasjonssystembegrepet som inkluderer slike elementer som sektorpolitikk, institusjoner og reguleringsregimer, men som samtidig opprettholder et funksjonelt fokus på innovasjon. Case-studiene som denne artikkelen baserer seg på viser således hvordan "grønn" innovasjon i de nordiske energisystemene finner sted både innen kommersielle og politiske initierings- og seleksjonsomgivelser. Kapitlet argumenterer derfor for en funksjonell diffusjon av innovasjonspolitikken inn i sektoriell politikk og sektorielle økonomiske prosesser. Den betydelige variasjonen i miljøorientert innovasjon som man finner i de nordiske energisystemene illustrerer også hvordan forskjeller i ressursgrunnlag, industrielt energibruk, institusjonell struktur og politiske preferanser gir en klar stivhengighet i "grønn" innovasjon i energisystemene.*

---

## 1 Innledning

Miljørelatert omstilling av industrielle systemer er blitt etablert politikk i de fleste OECD-land, delvis motivert av den globale klimadebatten, men også som svar på mer spesifikke nasjonale miljøbehov. I elektrisitetssektoren har grønn omstilling særlig funnet sted gjennom innovativ utvikling og bruk av fornybare energikilder. De nordiske land har vært blant foregangslandene i denne utviklingen og har oppnådd bemerkelsesverdige resultater ved utvikling av nye og mer effektive vindmøller og innlemming av disse i energisystemet, med utvikling og forbedring av

kraftvarmeteknologi, og ved å prøve ut og anvende nye typer biobrensler for elproduksjon.

Et slående trekk ved disse vellykkede innovasjonscasene har vært deres tette kobling til miljøpolitikk og miljøregulering, samtidig som de også har hatt viktig industriell forankring. Energi og miljøpolitikk har åpenbart stimulert både teknologisk utvikling og etterspørsel etter nye teknologier, og har i samspillet med nasjonale industrielle kompetanser bidratt til industriell innovasjon.

Fra et innovasjonsteoretisk og teknologipolitisk ståsted belyser den grønne teknologiske transformasjonen i elindustrien derfor betydningen av sektoriell politikk, institusjoner og reguleringsregimer for industriell innovasjon. Den grønne transformasjonen av elektrisitetsindustrien viser også hvordan politikk med andre primære mål enn innovasjon og teknologiutvikling kan ha viktige teknologiske / innovasjonsmessige sideeffekter.

Teoretisk knytter denne artikkelen an til en omfattende litteratur om nasjonale innovasjonssystemer. Denne litteraturen betoner innovasjoners systemiske karakter og søker å forklare innovasjonsmessig suksess ved referanse til komplekse samspill mellom selskaper, industrielle nettverk og offentlige institusjoner, særlig innenfor forskning og utvikling. Mer spesifikt adresserer artikkelen institusjoners og systemgrensers betydning i innovasjonsstudier, begge er tema som har stått sentralt i denne litteraturen.

Empirisk bygger artikkelen på casestudier av "grønn" innovasjon i de nordiske land. Disse landene holder ledende posisjoner i utvikling av vind, biobrensel og kraftvarmeteknologier i deres energisystemer.

## 2 Institusjoner og systemgrenser i innovasjonssystemer

Begrepet innovasjonssystem ble introdusert på slutten av 1980-tallet innenfor innovasjonslitteraturen som resultat av et samarbeid mellom Freeman, Nelson og Lundvall (Dosi et. al. 1998). Som Lundvall (1992, 1998) framhever, var det særlig innsikten om at innovasjon finner sted som en interaktiv prosess som ledet forskere til å begynne å tenke i systemtermer. Disse interaktive prosessene ble ansett å finne sted innen nasjonale institusjonelle rammer, noe som ledet en til å anta at nasjonsspesifikke teknologiske utviklingsmønstre formes av systemiske og strukturelle trekk ved samfunnet og nasjonale særtrekk ved kunnskapsdiffusjon (Bartolomew 1997).

Nært relatert til denne konseptuelle tilnærmingen er også Michael Porters innflytelsesrike arbeid om industrielle klynger (Porter 1980, 1990 og 1998), som på mange måter kan ses som en forløper for innovasjonssystemperspektivet. Industrielle klynger, som Porter ser det, representerer en slags geografisk organisering av teknisk-økonomiske prosesser i nettverk mellom fragmenterte markeder på den ene siden og hierarkier eller vertikal integrasjon på den annen. Ifølge Porter, er klyngedannelsen kritisk for industriell dynamikk ved at den øker

selskapenes produktivitet i et gitt område ved å gi retning til og forme innovasjonsprosesser; og ved å stimulere til ny selskapsdannelse.

I korthet fokuserer både den nasjonale systemlitteraturen og klynge-litteraturen på innovasjonsprosesser som involverer samspill mellom selskaper, men også på underliggende relasjoner mellom selskaper og på private og offentlige institusjoner og strukturer som rammer inn innovasjonen.

Til tross for en bred konsensus om betydningen av institusjoner og av et institusjonelt fokus, så varierer kriteriene for avgrensning av innovasjonssystemene sterkt innen innovasjonssystemlitteraturen. Forsking har fokusert på regionale, industrielle/sektorielle og nasjonale avgrensninger og institusjoner, såvel som andre typer delsystemer og klynger. Deler av Porters arbeid omkring industrielle klynger kan f. eks. anses å argumentere for et sektorielt og regionalt fokus (Porter 1998).

Nelson og Rosenberg på den annen side synes å fokusere på foretak og industrielle forskningslaboratorier som de mest sentrale institusjoner som er involvert i industriell innovasjon. Likevel inkluderer de også det de kaller "støtteinstitusjoner" som innbefatter forskningsuniversiteter, myndighetseide laboratorier og teknologipolitikk i analysen (Nelson og Rosenberg 1993). I den andre enden av spekteret er forskere som Jürgen Blazejak, Dietmar Edler, Jens Hemmelskamp og Martin Jänicke (1999) som inkluderer hele settet av forventninger og målsettinger som former offentlig innovasjonspolitik i sitt brede institusjonelle perspektiv. Således argumenterer Solsberg (1997) for at politikk kan være del av læringsprosesser der industrielle system innoverer ved å tilpasse seg nye standarder.

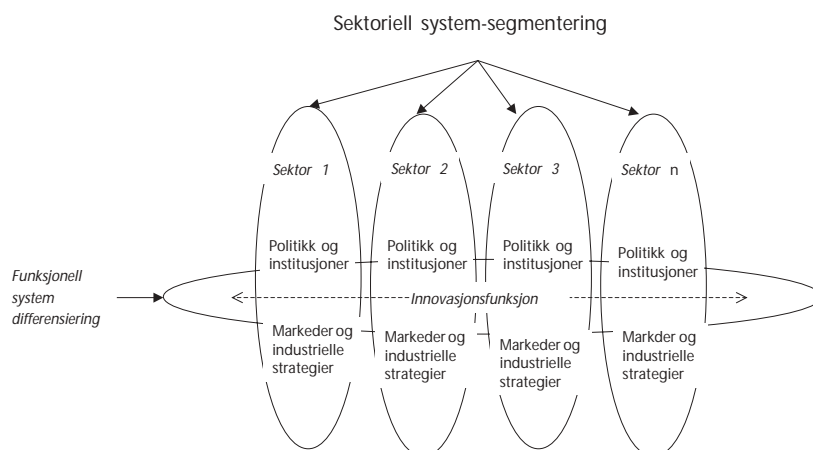
## 2.1 Funksjonell og segmentert differensiering

Ulikheter i grensedraging og institusjonelt fokus i innovasjonssystemlitteraturen kan både reflektere implisitte ulikheter i analytisk forståelse og anvendelse av systembegrepet, men også ulikheter i empirisk fokus. I denne sammenhengen kan distinksjonen mellom det Niklas Luhman (1982) kaller segmentert og funksjonell systemdifferensiering tjene til å klargjøre sentrale forutsetninger for innovasjonssystemdebatten. Segmentering deler ifølge Luhman (1982) samfunnet inn i like delsystemer, som vi kan beskrive som uavhengige, ikke-relaterte aktivitetssfærer. Funksjonell differensiering, på den annen side, organiserer prosesser rundt spesielle "funksjoner" som i noen grad er komplementære og som kan sameksistere med andre funksjoner innen samme aktivitetssfære. Gitt et sett av sektorielle industrielle segmenter og politikkområder, kan innovasjon således betraktes som et gjennomgripende system organisert langs en funksjon (figur 1).

Det følger således av Luhmans distinksjon at man kan fastholde et funksjonelt innovasjonsperspektiv uavhengig av om segmentfokus er på den ene eller den annen eller flere sektorer, og uavhengig av om man trekker inn den ene eller den annen eller flere institusjoner. Særlig grensedragingen mellom institusjoner/institusjonelle sfærer og det funksjonelle innovasjonsfokuset kan være vanskelig å trekke idet institusjonelle sfærer gjerne defineres i funksjonelle termer (politiske, økonomiske, juridiske funksjoner osv.). Forholdet er imidlertid at institusjoner, ved siden av deres hovedfunksjoner, også kan ha viktige sidefunksjoner. Således kan politiske institusjoner sette sentrale premisser for teknologisk innovasjon som del av

beslutninger innen helt andre politikkområder enn teknologipolitikk, f.eks. energi og miljøpolitikk. I denne forstand blir politiske institusjoner og politisk beslutningsfatting innen energisektoren viktige elementer i en funksjonell analyse av innovasjon i energiteknologi, selv om politikkfunksjonen og energipolitisk styring som sådan ikke står i sentrum av analysen.

Figur 1      Sektoriell segmentering og funksjonell differensiering



De ulike sektorielle, regionale og/eller nasjonale perspektivene i innovasjonssystemlitteraturen kan i en forstand betraktes som konkurrerende hypoteser om geografisk/sektoriell segmentering eller systemgrenser for innovasjonssystemer forstått som funksjonelle systemer med innovasjonsfunksjonen i sentrum. Variasjon i innovasjonssystemlitteraturens institusjonelle avgrensninger representerer likeledes potensielt konkurrerende antakelser om bredden av aktører og samfunnsmessige sfærer som er sentrale for innovasjon. Ved å holde fast det funksjonelle fokuset på miljøorientert innovasjon innenfor energisektoren i tre nordiske land, som alle kan dokumentere stor suksess, kan vi kaste lys over debatten om innovasjonssystemenes sektoriell og regionale og nasjonale avgrensning. Samtidig tillater en forholdsvis bred institusjonell tilnærming oss å belyse argumentene for henholdsvis brede og smale institusjonelle systemavgrensninger.

## 2.2 Introduksjon til case-studiene

Case-materialet som vi baserer denne artikkelen på for å utdype miljørelatert innovasjon er hentet fra energiindustri i de nordiske land. Disse landene har stått for noe av de mest omfattende gjennomslagene i verden for sine respektive "grønne" teknologier. De underliggende studiene ble utført som en del av prosjektet *grønn energiindustriell innovasjon*, finansiert av Norges forskningsråd innenfor



SAMRAM-programmet. Gitt artikkelformatet kan vi bare presentere oppsummerende empiriske oversikter, og må henvise spesielt interesserte lesere til mer omfattende empiriske beskrivelser i underliggende rapporter (Eikeland, Koefoed og Midttun 1999).

I tråd med orienteringen i innovasjonssystem-litteraturen, er analysen delt inn i to hovedseksjoner: en om den industrielle kjerne og en annen om den bredere institusjonelle og politiske konteksten. Samspillet mellom disse elementene fortolkes så innenfor en dynamisk, evolusjonær ramme. Siktetpunktet med artikkelen er, som nevnt, tosidig, for det første å øke forståelsen av grønn innovasjon ved å sette den nordiske utviklingen på dette området inn i en innovasjonsteoretisk ramme, for det andre å belyse institusjoners og systemgrensers betydning i innovasjonssystemteori.

### 3 Suksess-casene

De fem case studier som presenteres i denne rapport ble valgt pga. deres slående suksess innen kommersiell og teknologisk innovasjon. Som vist i tabell 1 har de ulike casene og de respektive energiteknologier tilegnet seg høye markedsandeler i energiforsyningen i de respektive land.

**Tabell 1. Nye energiteknologiers markedsandeler**

<b>Kraftvare</b> i % av elproduksjon (1997)	%	<b>Bioenergi</b> i % av energiforsyning (1997)	%	<b>Vindkraft</b> i % av elforbruk (1997)	%
Danmark	39	Finland	25	Danmark	6
Finland	34	Sverige	19	Nederland	0,5
Nederland	30	Østerrike	12	Tyskland	0,4
Østerrike	23	Danmark	10	Spania	0,2
Tsjekkia	18	Sveits	5	Sverige	0,16
Tyskland	14	Norge	5	England	0,16
Portugal	13	Frankrike	4	Irland	0,06
Ungarn	12	Canada	3,8		
Italia	11	USA	3		
Polen	10	Tyskland	1		

Kilde: Inside Energy 1997, IEA/OECD statistikk - Electricity Information 1997, Energistyrelsen 1997-statistikk.

I tillegg har den nasjonale markedsutvikling ført med seg teknologiske og industrielle spin-off effekter. Økonomiske og industrielle spin-offs som også genererer store eksportinntekter. Følgende sammenfatning av de fem casene illustrerer denne utviklingsdynamikk:

- *Dansk vindkraft* utgjorde i overkant av 7 % av dansk elforsyning i 1997 (i år 2000 var denne prosentandel 13 %); den danske vindmølleindustri har

produsert og levert 50 % av verdens vindkraftskapasitet; ca. 10 000 var beskjeftiget i dansk vindkraftsrelatert industri i 1997, for 1999 var tallet knapt 14 000 og samme industri er Danmarks 3. største eksportindustri. Total omsetning var 5 milliarder DKK i 1997, DKK 12,5 milliarder i 1999.

- *Finsk bioenergi* hadde en markedsandel på 25 % av samlet finsk energiforsyning (1997), hvilket svarer til den høyeste anvendelse av bioenergi i et moderne industriland. Sammen med Sverige har Finland skapt seg en førende rolle innen utvikling av forbrennings-, høstings- og logistikk/transport-teknikker relatert til bioenergi-industrien samt bruken av bioenergi i energiforsyningen. Sammen med kraftvarmerelatert teknologi, utgjorde salget av produksjons- og forbruksteknologier til anvendelse av bioenergi en eksportverdi på 12 milliarder FIM i 1998.
- *Svensk bioenergi* hadde en markedsandel på 19 % av samlet svensk energiforsyning (1997). Svensk industri forbruker mere enn halvparten av de 87 TWh bioenergi produsert i 1995. 50 % av svensk fjernvarme er produsert med bioenergi, som svarer til 25 TWh, men siden kraftvarmeproduksjon ikke er særlig utbredt i Sverige anvendes bioenergi bare i liten utstrekning i elektrisitetsproduksjonen. På samme måte som Finland, er Sverige en hovedeksportør av teknologier til håndtering og bruk av bioenergi.
- *Dansk bioenergi* hadde en markedsandel på 6 % av samlet dansk energiforsyning (1997); hvis forbrenning av avfall inkluderes økes denne markedsandel til ca. 10 %. Salg fra bioenergi-relatert industri og bioenergi-relaterte produktkategorier er det nest største eksportområde innenfor fornybare energiteknologier etter vindkraft. Verdien av bioenergi-relatert teknologiekspert var 750-1000 millioner DKK tidlig på 1990-tallet, og ca. 160 danske selskaper (eksklusive energiprodusenter) er i større eller mindre grad påvirket av og forbundet med energisektorens anvendelse av biobrensler.
- *Finsk kraftvarmeproduksjon* er en sentral produksjonsteknologi ansvarlig for 1/3 av finsk elproduksjon. Fjernvarmeproduksjon koplet til kraftvarmeproduksjonen utgjør 1/3 av det finske varmeforbruket. Utviklingen av den finske kraftvarmesektoren har også ført til utvikling av et bredt spekter av forsyningsindustri fra ventiler, fyringskjeler og rørledninger til avanserte forbrenningsteknologier. Teknologiekspert av energirelaterte produkter, hvor kraftvarmerelaterte produkter utgjør en større andel, utgjorde 12 milliarder FIM i 1998.

## 4 Analyse av den teknisk-økonomiske kjerne

Casestudiene støtter stort sett Porters industriklyngeteori som framhever at framgangsrik industriell utvikling påvirkes av et samspill av faktorer såsom:

naturgitte ressurser og andre innsatsfaktorer, avansert forsyningsindustri og avanserte konsumenter i tillegg til rivalisering mellom konkurrerende selskaper. Imidlertid viser casene også at klyngedannelsen omkring grønn eller fornybar energiindustri varierer fra land til land og tar form etter nasjonal industristruktur og industrielle tradisjoner.

#### 4.1 Finske kraftvarme og bioenergiklynger

Tabell 2 viser at både finsk kraftvarme og bioenergi-industriklynger er nært knyttet til finsk skog- og skogsrelatert industri. Med en ledende posisjon på verdensmarkedet hadde finsk skogindustri et omfang som gjorde den sentral for nasjonal etterspørsel etter industriell kraftvarmeproduksjon. Skogindustriens kraftvarmeproduksjon var utformet på en måte som gjorde den i stand til å utnytte treavfall fra industriens primære produksjonsprosesser. Finsk kraftvarme- og bioenergiklynger kan derfor i noen grad forklares som et spin-off fra finsk skogindustri som skapte et hjemmemarked både for brensel og energiteknologier.

En av suksessfaktorene i den finske klyngen, er at modifikasjon / ombygging av fyringskjeler gjorde det mulig å erstatte bruken av kull som brensel med industrielt treavfall og andre biprodukter fra skogsbasert industri. Denne kompetanse ble etterhvert overført fra skogindustrien til den kommunale fjernvarmeproducent i Helsinki, og senere videre til andre kommunale og lokale varmforsyninger.

Når biobrenselbasert kraftvarme ble "adoptert" som en attraktiv produksjonsform og et attraktivt brensel for varme- og elektrisitetselskaper, ble det skapt et bredere marked utenom skogindustrien. Dette bredere markedet skapte igjen større etterspørselsvolum og ga rom for kontinuerlig produkt- og teknologisk innovasjon.

Suksessen bak den finske kraftvarmeutvikling og utviklingen i bruksvolumer av bioenergi ligger i stor grad i den duale markedsstruktur. På den ene side, tjener det skogindustrien å utnytte prosessvarme til elektrisitetsproduksjon som et biprodukt. På den annen side, kunne et offentlig fjernvarmesystem under utvikling på 1950- og 1960-tallet også forsynes. Disse varmesystemer ble i stor grad konvertert til kraftvarmeteknologi på 1970- og 1980-tallet etter at varmeetterspørselen først var etablert.

Det finnes imidlertid også en bemerkelsesverdig forskjell mellom drivkreftene i finsk kraftvarme og bioenergiutvikling. Miljøorientering og "forgrønning" i energisektoren er et resultat av diffusjonen og integrasjonen av industriell kraftvarme som i stor grad var motivert av et industrielt behov. Derimot er "forgrønningen" av energisektoren gjennom senere utviklingen av bioenergi basert på torv, sterkt politisk motivert. Graden av politisering reflekterer sannsynligvis også de ulike tidsfaser som den tidlige industrielle kraftvarme og den senere torvbaserte bioenergiutviklingen er forankret i.

Tabell 2. Hovedtrekk ved den industrielle økonomi rundt finsk bioenergi- og kraftvarme-innovasjon<sup>1</sup>

Finsk bioenergi og kraftvarme	<p><b>Bioenergi:</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• <i>Tidlig fase (før 1970)</i> bruk av biprodukter (avlut og treavfall) til intern produksjon av prosessvarme samt industriell kraftvarme produksjon i kraftvarmeanlegg.</li> <li>• <i>Fra midten av 1970-tallet:</i> vekst i bruken av torv i industriell elproduksjon (konvensjonelle og ikke kraftvarmeanlegg).</li> <li>• Stor vekst i kommunal fjernvarmeproduksjon med torv som brensel og voksende engasjement fra energiselskaper.</li> <li>• <i>Fra 1990:</i> fornyet fokus på overgang fra torv til bruk av treavfall både blant industri og kommunale energiselskaper, konvertering til kraftvarmeanlegg.</li> <li>• <i>Sist på 1990-tallet:</i> Tiltagende fokus på gassifiseringsteknologier til bruk i elproduksjon i CCGT-anlegg, involverer de største finske energiselskaper.</li> </ul> <p><b>Kraftvarme :</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• <i>Tidlig fase (1920-30 tallet):</i> sterkt forankret i skogindustrien, hvor kraftvarme ble brukt til intern produksjon av varme og el. Integrasjon og spredning av kraftvarmeteknologi i industrien skyldes et sett av faktorer:</li> <li>• Tilgjengelighet av billige, lokale brenslere (avlut og treavfall)</li> <li>• Dårlig utviklede elektrisitetsnett i landområdene.</li> <li>• Garantert etterspørsel / marked (til prosessvarme og el).</li> <li>• Teknologisk kompetanse og 'knowhow'.</li> <li>• Overskudd av prosessvarme fasiliterte elforsyning på landet.</li> <li>• <i>Fra 1950-60 tallet:</i> forankret i fjernvarmeproduksjonen.</li> <li>• Adgang til eksisterende nettverk.</li> <li>• Nytt garantert marked for kraftvarme og kraftvarmeteknologi.</li> <li>• <i>Fra 1970-tallet:</i> engasjement fra kommunale, industrielle, og offentlige energiselskaper.</li> <li>• Transformasjon fra separate varme- og el-nettverk til kraftvarmenettverk.</li> <li>• Forankret i offentlig politikk som sikter mot en fleksibel energisektor.</li> </ul>
-------------------------------	--

## 4.2 Svensk bioenergi-klynge

Som vist i tabell 3, likner svensk bioenergi innen skogindustrien på den finske på den måten at den bygger på store faktorfortrinn i avfall fra skogsbasert industri. Som i Finland, er svensk bioenergi-industri utviklet i nært samspill med skogsrelatert industri. I en tidlige fase ble bioenergi utviklet til bruk internt i tre-,

<sup>1</sup> Tabellen oppsummerer delstudier utført av Christiansen & Tangen (1999) og Eikeland (1999)

papir- og papirmasseindustrien, og teknologiutvikling fant sted innen denne industrielle ramme. Markedet for bioenergi i Sverige har deretter gradvis ekspandert til kommunale fjernvarmesystemer som ligger nær skogsbasert industri. Pga. høye transportkostnader kunne de uforedledede biprodukter fra treindustrien bare anvendes i lokal varmforsyning.

Tabell 3. Hovedtrekk ved den industrielle økonomi rundt svensk bioenergi-innovasjon<sup>2</sup>

Svensk bioenergi	<ul style="list-style-type: none"><li>• <i>Tidlig fase:</i> Sterk forankring i treforedlingsindustri som forsynte avlut og treavfall som brensel til industriell produksjon av energi.</li><li>• <i>Fra midten av 1970-tallet:</i> kommunal fjernvarme etablerer et nytt marked for avfallstre i skogsområder.</li><li>• <i>Fra tidlig 1990-tallet:</i> foredlet og tørket trebasert energi (trepillar / pellets) produseres med større engasjement fra energiselskaper. Pellets produseres til det nasjonale og internasjonale markedet, "langdistanse" fjernvarmeproduksjon og til en ny markedsnisje i oppvarming av boliger utenom den kollektive varmforsyning. Engasjement fra store energi- og oljeselskaper.</li><li>• <i>Sent på 1990-tallet:</i> større fokus på forgasningsteknologi til bruk i elproduksjon i CCGT anlegg som involverer de største svenske el-selskaper.</li></ul>
------------------	---

Da den foredlede og komprimerte bioenergi i form av pellets ble utviklet av lokale energiselskaper, ekspanderte svensk bioenergiindustri fra utelukkende å forsyne det lokale marked til også å forsyne fjerntliggende fjernvarmeselskaper og fyringsanlegg i boliger. Enkel og billig transport av pellets har medført at produksjonskapasitet basert på bioenergi er utviklet i andre nordiske og baltiske land. Dette har ført til internasjonal konkurranse for de svenske bioenergiprodusenter og til et midlertidig overskudd i produksjonskapasitet og tilbud.

Med utviklingen av nasjonale markeder, er engasjementet fra nasjonale og internasjonale energiselskaper voksende. Store energiselskaper som Sydkraft og Vattenfall deltar aktivt i bioenergiindustrien med det mål å utvikle neste generasjons gassifiseringsteknologi til elektrisitetsproduksjon i CCGT-anlegg<sup>3</sup>. Innovasjon innen produksjonsteknologi og brenselform har med andre ord skapt biobrenselprodukter som det er enklere å transportere og som igjen har gjort det til et mere attraktivt marked for større markedsaktører.

<sup>2</sup> Tabellen oppsummerer delstudier utført av Eikeland (1999)

<sup>3</sup> CCGT (Combined Cycle Gas Turbine) er anlegg som består av en gassfyret gassturbin som over en avgasskjele leverer damp til en dampturbin. Anlegget kan fungere som et kraftvarmeverk eller et rent kraftverk.

### 4.3 Danske vindkraft og bioenergiklynger

Sammenlignet med finsk kraftvarme og svensk og finsk bioenergi, har det danske vindkraftscaset og den industrielle suksess det dokumenterer, en langt mindre "naturgitt" industriforankring og sterkere artikulerte politiske og administrative bånd (se tabell 4 og 7). Imidlertid ga den lokale og nasjonale etterspørsel etter vindmølleteknologi et incitament til selskaper i landbruks-, komponent- og maskinell produksjon, til å involvere seg i den tidlige utvikling av det som senere er blitt til "state of the art" vindmølleteknologi på verdensbasis. Det nasjonale Forskningscenter Risø (et sentralt dansk forsknings- og teknologiutviklingsmiljø) er ansvarlig for Prøvestasjonen for Vindmøller (siden 1979) og har hatt en sentral rolle i forskning og utvikling i turbinteknologi og for teknologistandardisering og teknologisertifisering.

Tabell 4. Hovedtrekk ved den industrielle økonomi rundt dansk bioenergi- og vindkraft-innovasjon<sup>4</sup>

Dansk bioenergi	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Hovedsakelig halmbasert.</li> <li>• Forsyning og levering fra dansk landbruk.</li> <li>• Danske leverandører av kraftverk og forbrenningsanlegg utvikler bioenergiteknologi for å bli "turn-key" leverandører av kraftverk som inkorporerer fornybare energikilder og som er miljømessig effektive.</li> <li>• Danmark er i en lederrolle innen halmfyringsteknologi til kraftvarme og fjernvarmeproduksjon.</li> <li>• Industriell – og elsektor utviklingstendens mot et "multibrensel"-kraftverkskonsept.</li> </ul>
Dansk vindkraft	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Produktivt samspill mellom småskala teknologiinitiativer og industriell kompetanseutvikling med forankring i landbruks-, komponent- og maskinell produksjon.</li> <li>• Hjemmemarkedet stimuleres av etterspørsel fra private og kooperativt eierskap.</li> <li>• Stor kostnadsreduksjon.</li> <li>• Diffusjon til større internasjonale markeder.</li> </ul>

Med hjemmemarkedet som fundament i den tidlige utviklingsfasen, har de danske vindmølleprodusenter bygget en verdensledende eksportindustri som til tider har hatt en markedsandel på opp til 60 % av verdensmarkedet. Politisk planlegging samt fokus på konvertering i energisystemet fra bruk av kull til bruk av fornybare energikilder og nasjonale "brensel", har skapt grobunn for industriell kompetansebygging og etablering av forsyningsindustri. I løpet av sin relativt korte historie har vindmøllefabrikantene i tillegg oppnådd kostnadsreduksjoner fra DKK 0,60 / kWh i 1984 og til langtidsgrensekostnad på mellom DKK 0,25-0,32 / kWh i 1997.

<sup>4</sup> Tabellen oppsummerer delstudier utført av Koefoed 1999.

Sammenlignes dansk vindindustri med dansk bioenergi-industri (tabell 4) er bioenergi-industrien langt mer entydig koplet til landsbruksøkonomien og interesser i landbruket. I kontrast til den hovedsakelig trebaserte bioenergiindustrien i Sverige og Finland, prioriteres anvendelse av halm og gjødsel fra dyreproduksjon og husdyrbesetninger i Danmark, hvilket igjen reflekterer ulike naturgitte ressursbaser i henholdsvis Danmark som landbruksnasjon og de store skogsarealer blant Danmarks nordiske naboer.

Det sterke fokus på anvendelse av halm i dansk kraftvarmeproduksjon gjør det eksempelvis mulig å konvertere matvare- til biobrenselproduksjon og å avsette overskuddshalm til energisektoren og herved initiere nye former for verdiskapning for landbruket. Denne utvikling henger også tett sammen med EUs forsøk på å begrense overproduksjon i det europeiske landbruk og derav følgende strengere krav til øking av brakkmarksarealer. Dette forhindrer imidlertid ikke at de samme arealer benyttes til "energiavlinger" for bruk i energisektoren. Politiske avtaler som dikterer bruk av halm som brensel fremfor trebrensel gir således danske bønder et marked for halm som bi- eller overskuddsprodukt fra den primære dyrking av korn, et produkt som ellers har få alternative kommersielle omsetningsmuligheter. Men som i vindcasen, har konverteringsprosessen fra kull til biobrensel innen elektrisitetsproduksjon ført til industrielle nyvinninger innen kjeler til halmfyring samt kraftverksinstallasjoner som anvender flere typer brensel.

Med henvisning til vår diskusjon av systemreferanse, hevdet vi at innovasjon med fokus på funksjonelle systemer må integrere et bredt sett av institusjonelle og sosiopolitiske prosesser som involverer ulike sektorer samt sosiale og økonomiske interessegrupperinger. Gitt den politiske oppmerksomhet rettet mot energisystemet virker Porter's klyngekonsept for begrenset til å oppfange det mangfold av innovasjonsfremmende krefter som påvirker grønn, fornybar energiintroduksjon og må derfor suppleres med en bredere studie av politiske og sosiale institusjoner.

## 5 Sosiale og politiske forankring av grønne klynger

Vår oppsummering av hovedtrekk ved den sosiale og politiske forankring av de grønne energiklynger (tabell 5-7) viser, i likhet med den industrielle økonomien, variasjoner fra land til land etter industristruktur, tradisjoner osv.

### 5.1 Finske kraftvarme og bioenergiklynger

Som vist i tabell 5 er finsk bioenergi og kraftvarmeutvikling nært integrert med distriktpolitikken og har derfor oppnådd spesiell distriktpolitisk legitimitet. Siden elforsyning basert på nasjonale ressurser er satt høyt på den politiske agenda, både på lokalt og nasjonalt nivå, ses det i tillegg positivt på lokale selvforsyningsinitiativer som samtidig demper belastningen på forholdsvis svake lokale strømmnett.

Tabell 5. Politisk og sosial forankring av de finske bioenergi- og kraftvarmeklyngene

<b>Finsk bioenergi og kraftvarme</b>	<p><b>Bioenergi:</b></p> <ul style="list-style-type: none"><li>• Torvproduksjon er tradisjonelt koblet til finsk distriktpolitikk.</li><li>• Statsstøtte til torvproduksjon i en tidlig utviklingsfase. Senere, blir torvproduksjon kommersielt levedyktig uten statsstøtte. Det statseide selskap VAPO Oy har hatt en sentral rolle i torvproduksjon og utvikling av høstingsteknologi.</li><li>• Kommunale fjernvarmesystemer utgjør et stort marked for torv.</li><li>• På 1990-tallet gis offentlig støtte til å kommersialisere produksjonen av trebrensel samt utvikle forbrennings- og trebaserte teknologier i stil med den politiske støtte gitt til torv i en tidlig fase. Den politiske støtten legitimeres nå som en del av den finske klimastrategi for å forhindre klimaforandring og global oppvarming.</li><li>• Utviklingsstøtte til bioenergi og kraftvarme er et ledd i en omfattende industripolitikk.</li></ul> <p><b>Kraftvarme</b></p> <ul style="list-style-type: none"><li>• Kraftvarme var en attraktiv løsning som bidro til selvforsyning og uavhengighet i kommunene.</li><li>• Kraftvarme har hatt en sentral rolle for etterkrigsmodernisering og industrialisering.</li><li>• Formelle og uformelle nettverk med tilknytning til skogindustrien har legitimert utviklingen både av kraftvarme og bioenergi.</li><li>• Allianser og partnerskap mellom kommunale, private og statseide energiselskaper har sikret fordelaktige institusjonelle rammebetingelser for kraftvarme.</li></ul>
--------------------------------------	--

Tabell 6. Politisk og sosial forankring av det grønne bioenergiklynge i Sverige<sup>6</sup>

<b>Svensk bioenergi</b>	<ul style="list-style-type: none"><li>• Satsing på bioenergi er et ledd i en bredere samfunnsmessig og politisk mobilisering mot utfasing av atomkraft med erstatning fra CO<sub>2</sub>-nøytrale energikilder.</li><li>• Bioenergi-industrien inngår som en del av en industriutviklingsstrategi i landområdene. Legitimert som en alternativ beskjeftigelse til skogsbasert industri.</li><li>• Statsstøtte til introduksjon av kraftvarmesystemer i kommunale fjernvarmeverker.</li><li>• Statsstøtte til utvikling av forbrenningsteknologier til bioenergi.</li><li>• Storskala industriprogram til støtte av bioenergirelatert teknologiutvikling.</li><li>• Skattereform favoriserer bruken av bioenergi i varmeproduksjon.</li></ul>
-------------------------	--

<sup>5</sup> Tabellen oppsummerer delstudier utført av Christiansen & Tangen (1999) og Eikeland (1999)

<sup>6</sup> Tabellen oppsummerer delstudier utført av Eikeland (1999)



Selv om bioenergi hovedsakelig har vært støttet på lokalt og industrielt nivå, har den finske stat også hatt en sentral rolle i bioenergiutviklingen ikke minst for utviklingen av torv som brensel. Den politiske fremmingen av torv var et resultat av oljekrisen tidlig på 1970-tallet og siktet mot en økning i bruken av nasjonale energikilder i fjernvarmeproduksjonen. Det statseide selskapet VAPO Oy er langt den største produsent av torv, og har bidratt til teknologisk utvikling og kostnadsreduksjoner som har gjort bruken av torv som brensel lønnsomt.

Sammenlignet med distriktshensyn, har miljøhensyn vært langt mindre sentrale for legitimeringen av bioenergi og kraftvarmeteknologi. Trusselen om klimaforandringer og global oppvarming har imidlertid på 1990-tallet intensivert klimaforhandlingene og behov for nasjonale strategier for reduksjon av klimagasser, og dette har flyttet fokuset fra bruk av torv til videreutvikling av teknologi til anvendelse av trebaserte energikilder. Den tette koplingen til skogindustrien har fra et økonomisk synspunkt gjort det unødvendig med store offentlige subsidieordninger. Dette gjelder både for bruken av biprodukter fra skogindustrien som brensel og for industriell kraftvarmeproduksjon.

I mangel av betydelige offentlige subsidieordninger, har kommuner med interesse for fjernvarme vært nød til å oppnå finansiering på kommersiell basis. Risikoen involvert i slike finansieringsordninger har imidlertid vært moderat da kostnadene kunne veltes over på innlåste forbrukere via elprisen, samtidig som lån til fjernvarmeutbygging generelt har vært begunstiget med lave rentesatser. Som et ledd i distriktspolitikken har produksjonen av bioenergi imidlertid vært begunstiget med investeringsstøtte i regioner med stor arbeidsledighet.

## 5.2 Svensk bioenergi klynge

Likheten mellom Sverige og Finland i den industrielle dynamikk rundt bioenergi klyngen finnes ikke i deres sosiale og politiske forankring. Sammenlignet med den finske casen er svensk politikk mer miljøorientert, ettersom svensk bioenergisatsning er et ledd i en bredere samfunnsmessig og politisk mobilisering for utfasing av atomkraft med erstatning fra CO<sub>2</sub>-nøytrale energikilder (tabell 6). I tillegg ses bioenergi i lokal og distriktssammenheng som en mulighet for bedriftsutvikling, verdiskaping og beskjeftigelse og som en buffer til rasjonalisering og nedskjæring i skogindustrien. Bioenergi er herved blitt en del av en bredere industripolitikk hvor store ressurser allokeres til utvikling av systemer til brenselproduksjon samt forbrennings- og forgasningsteknologier osv.

En del av den offentlige støtte til bioenergi og det kombinerte miljømessige og industrielle fokus har ført til utviklingen av en insentivstruktur som støtter forbruk og produksjon av bioenergi og som samtidig ikke skader den kraftintensive eksportindustri i Sverige.

En annen del av den offentlige støtte går til forskning og teknologiutvikling for å fremme kommersialisering av nye teknologier innen produksjon, transport og forbrenning av bioenergi. Ulike investeringsstøtteprogrammer støtter opp om denne utviklingsretningen og økt integrasjon av bioenergi i både varme- og el-sektoren. Dertil kommer et antall utviklings- og demonstrasjonsprosjekter som finansieres gjennom Fondet for energiteknologi. Valget av brensel i et stigende antall

fjernvarmeverk har dermed forandret seg radikalt i retning av konvertering fra kull til bioenergi siden slutten av 1980-tallet og på 1990-tallet.

Endringer i det svenske skattesystemet har også hatt innflytelse på valg av energikilder til både varme- og kraftvarmeproduksjon. I 1983 ble moms fjernet ved bruk av innenlandske brenselressurser. Dette ble kombinert med en økning i avgifter og skatter på andre brensl. Siden 1990 har brenselbeskatningen økt kontinuerlig samtidig som det ikke er beskatning av bioenergi og skogsrelaterte brensel.

### 5.3 Danske vindkraft og bioenergiklynger

Dansk bioenergi-industri og prioriteringen av bioenergi støttes av sentrale økonomiske interesser i danske økonomi (landbruk og skogbruk) og av et bredt parlamentarisk flertall som støtter opp om integrert energi- og miljøplanlegging (tabell 7).

Støtten fra de ulike sektorinteresser bygger på det faktum at bruken av bioenergi skaper fordeler og 'spin-off' effekter (i tillegg til miljøforbedringer) som f.eks. anvendelse av nasjonale energikilder, bruk av brakkmarksareal, beskjeftigelse i landdistrikter, industri- og teknologiutvikling og inntekstgenerering; positive effekter som nettopp kommer sosiale, politiske og økonomiske grupperinger utenfor energisektoren til gode. Spesielt støttes bruken av biomasse til energiproduksjon av dansk landbruk. Via produksjon av biogass samt varme og strøm med ulike typer biobrensel, kan landbruket sikre seg avsetning for og inntekter fra biprodukter / restprodukter fra den primære landbruksproduksjon.

Den politiske støtten er rotfestet i en bred politisk enighet om at det ikke skal bygges nye kullkraftanlegg og om konvertering av eksisterende kullverk fra kull til naturgass og ulike typer biobrensel. Fokusering på bioenergi nyter også støtte fra et bredt sosiopolitisk organisatorisk nettverk inkl. miljøbevegelsen som arbeider for desentrale og fornybare energiløsninger. Således har den nasjonale parlamentariske enighet om fornybar energiintegrasjon også sterk lokal og kommunal forankring.

Dansk vindindustri har, i større grad enn dansk bioenergiindustri, mottatt stor støtte fra lokale eiersammenslutninger med kooperativ organisering. Den sterke organisering har mobilisert krav til teknologiprodusentene i tillegg til krav om gunstige rammebetingelser fra myndighetene som stimulus til investeringer i vindkraft. Denne sosiale mobilisering av privat initiativ og private investorer ble vekket på 1970-tallet da introduksjon av atomkraft ble debattert, og hvor vindkraft ble presentert som en desentral alternativ energiløsning. Den sterke organisering av både vindmølleindustriens og vindmølleieernes interesser samt en aktiv informasjonsstrategi, har også styrket prioriteringen av vindkraft.

Forholdet mellom de private vindprodusenter og elverkene har vært tvetydig. I den tidlige utviklingsfasen forhandlet elverkene med sammenslutningen av vindmølleiere / vindindustrien om tilkøpling til strømmettet, innmatingsstariffer, kostnadsfordeling osv. på frivillig grunnlag. Fra 1992 ble innmatingsretten for uavhengige og desentrale elektrisitetsprodusenter lovfestet etter sammenbrud i frivillige avtaler og forhandlinger mellom elsektoren og interesseorganisasjonene.

Heretter skjer leveransene av kraft til elsystemet til priser fastsatt av myndighetene og med forankring i de langsiktige politiske planer for fornybar energiutbygging.

Tabell 7. Politisk og sosial forankring av de grønne vind- og bioenergi-klynger i Danmark<sup>7</sup>

Dansk bioenergi	<ul style="list-style-type: none"><li>• Bred politisk og parlamentarisk enighet om prioritering av bioenergi og avtaler om anvendelse av biomasse i energisektoren.</li><li>• Tradisjon for langsiktig energiplanlegging som har skapt gunstige rammebetingelser for bioenergi.</li><li>• Lobbyvirksomhet fra interesseorganisasjoner innen dansk land- og skogbruk.</li><li>• Støtte til investering i produksjonsanlegg samt forskning og utvikling.</li><li>• Innmatingsrett for uavhengige og desentrale elektrisitetsprodusenter.</li><li>• Statsstøtte til teknologiutvikling.</li><li>• Pålegg om økende anvendelse av bioenergi i produksjon ved sentrale produksjonsenheter på basis av parlamentariske avtaler rundt fornybar energiutvikling.</li></ul>
Dansk vindkraft	<ul style="list-style-type: none"><li>• Bred politisk og parlamentarisk enighet om vindutviklingsprogrammer og politiske avtaler om fornybar energiutvikling.</li><li>• Tradisjon for langsiktig energiplanlegging som har skapt gunstige rammebetingelser for vindkraft.</li><li>• Lobbyvirksomhet fra miljøbevegelsen, lokale vindmøllekooperativer / Foreningen av vindmølle eiere og Vindmølleindustrien.</li><li>• Investeringsstøtte som insentiv i den tidlige markedsoppstart og utviklingsfase. Opphevet i 1989.</li><li>• Innmatingsrett for uavhengige og desentrale elektrisitetsprodusenter lovfestet i 1992 etter sammenbrud i frivillige avtaler og forhandlinger mellom elsektoren og interesseorganisasjoner (vindmølleiere og vindmølleindustrien).</li><li>• Regulering av avregningspriser til vindprodusenter.</li><li>• Statsstøtte til forskning og teknologiutvikling.</li><li>• Statsstøtte til almen opplysning og informasjonsspredning.</li><li>• Pålegg om vindkraftutbygging på sentrale elverker som resultat av forhandlinger mellom regjering og elsektoren.</li></ul>

<sup>7</sup> Tabellen oppsummerer delstudier utført av Koefoed (1999).

## 6 Systemgrenser og innovasjonspolitik

Hvilket lys kaster studien over innovasjonssystemets avgrensning, sektorielt eller nasjonalt; og hvilke konklusjoner kan man trekke om innovasjonssystemets institusjonelle elementer? Med hensyn til det første spørsmålet illustrerer våre case betydelig variasjon i miljøorientert innovasjon i energisystemene mellom nordiske land både i teknologisk orientering og i forløp av innovasjonsprosessen.

Nasjonsspesifikke ressursmessige, kompetansemessige og institusjonelle komponenter har åpenbart spilt sentrale roller ved miljøorientert innovasjon i de nordiske energisystemene. Casene viser at variasjon i ressursbaser, industrielle og institusjonelle strukturer og politiske preferanser spiller sterkt inn når det gjelder å gi innovasjonen retning. Slike forhold bidrar til stivhengighet i måter problemer oppfattes på og måter man tilnærmer seg dem på, både i nasjonale og sektorielle teknologifremmende prosesser, og dermed til variasjon i teknologiske utfall. Den skogindustrielle basen i Finland og Sverige satte således disse landene på et annet grønt energi-innovasjonsspor enn det agrare Danmark.

Innovasjonsmønstrene viser såvidt stor nasjonal variasjon at rene sektorielle forklaringsmodeller åpenbart kommer til kort og må suppleres med nasjonale forklaringsfaktorer. Hvorvidt vi dermed kan gå så langt som til å snakke om nasjonale innovasjonssystemer blir imidlertid en annen sak. Å fastslå dette ville kreve et flersektorielt forskningsdesign. Våre studier indikerer at ulike nasjonale ressurs- og kompetansebaser og institusjoner kan gi store nasjonale variasjoner i innovasjon innen miljøorientert energiteknologi. Om disse mønstrene er nasjonalt gjennomgripende også for andre sektorer ligger det imidlertid utenfor vår empiriske ramme å si noe om. For å kunne snakke om rendyrkede nasjonale innovasjonssystemer måtte man finne dominerende og særpregede fellestrekk ved innovasjonsprosesser innen land på tvers av en rekke sektorer.

Med hensyn til den institusjonelle bredden i innovasjonsanalysen indikerer case-materialet et behov for, i mange tilfeller, å gå langt utenfor teknisk-økonomiske strukturer og prosesser, og også søke drivkrefter for innovasjon i politisk-administrative institusjoner både i de tidlige initierings- og i senere seleksjons- og institusjonaliseringsstadier:

På *initieringsstadiet* har eksperimentering med både biobrensel og kraftvarme i Finland i stor grad kommet som spin-offs fra skogindustrien. Dog kom også viktige initiativ fra myndighetene, basert på distriktpolitiske hensyn. Utvikling av lavbasert kraftvarmeteknologier ble således fremmet av statsfinansierte forsknings- og utviklingsprosjekter.

På lignende måte kom eksperimentering med biobrenselproduksjon også som en spin-off fra skogindustrien i Sverige. Senere eksperimentering med brenselkvaliteter ble fremmet gjennom lokalt utviklingsarbeid organisert av brenselprodusenter. Supplerende teknologitvilling ble imidlertid også fremmet gjennom statsfinansierte forsknings- og utviklingsprosjekter.

I Danmark, på den annen side, ble både vind og biobrenselbasert energi fremmet ved politisk-administrativ intervensjon, allerede på utviklingsstadiet. Dog var de politiske preferansene her klart knyttet opp mot danske industrielle og

landbruksmessige kompetanser, som var sentrale i omsettingen av politiske initiativ inn i industrielle innovasjonsprosesser.

*Seleksjons- og institusjonaliseringsstadiene* for grønn teknologisk innovasjon gjenspeiler klart mønstrene fra initieringsstadiet. Det forhold at kraftvarme og biobrenselteknologi kunne utnytte avfall fra treforedlingsproduksjon ga disse teknologiene en sentral posisjon innen treforedlingsindustrien i Finland og Sverige, og sikret dem dermed en stabil andel av kraft og varmemarkedet. Senere ekspansjon til offentlige forsyningsselskap tjente til å ekspandere etterspørselen etter grønne teknologier i begge land.

I Danmark ekspanderte både vind og biobrensel-teknologiene gjennom garanterte favoriserte innmatingsrettigheter i elektrisitetssystemet, med hjemmel i politiske planer for omstilling av elektrisitetsproduksjon fra kull til fornybare ressurser. Danmark har dessuten lagt vekt på å opprettholde egne nisjer for vind og biobrensel under EUs elektrisitets-dereguleringsdirektiv. Lignende mekanismer er også utformet for svensk og finsk biobrensel. Mange av disse teknologiene har imidlertid også funnet veien til verdensmarkeder der de har funnet langsiktige, men konkurranseutsatte markedsutløp. Casene illustrerer således at innovasjon finner sted både under kommersielle og politiske initierings- og seleksjonsomgivelser, og at innovasjonsprosessen kan flytte seg mellom politiske og kommersielle sfærer over tid.

Forståelsen av innovasjon kan også ha viktige policy-implikasjoner. Forstår vi innovasjon som noe som foregår i en egen innovasjonssektor adskilt fra andre sektorer, så melder behovet seg åpenbart for en spesialisert innovasjonssektorpolitikk. Forstår vi derimot, slik vi gjør i denne studien, innovasjon som noe som er funksjonelt innbakt i ulike sektorielle økonomiske og politiske prosesser, så følger det at innovasjonspolitikken også må følge etter og adressere innovasjonsfunksjonen som del av et mangfold av politiske og industrielle satsningsområder. Denne innsikten er parallell til tidligere innsikter i miljøpolitikk, der adskilte "end of pipe" -løsninger, pålagt av spesialiserte miljøadministrasjoner forlattes til fordel for integrasjon av miljøstyring inn i generell industriledelse og industriell logistikk.

## Referanser

Bartholomew, Susan (1997) "National Systems of Biotechnology Innovation: Complex Interdependence in the Global System" *Journal of International Business Studies* Second quarter.

Balzejczak, Jürgen, Edler, Dietmar, Hemmelskamp, Jens, Jänicke, Martin (1999): "Environmental Policy and Innovation - an International Comparison of Policy Frameworks and Innovation Effects" in Klemmer Paul (ed) *Innovation and the Environment*. Analytica Berlin

Christensen, Atle Christer & Tangen, Christian "The Finnish Combined Heat and Power Sector" in Koefoed, Anne Louise, Eikeland, Per Ove, Koefoed & Midttun, Atle (ed) "Green Energy-Industrial Innovation: A comparative study of green energy

transformations in Northern Europe" *Research Report no 7 1999 Centre for Energy and Environment. The Norwegian School of Management Sandvika*

Dosi, G, Freeman, C, Nelson R, Silverberg G & Soete L (eds) 1988 *Technical Change and Economic Theory*. London and New York. Pinter

Eikeland, Per Ove (1999): "The case of Bioenergy Industry Development in Finland" in, Eikeland, Per Ove, Koefoed & Midttun, Atle (ed) "Green Energy-Industrial Innovation: A comparative study of green energy transformations in Northern Europe" *Research Report no 7 1999 Centre for Energy and Environment. The Norwegian School of Management Sandvika*

Eikeland, Per Ove (1999) "The case of Bioenergy Industry Development in Sweden" in Eikeland, Per Ove, Koefoed & Midttun, Atle (ed) "Green Energy-Industrial Innovation: A comparative study of green energy transformations in Northern Europe" *Research Report no 7 1999 Centre for Energy and Environment. The Norwegian School of Management Sandvika*

Koefoed, Anne Louise (1999) "The case of bioenergy use and industry development in Denmark" in Eikeland, Per Ove, Koefoed & Midttun, Atle (ed) "Green Energy-Industrial Innovation: A comparative study of green energy transformations in Northern Europe" *Research Report no 7 1999 Centre for Energy and Environment. The Norwegian School of Management Sandvika*

Koefoed, Anne Louise (1999) "The Case of Danish Wind Power integration and Wind Industry Development" in Eikeland, Per Ove, Koefoed & Midttun, Atle (ed) "Green Energy-Industrial Innovation: A comparative study of green energy transformations in Northern Europe" *Research Report no 7 1999 Centre for Energy and Environment. The Norwegian School of Management Sandvika*

Luhman, Niklas (1982) *The Differentiation of Society*. New York. Columbia University Press.

Lundvall, B.-Å (ed) (1992): *National Systems of Innovation: Towards a Theory of Interactive Learning*. Pinter, London.

Formatted: English

Lundvall, B.-Å (1998): "Why study National Systems and National Styles of Innovation?" *Technology Analysis & Strategic Management* vol 10 no 4.

Nelson, R. R. & Rosenberg, N. (1993): "Technical innovation and national systems: Introductory chapter in RR Nelson (ed): *National System of Innovation: A Comparative Study*. Oxford University Press. Oxford.

Porter, Michael (1980): *Competitive Strategy* The Free Press, Macmillan, London

Porter, Michael (1990): *The Competitive Advantage of Nations* The Free Press, New York

Porter, Michael (1998): "Clusters and the new economics of competition" *Harvard Business Review*. Boston, vol 76 nr 6

Solsberg (1997): "Energy Challenges and Opportunities for Action" In OECD (ed) "Sustainable Development" *OECD Policy Approaches for the 21<sup>st</sup> Century*. Paris.

---

## Biografier

- **Anne Louise Koefoed** er ansatt ved Senter for energi og miljø ved Handelshøyskolen BI. Hun har sin Bachelor of Arts grad i Political Science / International Relations fra California Lutheran University, USA, og sin Master of Science grad med energi- og miljøspesialisering fra Handelshøyskolen BI. Spesialeområde er miljøorientert innovasjon i energisystemet.
  - **Atle Midttun** er professor i økonomisk organisering ved Handelshøyskolen BI, og en av lederne ved høyskolens Senter for energi og miljø. Han har publisert en rekke bøker og artikler om internasjonal energi- og miljøpolitikk og energi- og miljøstrategi. Midttun er for tiden gjesteprofessor ved University of Michigan, Center for Corporate Environmental Management.
-









---

# Etterspørrernes rolle i et deregulert kraftmarked

Torstein Bye, Øystein Døhl, Bente Halvorsen, Bodil M. Larsen,  
Jan Larsson og Runa Nesbakken, Statistisk sentralbyrå

---

*Kraftmarkedet er et marked preget av store prisvariasjoner. Dette kan skyldes mange forhold, som for eksempel store variasjoner i etterspørselen, store forskjeller i driftskostnader i de ulike kraftverkene og store nedbørsvariasjoner. En motvekt mot prisvariasjoner som følger av variasjoner i tilbudssiden i kraftmarkedet kan en få ved at etterspørrerne bruker lite kraft når kraftprisen er høy, ved f.eks. å gå over til andre energibærere, og bruker mye kraft når prisen er lav. Spørsmålet om hvor fleksible etterspørrerne faktisk er har vært utgangspunktet for dette prosjektet.*

---

## 1 Innledning

De fleste europeiske elektrisitetsmarkeder har vært gjenstand for reguleringer både når det gjelder utbygging av kapasitet og prising av kraften. I denne perioden med reguleringer var det vanlig med lange kontrakter i kraftmarkedet med priser bestemt av myndighetene. Dette gjaldt både bedrifter og husholdninger, selv om lengden på kontraktene varierte betydelig. Den energitunge industrien hadde de lengste kontraktene, mens husholdningene hadde de korteste. Både bedrifter og husholdninger valgte oppvarmingsutstyr og annet energiforbrukende utstyr med utgangspunkt i disse rammebetingelsene. Det var ikke nødvendig for kraftprodusentene å legge stor vekt på fleksibilitet i etterspørselen på kort sikt.

De seneste ti årene har det vært en dereguleringsbølge i de nordiske og nord-europeiske kraftmarkeder. Kraftselskapene har opplevd sterkere konkurranse, og handelen mellom de ulike landene har steget. Driftskostnadene per produsert enhet i de ulike kraftverkene varierer sterkt. Når etterspørselen varierer vil dermed også prisene som skal til for å få likevekt variere. De siste årene har det også vært ekstreme nedbørsvariasjoner. I 1996 var det svært lite vann i magasinene på høsten. Den totale produksjonen i Norge var lav og prisene svært høye. Høsten 2000 derimot, måtte en produsere for tilnærmet full kapasitet for å unngå spill av vann i fulle magasiner. Da falt prisene dramatisk. Når elektrisitetsprisene varierer, vil både bedrifter og husholdninger ønske å ha fleksibilitet i sin energietterspørsel for å kunne bruke den energitypen som til enhver tid er billigst.

Stivhet i etterspørselen vil bidra til at de store forskjellene i driftskostnader per produsert enhet hos kraftprodusentene vil slå ut i varierende priser i markedet. Stor fleksibilitet i etterspørselen vil medføre at etterspørselssiden vil virke stabiliserende på prisvariasjonene i kraftmarkedet. Tidligere medførte faste priskontrakter og stiv etterspørselsside at en stor del av risikoen for variasjoner i kraftmarkedet ble tatt av kraftprodusentene. En fleksibel etterspørselsside medfører en annen riskofordeling og samtidig en mer samfunnsmessig optimal måte å håndtere denne risikoen på. Det kan være billigere å foreta investeringer med tanke på å redusere risikoen ved prisendringer hos konsumenten enn tilsvarende hos produsenten.

Endrede rammevilkår for kraftprodusentene, der regional forsyningsplikt bortfaller og handel mellom regioner blir viktigere, har også betydning for de prisvariasjoner som en får i kraftmarkedet. Sterk vekst i etterspørselen i noen regioner og vekst i kraftproduksjonen i andre regioner vil medføre økt belastning på eksisterende transmisjonsnett. Varierende beskrankninger i nettet vil igjen medføre varierende kjøperpriser hos forbrukerne gjennom ordningen med et priselement i overføringsprisene som skal ta hensyn til skrankene. Her vil forbrukernes energifleksibilitet i de enkelte regioner ha betydning for hvor sterke slike utslag vil bli og hvor store de samfunnsøkonomiske kostnadene ved prisvariasjoner vil bli.

Håndtering av klimaproblemet vil medføre økte kostnader ved produksjon av kraft fra fossile brensler. Dette vil påvirke konkurransen mellom kraftprodusenter med ulike teknologier, og gjennom transmisjonsnettet kan dette på sikt medføre andre handelsstrømmer enn de vi har i dag. Dette vil få konsekvenser for prisvariasjonene i markedet. Igjen er den fleksibilitet som eksisterer hos forbrukerne avgjørende for hvilke totalvirkninger slike endringer i klimapolitikk kan få.

I dette prosjektet har vi studert fleksibiliteten hos de to største forbrukergruppene av elektrisitet i Norge. Kraftintensiv industri og husholdninger stod i 1998 for om lag 67 prosent av elektrisitetsforbruket.

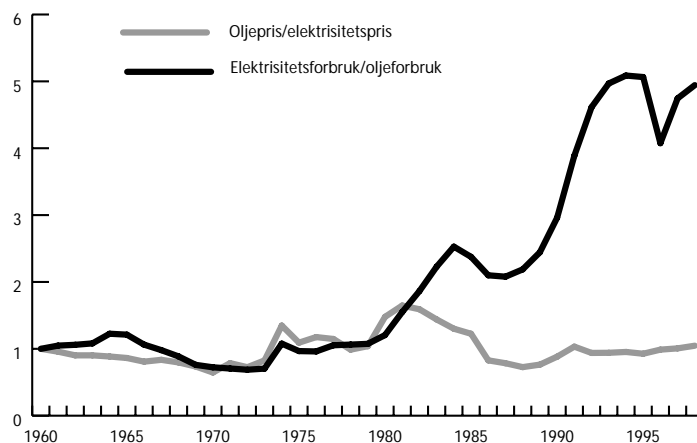
## 2 Husholdningene

Energiforbruket til stasjonære formål i husholdningene har økt kraftig de siste 40 årene. I 1960 brukte husholdningene i Norge om lag 7 TWh elektrisitet, mens de i dag bruker husholdningene om lag 35 TWh. Husholdningssektoren står nå for om lag en tredel av elektrisitetsforbruket i Norge. Fra politisk hold kommer det ofte signaler om at veksten i energiforbruket bør dempes, f.eks. ved å øke avgiftene på energibruk. Det har også vært ytret bekymring for om energiavgifter kan slå uheldig ut for husholdninger i lavere inntektsgrupper. Siden husholdningene står for en stor andel av energiforbruket, blir husholdningenes adferd i energimarkedene og effekten på husholdningenes energiforbruk og velferd sentrale elementer i vurderingen av slike politiske tiltak.

Tradisjonelt har en ofte hatt et makroperspektiv på utviklingen i energiforbruket. Figur 1 viser utviklingen i forholdet mellom forbruk av elektrisitet og fyringsoljer i husholdningssektoren i forhold til den relative prisutviklingen (målt i nyttiggjort energi). Frem til rundt 1980 var det en sterk positiv sammenheng mellom relative priser og relativt forbruk, slik at når elektrisitet ble dyrere i forhold

til olje gikk elektrisitetsforbruket ned i forhold til oljeforbruket. Etter 1980 er imidlertid sammenhengen motsatt. Til tross for en oppgang i elektrisitetspris relativt til oljeprisen, har elektrisitetsforbruket vokst kraftig i forhold til oljeforbruket. Dette innebærer at det er andre sterke krefter enn relative energipriser som driver utviklingen i energiforbruket i husholdningene. Hovedmålsettingen i prosjektet har vært å få bedre kunnskap om husholdningenes energiadferd, inklusive den fleksibilitet husholdningene har.

Figur 1. Forbruks- og prisforhold for elektrisitet og fyringsoljer 1960-98, indekser (1960=1)



Kilde: Statistisk sentralbyrå, Norges vassdrags- og energidirektorat, Norsk Petroleumsinstitutt.

Ved studier av fleksibilitet er det flere forhold som er viktige å ta hensyn til. Husholdningene er ikke en ensartet gruppe. Det er for eksempel rimelig å anta at en småbarnsfamilie i blokk vil ha et annet forbruksmønster enn en minstepensjonist i enebolig. Samtidig endres sammensetningen av familiene over tid. Det å basere seg på analyser av aggregerte data innebærer da en risiko for å miste viktig informasjon om variasjon i adferd mellom ulike typer husholdninger. Dessuten kan strukturelle endringer da raskt bli tolket som effekter av prisendringer. Ved å analysere på data for den enkelte husholdning (mikrodata) er det mulig å gi anslag på betydningen for energiforbruket av ulikheter i kjennetegn ved husholdningene. Videre benyttes energi sammen med ulike typer utstyr for å tilveiebringe tjenester som varme, kjøling, frysing og belysning. Endringer i husholdningens beholdning av energiforbrukende utstyr har derfor stor innflytelse på utviklingen i energiforbruket.

Innenfor prosjektet har vi etablert omfattende mikrodata-baser som inneholder informasjon for om lag 1200 husholdninger per år over en tidsperiode på 21 år tilbake til 1975. Databasene er etablert på grunnlag av bl.a. Statistisk sentralbyrås

årlige forbruksundersøkelser.<sup>1</sup> Datamaterialet gir informasjon for hver husholdning sitt forbruk av energivarer og andre varer, prisinformasjon for disse varene, samt inntekt og andre karakteristika ved husholdningen og boligen. På basis av dette svært innholdsrike datamaterialet har vi gjennomført ulike studier av husholdningenes energiforbruk til boligformål.

Vi finner at halvparten av veksten i elektrisitetsforbruket i husholdningssektoren de siste 25 år skyldes at antall husholdninger har økt (som følge av befolkningsvekst og reduksjon i antall personer per husholdning). Resten skyldes endringer i faktorer som påvirker de enkelte husholdningenes tilpasning. I tillegg til beholdning av oppvarmingsutstyr og husholdningsapparater viser våre analyser at energipriser, husholdnings- og boligkarakteristika og inntekt er viktige forklaringsfaktorer for energiforbruket i den enkelte husholdning. Når det gjelder økningen i elektrisitetsforbruk, er faktorer som økt bruk av tørketrommel og oppvaskmaskin, økt husholdningsinntekt og økt boligareal viktige (Halvorsen og Larsen 1999 og 2001b). Videre finner vi at elektrisitetsforbruket er lavere for eksempel om husholdningen bor i blokk, om den har sentralvarme eller om det er en én-person husholdning enn ellers. Elektrisitetsforbruket øker med husholdningsinntekten, antall husholdningsmedlemmer og boligarealet, mens det avtar med boligens alder. Det siste kan blant annet ha sammenheng med at kapasiteten på det elektriske anlegget er større i nye boliger.

Priselastisiteten for energi er et mål på hvordan energietterspørselen endrer seg når prisen på energi øker. For perioden 1993-95 finner vi en energipriselastisitet for totalt stasjonært energiforbruk i husholdningene på -0,6 (Nesbakken 1999). Videre finner vi en priselastisitet for elektrisitet på -0,44 for perioden 1975-93, og en inntektselastisitet for elektrisitet på 0,13 (Halvorsen og Larsen 2001a). I tillegg har vi undersøkt priselastisiteten for husholdninger med inntekt over gjennomsnittsinntekten og for husholdninger med inntekt under gjennomsnittsinntekten. Resultatene viser at husholdninger i gruppen med de høyeste inntektene reduserer energiforbruket mer som følge av en økning i energiprisen enn husholdninger i gruppen med de laveste inntektene. Den dominerende årsaken kan være at husholdninger med lav inntekt har et forholdsvis lavt energiforbruk med liten mulighet til ytterligere reduksjon, mens husholdninger med høyere inntekt lettere kan redusere energiforbruket uten at det innebærer merkbar reduksjon i velferden. Våre studier av inntektsfordelingseffekter av elektrisitetsavgift tyder også på at husholdninger med høy inntekt reagerer mer på endringer i elektrisitetsprisen enn husholdninger med lav inntekt (Halvorsen og Nesbakken 2000 og Halvorsen og Nesbakken 2001).

Våre analyser viser videre at energiforbruket er nært knyttet til beholdningen av ulike typer energiforbrukende utstyr. Utstyret har også betydning for hvordan energiforbruket er sammensatt av ulike energityper som elektrisitet, ved, parafin og fyringsolje. Dessuten kan elektrisitet brukes til mange ulike formål. For noen av disse formålene er det mulig å erstatte elektrisitet med andre energibærere, mens det

---

<sup>1</sup> Se Halvorsen, Larsen og Nesbakken (1999) for en nærmere beskrivelse av dataene.

for andre formål ikke er mulig med slik substitusjon. Veksten i elektrisitetsforbruket til ulike formål vil variere, og effektene av politiske tiltak vil dermed kunne endre seg over tid. For å kunne forklare utviklingen i energiforbruket er det dermed viktig å modellere husholdningenes investeringer i oppvarmingsutstyr og elektriske apparater på en god måte, i tillegg til at data må være tilgjengelig. Her kan det nevnes at nobelprisen i økonomi i år 2000 gikk til personer som jobber med modellering av denne typen fenomener.<sup>2</sup>

Alle analysene vi har gjennomført tar hensyn til den nære sammenhengen mellom utstyr og energiforbruk. Vi har studert hva som bestemmer husholdningenes valg av oppvarmingsutstyr (Nesbakken 2001) og elektriske husholdningsapparater (Halvorsen og Larsen 2001a). Analysene viser at kapitalkostnaden ved å anskaffe et oppvarmingsystem og forventede energikostnader er viktige for hva slags oppvarmingsystem som velges, i tillegg til kjennetegn ved boligen og husholdningen (hustype, eierform til boligen og antall husholdningsmedlemmer). Kjøp av elektriske husholdningsapparater avhenger også sterkt av prisen på apparatene, i tillegg til elektrisitetspris og inntekt. Elektriske artikler kan kjøpes enten for å erstatte gammelt utstyr, eller for å øke beholdningen. For mange utstyrstyper har det over tid skjedd tekniske endringer slik at utstyret har blitt mer energieffektivt. Anskaffelse av nytt utstyr påvirker dermed elektrisitetsforbruket både via endret beholdning av utstyr og via mer energieffektivt utstyr. I vårt datamateriale har det ikke vært mulig å skille disse effektene fra hverandre. Resultatene viser imidlertid at elektrisitetsforbruket øker med *beholdningen* av elektrisk utstyr, og at *kjøp* av komfyr og kjøleskap gir en reduksjon i elektrisitetsforbruket mens kjøp av andre elektriske husholdningsartikler gir en økning. Her spiller da opplagt introduksjon av ny teknologi en viktig rolle.

Fordelingen av elektrisitetsforbruket på ulike formål (belysning, oppvarming, vasking osv.) er nært knyttet til hvordan beholdningen av oppvarmingsutstyr og elektriske apparater utvikler seg. For noen av disse formålene er det mulig å erstatte elektrisitet med andre energibærere (f.eks. oppvarming), mens for andre formål er det ikke mulighet for slik substitusjon (f.eks. bruk av elektriske husholdningsapparater). Vi har studert metoder for hvordan det gjennomsnittlige elektrisitetsforbruket i husholdningene kan fordeles på ulike formål, og disse metodene er benyttet på data for 1990 (Larsen og Nesbakken 2001). Konklusjonen fra analysen er at en økonometrisk analyse er den beste metoden for å formålsfordele elektrisitetsforbruket, spesielt dersom dataene blir supplert med direkte målt elektrisitetsforbruk for apparater som er svært utbredt (kjøleskap, fryser, komfyr og vaskemaskin).

Vi har funnet at en rekke faktorer har betydning for energiforbruket. Blant disse er det først og fremst oppvarmingsutstyret, beholdningen av elektriske apparater og energiprisene som kan være med og forklare utviklingen i figur 1. Oljeforbruket til oppvarming har steget relativt kraftig frem til 1972, for deretter å reduseres med hele 70 prosent fra 1972-98. Dette har skjedd til tross for at relativt oljepris har vært

---

<sup>2</sup> James Heckman og Daniel McFadden fikk nobelprisen i økonomi blant annet for sitt arbeid med teori og metoder for diskret valgbehandling.

synkende og antall husholdninger og inntekt har steget. En årsak er at pris på kombiovn og oljekamin har utviklet seg om lag i takt med prisen på panelovner frem til 1980, for deretter å stige relativt kraftig i forhold til prisen på panelovner. Sammen med det faktum at effektkapasiteten i boligene har økt, trekker dette i retning av økt bruk av elektriske ovner i forhold til for eksempel bruk av parafinovner. Utviklingen i utstyrsbeholdningen kan også forklare den sterke veksten i elektrisitetsforbruket. Realprisen på elektriske hvite- og brunevarer har sunket kraftig i hele perioden fra 1975. Spesielt har realprisen på oppvaskmaskiner sunket med nærmere 60 prosent, og andelen av husholdningene som har oppvaskmaskin har økt fra om lag 5 prosent i 1975 til om lag 60 prosent i 1995. Dette bildet gjelder for en rekke andre husholdningsapparater, og våre analyser viser at dette er vesentlige faktorer bak den sterke veksten i elektrisitetsforbruket relativt til oljeforbruket.

Analysene som er gjennomført er basert på data for enkelthusholdninger. Det er ofte av stor politisk og forskningsmessig interesse å foreta makroøkonomiske modellanalyser av ulike politikk-tiltak som påvirker energiforbruket. Årsaken er at partielle mikromodeller ikke fanger opp viktige likevektseffekter og tilbakevirkninger gjennom energimarkedene og økonomien generelt. Politiske målsettinger er ofte rettet mot hele husholdningssektoren, mens resultater av adferdsanalyser, hvor man søker kunnskap om heterogeniteten i energietterspørselen, må basere seg på informasjon om enkelthusholdninger. Det er ikke trivielt å aggregere egenskapene til etterspørselen estimert på basis av mikrodata til en total etterspørselsfunksjon for hele husholdningssektoren dersom ulike husholdningsgrupper har svært ulik adferd (Halvorsen, Larsen og Nesbakken 2001). Slik heterogenitet i adferden kan f.eks. oppstå dersom husholdninger i ulike regioner har ulikt oppvarmingsutstyr som følge av regionale variasjoner i elektrisitetsprisene eller andelen av husholdninger i ulike grupper for adferd endres over tid. Slike endringer kan oppstå dersom f.eks. husholdningsstørrelsen reduseres over tid, yngre generasjoner har et annet forbruksmønster enn eldre generasjoner o.l. Disse problemstillingene ønsker vi å studere nærmere.

### 3 Bedriftene

Tradisjonelle studier av energifleksibiliteten i industrien bygger på antakelser om homogene bedrifter, det vil si bedrifter som produserer ett gode med felles teknologi. De fleste studiene benytter tidsseriedata for en samlet næring for å avsløre hvilke tilpasninger til endringer i prisforhold som har skjedd historisk. I virkeligheten er det mange bedrifter i en næring. Disse produserer forskjellige produkter i en ulik blanding ved hjelp av ulik teknologi. Teknologivalget kan dels være avhengig av produktmiksen i bedriften, men også av det tidspunkt investeringen i produksjonsutstyr fant sted (årgangskapital). Over tid endres teknologien ved at nye bedrifter kommer til eller ved utskifting av utstyret i eksisterende bedrifter, mens teknologien i eksisterende bedrifter på kort sikt endres lite. Våre data viser at det er stor heterogenitet både med hensyn på produktmiks og valg av teknologi i bedriftene innen en næring. Hvis en skal finne hvilken betydning



denne heterogeniteten har for responsen en får som følge av endrede priser i energimarkedene, må en derfor ta utgangspunkt i bedriftsinformasjon – det vil si mikrodata.

### 3.1 Mikrodataene

I prosjektet har vi først og fremst vært opptatt av den delen av industrien som er storforbruker av elektrisk kraft. Dette gjelder metallproduksjon, kjemisk råvareproduksjon og produksjon av treforedlingsprodukter, slik dette er definert i standard for næringsgruppering. Disse næringene sto for om lag 35 prosent av det samlede forbruket av elektrisk kraft i Norge i 1998. Tabell 1 gir en oversikt over inndelingen av de tre hovednæringene i noen undernæringer, hvor mange bedrifter som er i hver av disse næringene, samt kraftforbruk og bruttoprodukt i næringene.

Tabell 1. De kraftintensive næringene. 1996

		Antall bedrifter	Kraft- forbruk (TWh)	Brutto- produkt (mill. kr)
Metallproduksjon	Primæraluminium	7	13,6	3850
	Ferrolegeringer	11	6,1	1311
	Øvrig metallproduksjon	102	3,0	3326
Kjemiske råvareproduksjon		66	6,1	5962
Produksjon av treforedlings- produkter	Mekanisk masse	12	2,0	144
	Cellulose	5	0,5	385
	Papir og papirprodukter	92	4,3	5156

Av tabellen framgår at det både innen primæraluminium og ferrolegeringer er få bedrifter, men samlet står disse to sektorene for en svært stor andel av elektrisitetsforbruket i de kraftintensive næringene. Når det framkommer så vidt få ferrolegeringsbedrifter, skyldes det at 4 silisiummetallsbedrifter er plassert under kjemiske råvarer og 2 manganlegeringsbedrifter under andre metaller, ifølge SSB's standard for næringsgruppering. Tilsvarende er det relativt få celluloseprodusenter. Disse bedriftene bruker også lite av kraften i treforedlingssektoren, men energiintensiteten er likevel relativt høy på grunn av høyt forbruk av termisk energi.

### 3.2 Fleksibilitet mellom og innen bedrifter

Anta at det skjer endringer i energiprisene som følge av endrede markedsforhold. Dette kan skje som følge av endringer i elektrisitetsmarkedet (nedbørsforholdene, temperaturforholdene, rammebetingelsene og konkurransen i kraftmarkedet), ved endringer i oljemarkedet ved at råoljeprisen og dermed produktprisen på

oljeprodukter endres, eller ved karbonskatter for å oppfylle målsettingene i Kyotoprotokollen.

Vi kan nå tenke oss flere situasjoner. For det første kan det være slik at når bedriftene først har valgt teknologi, så har de verken mulighet til å endre bruken av energi totalt eller sammensetningen av energibruken med mindre de endrer produksjonsomfanget. Dette kan gjelde selv om prisøkninger eller prisfall på de ulike energiformene skulle gjøre det ønskelig med en slik endring. Vi sier at vi har en putty-clay eller limitasjonslov teknologi. Her kan en ikke snakke om fleksibilitet innen bedrifter, men det vil fortsatt være fleksibilitet i markedet ved at omfanget av disse bedriftene endres – altså fleksibilitet mellom bedrifter.

Alternativt kan vi tenke oss at hver enkelt bedrift vil forsøke å tilpasse bruken av eksisterende maskiner og utstyr både i produksjonsprosessen og til oppvarming av bedriftene slik at de benytter mindre energi per produsert enhet, gitt den teknologien de har valgt. I dette tilfelle vil en snakke om fleksibilitet innen bedrifter.

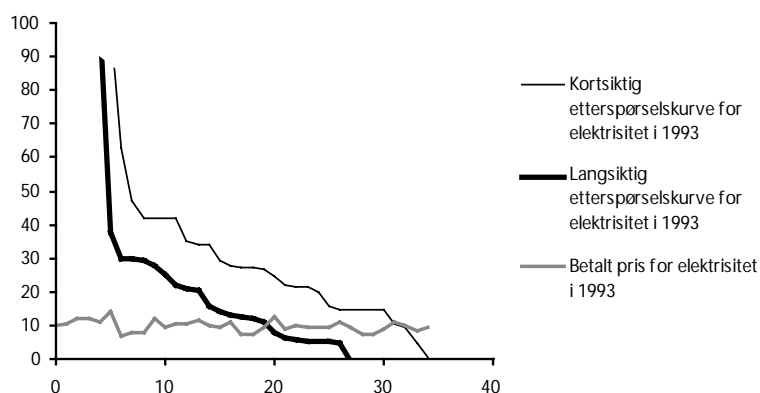
### 3.3 Fleksibilitet mellom bedrifter, men stivhet innen en bedrift

Vi har studert hva konsekvensene for bedriftene blir når de langsiktige kraftkontraktene i industrien forfaller og bedriftene må inngå kontrakter i et fritt marked, det vil si til priser som reflekterer alternativverdien i markedet (Bye, Hoel og Strøm 1999). I studien ser vi på lønnsomheten for enkeltbedrifter før og etter endringer i kraftmarkedet. Det antas at eksisterende bedrifter på kort sikt må få et positivt dekningsbidrag til de faste kostnadene for at de skal finne det lønnsomt å operere i sine produktmarkeder (positiv kvasirente). Det vil si at de minst må kunne vise et overskudd før kapital- og finanskostnader, eller et overskudd etter at de variable kostnadene i produksjonen er dekket. På lang sikt må en også forvente at disse bedriftene må dekke kapitalkostnadene fullt ut for at det skal være økonomisk forsvarlig å reinvestere og å vedlikeholde bedriften.

La oss anta at vi sorterer alle bedrifter etter overskudd (før kraftkostnader og kapitalkostnader) delt på forbrukt kraftmengde. Vi plasserer de med høyest overskudd per kilowattime til venstre og de med lavest til høyre. Kurven vi da får fram, se øverste kurve i figur 2, sier noe om hvor mye bedriftene kan betale for hver enkelt kilowattime uten at de går med underskudd (betalingsviljen). Vi ser for eksempel at til den kraftprisen de faktisk betalte, den fluktuerende "flate" kurven i figuren, så vil industrien kunne etterspørre 32 TWh uten at noen bedrifter går med underskudd i 1996. Vi ser også at svært mange bedrifter kan betale mye for kraften. Dette kan skyldes at det innen de bransjer som defineres som kraftintensive finnes bedrifter som ikke bruker så mye energi. Samtidig viser kurven at en stigning i kraftprisen vil medføre relativt store utslag i etterspurt kraftmengde. Altså vil en del av fleksibiliteten i markedet kunne komme som følge av at det rett og slett finnes ulønnsomme bedrifter som vil bli lagt ned. Den tykke kurven i figuren viser betalingsviljen etter at en har tatt hensyn til kapitalkostnadene. Vi ser da at kun om lag 20 TWh vil bli etterspurt på lang sikt med dagens faktiske priser hvis en legger til grunn at denne industrien skal ha en kapitalavkastning på om lag det samme som

alternativavkastningen i annen industri. Også her vil en økning i kraftprisene medføre et relativt stort utslag i etterspurte mengder kraft i markedet.

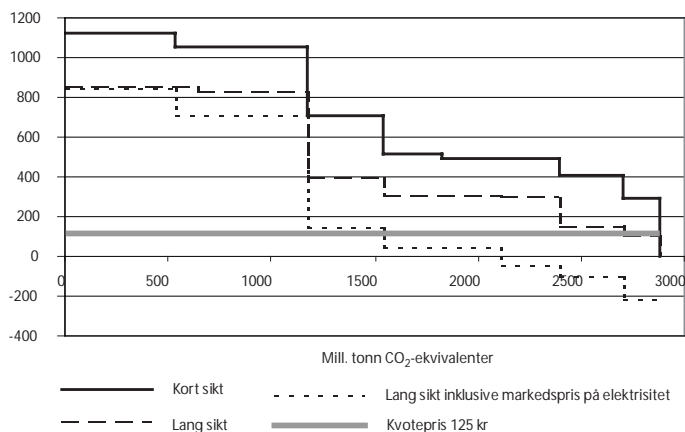
Figur 2. "Betalingsvilje" for elektrisitet i kraftintensiv industri, øre/kWh



Ved å benytte samme metodiske tilnærming som i Bye, Hoel og Strøm (1999) har vi studert konsekvensen for industrien av innføring av CO<sub>2</sub>-kvoter med en prising i et kvotemarked (Bye, Larsson og Døhl 1999a). Spørsmålet er i hvilken grad industrien vil tåle økte priser på fossile brenslere som følge av CO<sub>2</sub>-kvoter, gitt et visst prisnivå på kraften. I figur 3 ser vi denne betalingsviljen i produksjon av primæraluminium. Denne viser at i et område rundt et mulig likevektsnivå for prisen på CO<sub>2</sub>-kvoter internasjonalt på 100-200 kroner per tonn vil det kunne skje betydelige endringer i omfanget av aluminiumssektoren og dermed endringer i kraftetterspørselen. Tilsvarende effekter fremkommer i studier av ferrolegeringsproduksjon, kjemisk råvareproduksjon og treforedlingsproduksjon, se Bye, Døhl og Larsson (1999a). Dersom industrien i tillegg blir stilt overfor markedspriser på kraft, blir disse effektene enda sterkere. Sysselsettingskonsekvensene for ulike regioner i Norge av at den kraftintensive industrien blir stilt overfor kvotepriser og markedspris på kraft er studert i Bye, Døhl og Larsson (1999b).

Våre analyser viser at fleksibiliteten i energimarkedet vil være svært avhengig av hva som skjer med kraftintensiv industri som følge av endring i energipriser. Dårlig lønnsomhet kan bety nedlegging. I den forstand kan "fleksibiliteten" i det norske markedet for elektrisitet og olje sies å være stor. Bortsett fra treforedlingssektoren er de kraftintensive industriene i Norge samtidig de som på kort sikt er minst fleksible i betydningen at de kan substituere seg bort fra bruk av en energibærer til en annen energibærer, eller substituere energi mot andre faktorer som maskiner og arbeidskraft. En omstrukturering i retning mindre kraftintensiv industri og mer av annen industri vil dermed øke den kortsiktige fleksibiliteten i det norske elektrisitetsmarkedet.

Figur 3. Betalingsvilje for CO<sub>2</sub>-kvoter i aluminiumsindustrien. Kr pr. tonn CO<sub>2</sub>-ekvivalent. Kort og lang sikt



### 3.4 Fleksibilitet innen bedrifter

Ved studier av energifleksibilitet på næringsnivå vil effektene på energibruken av endrede energipriser oftest være sammensatt av tilpasninger tilsvarende de som er beskrevet ovenfor, og av effekter som skyldes tilpasning av energisammensetningen innen en bedrift. Innen treforedling har vi for eksempel bedrifter som produserer papirmasse med flere ulike teknologier, slik som termisk-mekanisk og kjemisk-termisk-mekanisk prosess, kjemisk prosess med sulfat og kjemisk prosess med sulfitt. Ved endrede energipriser vil sammensetningen av de ulike teknologiene endres som følge av at volumeffektene for de bedriftene som produserer med én teknologi blir annerledes enn effektene for de bedriftene som produserer med en annen teknologi. Samtidig vil hver enkelt bedrift endre sin tilpasning mer eller mindre som følge av de endrede energiprisene avhengig av hvor fleksibel teknologi de har valgt i utgangspunktet.

I flere av våre studier tar vi utgangspunkt i disse sammensatte effektene (Larsson 2001, Døhl 2001 og Bye, Døhl og Larsson 2001). I tillegg til at en bransje består av bedrifter som produserer med ulik teknologi (heterogene bedrifter), så produserer disse bedriftene en blanding av ulike produkter (heterogene produkter). I analysene studeres betydningen av denne heterogeniteten. I Larsson (2001) finner vi at heterogeniteten i teknologi og produkter har betydning i primæraluminiums-sektoren. Samtidig finner vi at estimering på mikrodata gir andre elastisiteter i energietterspørselen enn estimeringer på makrodata eller bransjedata. I Døhl (2001) finner vi at heterogeniteten i treforedlingsproduksjon er stor, slik at estimering på mikrodata gir betydelig mer informasjon i forhold til å avsløre bedriftenes atferd.

Et vanlig problem innenfor økonometri er hvordan man skal forholde seg til heterogenitet. I Døhl og Larsson (2001) studeres ulike metoder for modellering av

heterogenitet mellom bedrifter som produserer samme vare. En metode går ut på å legge inn faste koeffisienter på de parametre hvor man antar at forskjellene mellom bedriftene ligger. En annen metode går ut på å anta at forskjellen mellom bedriftene følger en sannsynlighetsfordeling. Den første metoden kan legge stort beslag på antall frihetsgrader dersom det er mange bedrifter og/eller vi ønsker å legge inn heterogenitet på flere plan. Den andre metoden er langt mer parameterbesparende, men her er valg av sannsynlighetsfordeling et kritisk punkt. Hvordan man modellerer heterogeniteten, enten med faste dummy-koeffisienter eller stokastiske koeffisienter, synes å ha betydning når det gjelder estimatenes presisjon (effisiens). Resultatene indikerer at modellen med faste bedriftsspesifikke koeffisienter gir mer effisiente estimater. *Valg av metode* for å modellere heterogenitet har i vårt tilfelle liten innvirkning på de estimerte resultatene, deriblant elastisitetene. Men å ikke ta hensyn til heterogeniteten i det hele tatt kan gi feilaktige estimater.

I Døhl (2001) er treforedlingssektoren splittet opp i tre delsektorer for å studere betydningen av heterogenitet. Vi finner at heterogeniteten i treforedlingsproduksjon er stor, slik at estimering på mikrodata gir svært viktig informasjon i forhold til å avsløre bedriftenes atferd. Aggregeringsnivå har også stor betydning for de estimerte resultatene. De tre delsektorene er svært forskjellige når det gjelder energifleksibilitet. For produsentene av mekanisk masse består energibruken av ca. 97 prosent elektrisitet, celluloseprodusentene benytter om lag halvparten elektrisitet og halvparten termisk energi og papirprodusentene benytter om lag dobbelt så mye elektrisitet som termisk energi. Krysspriselastisiteten mellom elektrisitet og termisk energi ligger på 0,1-0,2 for celluloseprodusentene og papirprodusentene. Priselastisiteten for elektrisitet er om lag 0,2 for produsentene av mekanisk masse og for celluloseprodusentene, mens den for papirprodusentene er om lag 0,4.

### 3.5 Fra mikro til makro

I Bye, Døhl og Larsson (2001) studeres struktur- og priseffektene i treforedlingssektoren gjennom simuleringer på en mikromodell. Resultatene fra denne simuleringen sammenlignes med en simulering på den generelle likevektsmodellen MSG.<sup>3</sup> Vi antar først at produksjonen i treforedlingssektoren øker med 25 prosent frem til år 2010, og de relative prisforhold mellom faktorinnsatsene arbeid, kapital, elektrisitet og termisk energi er konstante. Videre antar vi at de strukturelle endringer innen treforedling som vi har opplevd de siste 20 årene vil fortsette. Papirproduksjonen vokser i om lag samme takt som produksjonen av mekanisk masse og cellulose, produksjonen av termo-mekanisk masse (TMP) vokser mer enn produksjonen av slipmasse, og produksjonen av sulfat vokser mer enn sulfittproduksjonen.

Simuleringen er gjennomført slik at totalproduksjonen i tilfellet med bransjespesifikk mikrosimulering er lik den totale estimerte produksjonen i makrosimuleringen. På tross av dette er det vesentlige forskjeller i de simulerte faktorinnsatsene. I tabell 3 viser vi forskjeller i faktorinnsats i simuleringene på mikromodellen og den aggregerte modellen. For eksempel er elektrisitetsforbruket

---

<sup>3</sup> Se Alfsen et al. (1996) for en nærmere beskrivelse av MSG.

nærmere 30 prosent lavere i simuleringen med mikromodellen enn i simuleringen med makromodellen. Tilsvarende finner vi store forskjeller i bruken av termisk energi og arbeidskraft, mens bruken av vareinnsats er om lag lik i de to tilfellene. Strukturelle endringer betyr altså svært mye for det simulerte elektrisitetsforbruket.

**Tabell 3. Faktorinnsats i treforedlingssektoren simulert ved hjelp av mikromodell og makromodell, 2010**

	Mekanisk masse		Cellulose		Papirprodukter		Aggregert		
	Slip-masse	TMP	Sulfat	Sulfitt	Papir	Papir-prod.	Summert	Estimert	Avvik
Produksjon (mill. tonn)	0,097	1,59	0,74	0,19	2,4	0,5	5,5	5,5	
Elektrisitetsforbruk (TWh)	4,77		0,73		4,92		10,4	13,6	-3,2
Termisk energi (TWh)	0,13		0,39		2,05		2,6	1,3	1,3
Arbeidskraft (mill. timeverk)	0,86		0,85		13,06		14,8	18,8	-4,0
Andre innsatsfaktorer (1990-priser)	1,41		0,91		6,03		8,6	8,7	-0,1
<b>Etter 20 % økning i el. pris</b>									
Elektrisitetsforbruk (TWh)	4,61		0,70		4,53		9,8	12,9	-3,1
Termisk energi (TWh)	0,13		0,40		2,13		2,7	1,3	1,4
Arbeidskraft (mill. timeverk)	0,87		0,85		13,19		14,9	18,9	-4,0
Andre innsatsfaktorer (1990-priser)	1,45		0,91		5,97		8,3	8,7	-0,4

I et neste trinn innfører vi en 20 prosent stigning i elektrisitetsprisen. Dette gir svært like effekter i mikromodellen og makromodellen, illustrert i tabellen ved at forskjellen mellom mikro- og makrosimuleringen i tilfellet med prisstigning er om lag lik forskjellen mellom disse simuleringene uten prisstigning. På tross av at elastisitetene i de ulike undergruppene er svært forskjellige er altså makroeffektene av en prisendring tilnærmet uavhengig av om vi bruker en mikro- eller en makromodell. Dette betyr antakelig at svært mye av forskjellene mellom mikro og makro kan ivaretas enten ved ikke-nøytrale skalaelastisiteter og/eller ikke-nøytrale teknikeffekter i en makromodell som alternativ til å benytte en full mikromodell for disse næringene.

## 4 Konklusjoner

I dette prosjektet har vi sett at heterogenitet er viktig å ta hensyn til i studier av adferd i husholdningssektoren og kraftintensiv industri. For å få et godt bilde av hvordan ulikheter i teknologi og andre karakteristika påvirker fleksibiliteten i energiforbruket, har vi funnet at individuelle data for husholdninger og bedrifter bør benyttes. Kraftmarkedet er preget av store tilbudsvariasjoner, og husholdningers og kraftintensiv industris etterspørsel og reaksjoner på prisendringer er viktig. Vi har sett at fleksibiliteten i energiforbruket varierer sterkt mellom ulike husholdninger og bedrifter, bl.a. som følge av ulike teknologivalg og ulike muligheter for substitusjon mellom energityper. I tillegg til substitusjon kan fleksibilitet i markedet også skyldes at husholdninger og industri endrer sitt energiforbruksnivå. Vi har funnet at betalingsevnen for elektrisitet varierer sterkt mellom bedrifter, og økning i kraftprisene vil for enkelte bedrifter medføre ulønnsom drift og nedleggelse. Også for husholdningene har vi funnet at reduksjonen i forbruksnivå varierer mellom ulike husholdningsgrupper.

Husholdningssektoren og kraftintensiv industri står for om lag 67 prosent av elektrisitetsforbruket i Norge. Resultatene fra dette prosjektet viser at fleksibiliteten samlet sett er relativt stor, både som følge av fleksibilitet innen enkelthusholdninger og -bedrifter og som følge av fleksibilitet mellom bedrifter gjennom svært ulik konkurransevne.

## Referanser

Alfsen, K.H, T. Bye og E. Holmøy (1996): MSG-EE: An applied General Equilibrium Model for Energy and Environmental Analyses. Sosiale og økonomiske studier 96, Statistisk sentralbyrå.

Bye, T., M. Hoel og S. Strøm (1999): Et effektivt kraftmarked - konsekvenser for kraftkrevende næringer og regioner. Sosiale og økonomiske studier 102, Statistisk sentralbyrå.

Bye, T., J. Larsson og Ø. Døhl (1999a): Klimagasskvoter i kraftintensive næringer. Konsekvenser for utslipp av klimagasser, produksjon og sysselsetting. Rapporter 1999/24, Statistisk sentralbyrå.

Bye, T., Ø. Døhl og J. Larsson (1999b): "Klimagasskvoter i kraftintensive næringer. Konsekvenser for utslipp av klimagasser, produksjon og sysselsetting. Regionale konsekvenser". Notater 99/80, Statistisk sentralbyrå.

Bye, T., Ø. Døhl og J. Larsson (2001): Flexible Energy Demand in the Paper and Pulp Industry. Forthcoming Discussion Paper, Statistics Norway.

Døhl, Ø. (2001): Energy Flexibility and Technological progress with Multioutput production. Application on Norwegian Pulp and Paper Industries. Forthcoming Discussion Paper, Statistics Norway.

Døhl Ø. og J. Larsson (2001): "Faste versus stokastiske heterogenitetskoeffisienter i ubalansert datasett: Eksemplifisert på norsk tremasse-industri". Kommer i serien Rapporter, Statistisk sentralbyrå.

Halvorsen, B., B.M. Larsen og R. Nesbakken (1999): "Energibruk i husholdningene 1974 – 1995. En dokumentasjon av mikrodata etablert for økonometriske formål innenfor prosjektet Fleksibel energibruk i husholdningene". Rapporter 99/8, Statistisk sentralbyrå.

Halvorsen, B., B.M. Larsen og R. Nesbakken (2001): "Hvordan utnytte resultater fra mikroøkonometriske analyser av husholdningenes energiforbruk i makromodeller? En diskusjon av teoretisk og empirisk litteratur om aggregering". Rapporter 2001/2, Statistisk sentralbyrå.

Halvorsen, B. og B.M. Larsen (1999): "Hvilke faktorer har betydning for veksten i husholdningenes elektrisitetsforbruk?". *Økonomiske analyser* 5/99, Statistisk sentralbyrå.

Formatted: English

Halvorsen, B. og B.M. Larsen (2001a): "The Flexibility of Household Electricity Demand over Time". *Resource and Energy Economics* 23(1), 1-21.

Halvorsen, B. og B.M. Larsen (2001b): "Norwegian residential electricity demand - A microeconomic assessment of the growth from 1976 to 1993". *Energy Policy* 29(3), 227-236.

Halvorsen, B. og R. Nesbakken (2000): "Fordelingseffekter av økt elektrisitetsavgift for husholdninger". *Notater* 2000/16, Statistisk sentralbyrå.

Formatted: English

Halvorsen, B. og R. Nesbakken (2001): "Distributional effects versus power balance effects of household electricity taxation". *Under evaluering for publisering i internasjonalt tidsskrift.*

Formatted: English

Larsen, B.M. og R. Nesbakken (2001): "Household electricity end-use consumption: Comparison of engineering and econometric models". *Under evaluering for publisering internasjonalt tidsskrift.*

Formatted: English

Larsson, J. (2001): Testing the Multiproduct Hypothesis on prime Aluminium Industry Plants. Forthcoming Discussion Paper, Statistics Norway

Nesbakken, R. (1999): "Price Sensitivity of Residential Energy Consumption in Norway". *Energy Economics* 21, 493-515.

Nesbakken, R. (2001): "Energy Consumption for Space Heating: A Discrete-Continuous Approach". *Scandinavian Journal of Economics* 103(1), 165-184.



## Biografier

- **Torstein Bye** er cand. oecon. fra Universitetet i Oslo 1978. Han har arbeidet med en rekke problemstillinger knyttet til energi- og miljøområdet, og analyser av kraftmarkedet spesielt. Torstein Bye er forskningssjef ved Seksjon for ressurs- og miljøøkonomi, Statistisk sentralbyrå.
  - **Øystein Døhl** er cand. oecon. fra Universitetet i Oslo 1998. Han var frem til mars 2001 ansatt som førstekonsulent ved Seksjon for ressurs- og miljøøkonomi, Statistisk sentralbyrå. Øystein Døhl er nå økonomirådgiver i Trondheim kommune.
  - **Bente Halvorsen** er dr. polit. fra Universitetet i Oslo 1997. Hun har arbeidet med modellering av resultater fra verdsettingsstudier av helse- og miljøspørsmål, og i de senere årene med energiforbruk i husholdningene. Bente Halvorsen er forsker ved Seksjon for ressurs- og miljøøkonomi, Statistisk sentralbyrå.
  - **Bodil Merethe Larsen** er cand. oecon. fra Universitetet i Oslo 1992. Hun har arbeidet med energi- og miljøspørsmål, og i de senere årene med energiforbruk i husholdningene. Bodil Merethe Larsen er forsker ved Seksjon for ressurs- og miljøøkonomi, Statistisk sentralbyrå.
  - **Jan Larsson** er fil. lic. fra Universitetet i Göteborg 1993. Han har arbeidet med teoretiske og empiriske analyser innenfor områdene miljø, energi og regionaløkonomi. Jan Larsson er forsker ved Seksjon for ressurs- og miljøøkonomi, Statistisk sentralbyrå.
  - **Runa Nesbakken** er cand. oecon. fra Universitetet i Oslo 1991. Hun har siden arbeidet med teoretiske og empiriske analyser av energiforbruket i husholdningene. Runa Nesbakken er forsker ved Seksjon for ressurs- og miljøøkonomi, Statistisk sentralbyrå.
-



## Del 2

---

---

# Energi- og miljøpolitikk — internasjonale sammenhenger og nasjonale virkemidler

---

---







---

# Mulighetsrommet i internasjonale miljøforhandlinger

Arild Underdal, CICERO Senter for klimaforskning

---

*I denne artikkelen gis et grovriss av grunnstrukturen i en meget enkel, statisk modell som er utviklet for å si noe om mulighetsrommet i internasjonale forhandlinger. Artikkelen drøfter hvordan vi kan gå frem for å beskrive de enkelte grunnelementene – alternativene, aktørene og den institusjonell rammen – og viser hvordan vi ved å kople disse elementene kan utlede slutninger om utfallet. Fremgangsmåten illustreres meget kort med et enkelt eksempel hentet fra klimaforhandlingene.*

---

## 1 Utfordringen

Effektive tiltak mot globale miljøproblemer som klimaendring og tap av biologisk mangfold forutsetter internasjonalt samarbeid. Slike samarbeidstiltak etableres gjennom forhandlinger. Kunnskap om hva som bestemmer forløpet og utfallet av en forhandlingsprosess kan derfor være viktig både for den som vil forstå hva som skjer og for den som ønsker å påvirke utviklingen. I denne artikkelen skal vi se på hva forskning om internasjonale forhandlinger har å tilby i så måte. Spørsmålet kan mer presist formuleres slik: Er vi i stand til å lage en modell av komplekse forhandlingsprosesser som «treffer» godt nok til at den kan brukes til å finne ut hvilke løsninger det vil være politisk mulig å få igjennom, og til å avgjøre hvilke(n) av de mulige løsninger som står sterkest? Hvordan kan eventuelt en slik modell se ut?

Svaret på det første spørsmålet avhenger av hvor høyt vi legger ambisjonsnivået. En modell er en forenklet representasjon av et objekt. Den skal altså *forenkle*; hele poenget med å lage en modell er nettopp at den skal være lettere å analysere enn virkeligheten selv. Men den skal samtidig *ligne*, slik at de konklusjoner vi trekker på grunnlag av en analyse av modellen kan si oss noe interessant om den virkelighet modellen skal avbilde. Det siste kravet er vanskeligst å oppfylle. For å ligne, må en modell først av alt bygge på en god teoretisk forståelse av objektet. Det vil i denne sammenheng si at vi må kunne identifisere de faktorer som har avgjørende betydning for utfallet, og spesifisere nærmere betydningen av disse faktorene, enkeltvis og samlet. Her stilles vi umiddelbart overfor en vanskelig avveining mellom realisme og enkelhet; hensynet til realisme tilsier at mange faktorer tas med, og det vil gjøre modellen kompleks. Den store faglige utfordringen

ligger i å spesifisere betydning; det er det vi vet om retning, styrke og form på sammenhengene mellom de variablene som inngår i modellen som gir oss grunnlag for å utlede konklusjoner. Og det er teoriutviklingen på fagfeltet som avgjør hvor langt vi kan komme i å beskrive disse sammenhengene presist og sikkert. Dess svakere det teoretiske grunnlaget er, dess mer ubestemt – eller løst fundert – blir også modellen.

For å kunne modellere en bestemt forhandlingsprosess, må vi i tillegg vite hvilke verdier forklaringsvariablene har i dette konkrete tilfellet. Også her settes vi på prøve. En forhandlingsmodell må eksempelvis inneholde informasjon om aktørenes preferanser. I noen tilfelle kan vi treffe rimelig bra ved å utlede preferanser fra data som beskriver en aktørs «objektive situasjon», men dess mindre entydige konsekvensene av alternative handlingsvalg er, dess mer usikker blir denne fremgangsmåten. De viktigste globale miljøproblemer er flertydige i den forstand at eksisterende kunnskap om såvel årsaker som konsekvenser er ufullstendig og usikker. Det kan – som vi snart skal se – skape problemer når vi skal beskrive alternative løsninger.

I denne artikkelen skal jeg først gi et grovriss av en meget enkel forhandlingsmodell. Jeg beskriver grunnelementene og grunnstrukturen i ikke-tekniske termer. Deretter skal jeg meget kort antyde hvordan en slik modell kan brukes til å analysere de globale klimaforhandlingene.

## 2 En enkel grunnmodell

Når man gir seg i kast med en komplisert oppgave, vil det være fornuftig å begynne med det grunnleggende og elementære. Jeg skal derfor her konsentrere meg om det vi kunne kalle *kjernen*, dvs. de komponenter som *må* være med, og om de aspekter som forhandlingsteori gir oss best analytisk grep på, i første rekke rasjonelle valg. Den oppgaven jeg stilte opp innledningsvis – å finne ut hva som er »politisk mulig» – kan aller enklest sees som et spørsmål om å »mate» alternative løsninger inn i et bestemt forhandlingssystem og så se hvilke som slipper igjennom og hvilke som blir blokkert (se figur 1). Denne formuleringen angir fire grunnelementer som enhver modell av forhandlinger må ha med i en eller annen form:

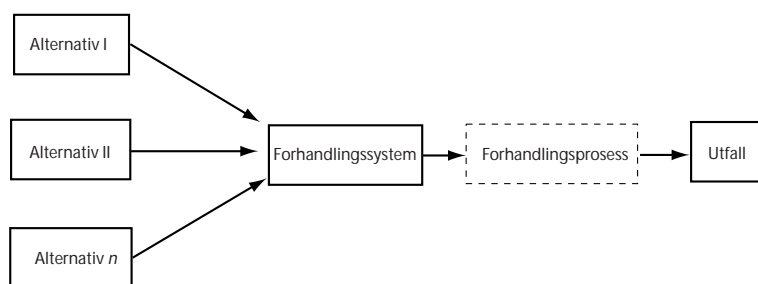
et sett alternative *løsninger* (som vi ønsker å prøve);

- et *forhandlingssystem*, bestående av et sett aktører – hver med bestemte preferanser og politiske ressurser (makt) – og en institusjonell ramme, som angir det vi kan kalle «spilletts regler»;
- En *forhandlingsprosess*, hvor aktørenes preferanser artikuleres, modifiseres og aggregeres; og
- Et *utfall*, som for hvert enkelt alternativ enklest kan beskrives som «mulig»/«ikke mulig».

Det neste spørsmålet blir nå hvordan vi best kan beskrive hvert av disse grunnelementene.



Figur 1. Prøving av alternative løsningsforslag – et enkelt flytdiagram.



## 2.1 Alternativer

La oss anta at vi har valgt ut ett eller flere løsningsforslag som vi ønsker å prøve. Hvordan skal vi så beskrive disse alternativene? Et første svar er at siden det vi er interessert i finne ut er hvilke løsninger partene vil akseptere, må alternativene beskrives med referanse til de kriterier partene selv vurderer dem ut fra. Dette svaret reiser umiddelbart et nytt og vanskeligere spørsmål: Hvilke kriterier bruker egentlig partene når de vurderer aktuelle løsninger? En nærmere undersøkelse ville gi et mer komplekst svar enn vi kan bruke for våre formål. Vi må altså forenkle, og det grovt, men likevel slik at vi får tak i essensen. I det prosjektet som denne artikkelen bygger på, har vi løst denne utfordringen slik: Vi antar at hver enkelt stat vurderer alternative løsninger primært ut fra materiell egeninteresse. Denne forutsetningen innebærer at en stat vil gjennomføre miljøverntiltak bare så lenge dens egen grensenytte (i form av reduserte skadevirkninger) overstiger dens egne grensekostnader. For å kunne avgjøre hvilke løsninger som tilfredsstillende betingelsen, må vi kjenne (a) sammenhengen mellom menneskelig virksomhet og miljøendring, (b) de velferdsmessige konsekvensene for den enkelte stat av de miljøendringer det er mulig å gjøre noe med, og (c) de kostnader den enkelte stat ville pådra seg ved å gjennomføre tiltak (herunder både forebygging av og tilpasning til miljøendring). For klimaspørsmålet hefter det betydelig usikkerhet ved iallfall de to første leddene. Nå kunne man med en viss rett si at det ikke behøver å være noe stort problem; det vi trenger for å forstå forhandlingsatferd er ikke de korrekte tallene, men snarere den enkelte aktørs egen *oppfatning* av disse størrelsene. Ved nærmere ettertanke innser vi imidlertid fort at det slett ikke gjør oppgaven enklere.

Tidligere forskning forteller oss at materiell egeninteresse sjelden er det *eneste* kriterium partene vurderer alternative løsninger ut fra. Også i internasjonal politikk kan vi finne noen normer, om bl.a. rimelighet og rettferdighet, som ofte påberopes og sjelden bestrides. Selv om disse normene tjener som myke skranker og føringer snarere enn som kategoriske påbud, kan de være viktige nok til å fortjene oppmerksomhet. Sterkt forenklet kan vi si at kjernen i det normgrunnlaget som gjelder fordeling av goder og byrder består av (a) en regel om lik behandling av (tilnærmet) like tilfelle, og (b) et nærmere spesifisert sett regler om differensiert

behandling av tilfelle som er (klart) ulike i viktige henseende (Underdal, 1979; Ringius, Torvanger og Underdal, 2000). For å kunne avgjøre i hvilken grad en løsning er forenlig med disse reglene, må vi vite hvordan den fordeler kostnader og/eller gevinster. Vi vil derfor ønske å vite hvorvidt og eventuelt i hvilken grad ulike tiltak fordeler kostnader (og gevinster) på en måte som er i samsvar med disse rimelighetsnormene. Grunnlaget for å beskrive denne fordelingen vil være de samme typer data som vi trenger for å bestemme en parts egeninteresse.

## 2.2 Forhandlingsystemet

Forhandlingsystemet består av et sett aktører og en institusjonell ramme som angir beslutnings- og prosedyrereglene for den aktuelle forhandlingsprosessen.

Den første oppgaven er ganske enkelt å bestemme *hvilke aktører* som skal tas med i modellen. I noen tilfelle kan alle stater som deltar i forhandlingene legges inn, men når antall parter er høyt, blir også kostnadene ved en slik løsning store. I slike tilfelle vil det være hensiktsmessig å trekke et mindre utvalg. Dette utvalget må være representativt i den forstand at det gjenspeiler de preferansekonstellasjoner og maktrelasjoner som antas å prege de forhandlingene vi vil analysere. Der det er bare én eller et par markerte konfliktlinjer, kan et slikt utvalg være ganske lite. Der bildet er mer uryddig, kan mye tale for å trekke et større utvalg. God kunnskap om det objekt som modelleres er under alle omstendigheter en forutsetning for å treffe riktig.

For hver av de aktørene vi tar med, trenger vi informasjon om *preferanser* og *makt*. Vi har allerede forutsatt at preferansene vil være basert primært på materiell egeninteresse, men også at aktørene anerkjenner et nærmere definert sett av normer om rimelighet og rettferdighet. Det spørsmål vi nå må besvare er hvordan vi kan forene disse to forutsetningene i et integrert uttrykk for preferanser. Det finnes to prinsipielt ulike måter å gjøre det på. En mulighet er å tilordne hvert kriterium en bestemt vekt – normalt angitt som en koeffisient ( $0 < k_i < 1$ ;  $\sum_i k_i = 1$ ) – og så summere de verdene tiltaket oppnår på de ulike kriteriene, veid for kriterienes vekt. En annen fremgangsmåte, som trolig gjenspeiler praksis minst like godt, er å bruke ett av kriteriene som et filter som luker ut alle alternativer som ikke tilfredsstillir bestemte minstekrav, og deretter la de(t) andre «ta over». For eksempel kan man forutsette at bare tiltak som fordeler kostnader på en måte som tilfredsstillir et sett nærmere spesifiserte minstekrav til en rimelig byrdefordeling vil være aktuelle, og at den videre vurdering av de tiltak som tilfredsstillir disse kravene vil skje ut fra egeninteresse. Vi har i dette prosjektet valgt denne siste løsningen.<sup>1</sup> Uansett hvilken av disse fremgangsmåtene vi velger, står vi overfor det problem at vi ikke har tilstrekkelig erfaringsbasert kunnskap til å kunne spesifisere vekter eller minstekrav

---

<sup>1</sup> Mot dette valget kan det innvendes at det er intuitivt lite rimelig å bruke et så mykt kriterium som filter; minstekravet må i så fall settes så lavt at det får liten praktisk betydning. Vi kunne i og for seg ha gått den andre veien, og sagt at rimelighetsnormer kommer inn bare når viktige interesser er ivaretatt, eller der en parts egeninteresse ikke gir klare anvisninger, men det ville ha ført oss ut i andre problemer. Begge disse fremgangsmåtene ser ut til å være i bruk, og det er fullt mulig å kombinere dem – for eksempel ved først å bruke fordelingsnormer til å luke ut alternativer som vi har grunn til å tro allment vil bli ansett som urimelige, og så bringe de samme normene inn igjen som støttekriterier til slutt, etter at «interessene har talt».

nøyaktig. Samtidig er det åpenbart at en nærmere undersøkelse ville vise at ulike aktører bruker ulike fremgangsmåter, og trolig også at valget i noen grad er situasjonsbetinget. Ingen enkel modell kan gjenspeile dette mangfoldet. Selv med et solid kunnskapsgrunnlag ville altså det beste vi kunne håpe på være å treffe »sentral-tendensen».

Med en spissformulering kan vi si at preferanser har betydning for utfallet av en forhandlingsprosess i den grad det står makt bak. I politikk er *makt* det som gir preferanser vekt. For å kunne si noe om mulighetsrommet, må vi derfor kjenne fordelingen av makt mellom aktørene.<sup>2</sup> I studiet av forhandlinger kan det være viktig å skille mellom innflytelse i selve forhandlingsprosessen og makt i «basisspillet», dvs. det aktivitetssystemet forhandlingene gjelder. Innflytelse i forhandlingsspillet gir innflytelse på *vedtak*, makt i basisspillet gir kontroll over *iverksetting* av tiltak. Det siste er trumfkortet. Det innebærer også at makt i basisspillet normalt vil kunne omsettes til innflytelse i forhandlingsspillet, om enn ikke alltid uten komplikasjoner, mens mulighetene for overføring i motsatt retning er sterkt begrenset. I en forhandlingsanalyse er det derfor god grunn til å begynne med å klarlegge maktrelasjoner i basisspillet.

Generelt kan vi si at en aktør (A) har makt over en annen (B) i den grad A kontrollerer goder eller hendelser som har betydning for B.<sup>3</sup> Det er altså B's avhengighet av A som gir A makt over B. For å kunne oversette dette maktbegrepet til et operasjonelt mål, må vi først avgjøre hvilke goder eller hendelser som er av særlig betydning i den aktuelle beslutningsprosessen. Hvis vi ønsker å si noe om basismakt i spørsmålet om tiltak mot menneskelig påvirkning av klimaet, peker utslipp og binding av klimagasser seg ut som åpenbart viktige «hendelser». Dess større et lands utslipp av klimagasser, dess viktigere blir det – alt annet likt – å få landet med på utslippsbegrensende tiltak. Egne utslipp er altså en kilde til «negativ» makt, dvs. evne til å blokkere tiltak. En aktør eller koalisjon som kan blokkere vedtak eller tiltak, kaller vi en *pivotal* part/koalisjon. Det er mindre opplagt hva som gir «positiv» makt i denne saken. Kontroll over utslipp og biologiske ressurser som kan binde klimagasser gir riktignok mulighet til å oppnå resultater gjennom *egne* tiltak, men ikke uten videre makt over *andre*; ensidige tiltak kan endog svekke andres incitamenter til å bidra. For å få et mål på «positiv» basismakt vil vi derfor måtte inkludere også andre faktorer, som velstandsnivå, FoU-kapasitet, og størrelsen på et lands økonomi (BNP). Heller ikke et slikt sammensatt mål ville treffe helt godt. Slik vil det normalt være i en analyse av forhandlinger; det er som regel lettere å grep på negativ enn på positiv makt.

*Den institusjonelle rammen* angir spillets regler. Viktigst er det vi kaller *beslutningsregelen*. En beslutningsregel spesifiserer hvem og/eller hvor mange som

---

<sup>2</sup> Et beslektet – men likevel forskjellig – spørsmål er hvor sterkt alternative posisjoner står i forhold til hverandre. Det er et spørsmål forhandlingsforskningen har mye å si om, og som ville stå sentralt i en analyse av selve prosessen. I dette avsnittet er imidlertid mitt fokus på aktører, ikke posisjoner.

<sup>3</sup> I et bilateralt forhold kan vi uttrykke A's direkte makt over B med hensyn til en bestemt sak (i) som  $K_i^a U_i^b$ , der  $K_i^a$  er A's andel av kontrollen over sak i og  $U_i^b$  er B's relative interesse i utfallet av samme sak (se Coleman 1973; Hernes 1975).

må stå bak et vedtak for at det skal være gyldig. I forhandlinger er grunnregelen *enighet*. Bare løsninger som alle deltakerne i en bestemt gruppe kan akseptere, tilfredsstillende dette kravet. Dette er en meget krevende beslutningsregel, og dess flere parter som er med i forhandlingene, dess vanskeligere vil det normalt være å finne slike løsninger. Hvis kravet tolkes strengt, vil kanskje ingen løsning passere. I store internasjonale konferanser er det derfor vanlig å anvende et noe mer elastisk og upresist «konsensusprinsipp», som sier at et gyldig vedtak forutsetter bred oppslutning og fravær av eksplisitte protester fra parter det er viktig å ha med. I store konferanser finnes det ofte også en åpning for å fatte vedtak ved kvalifisert flertall dersom konsensus ikke oppnås. Betydningen av denne utveien begrenses imidlertid av den grunnregel at ingen stat kan bli juridisk forpliktet mot sin vilje. Selv en supermakt kan bli nedstemt, men det sikrer på ingen måte dens medvirkning til å *iverksette* vedtaket. At et vedtak er formelt gyldig betyr ikke at det lar seg iverksette, og et vedtak som ikke kan iverksettes, har interesse primært som en kollektiv meningsytring.

Saken har imidlertid også har en annen og mer positiv side: Noen tiltak kan realiseres også *uten* allmenn oppslutning. I tillegg til å spørre hvilke løsninger en konferanse vil kunne oppnå konsensus om, er det derfor god grunn til å undersøke om det finnes (andre) løsninger som en mindre gruppe aktører vil ha incitament og ressurser til å realisere også uten hjelp fra andre. Vi har altså *to* mulighetsrom å holde styr på – et som gjelder formelle vedtak og et som gjelder iverksetting. Disse vil normalt overlape i betydelig grad, men dess mer fordelingen av makt i basisspillet skiller seg fra fordelingen av innflytelse i forhandlingsspillet, dess større avvik kan vi vente å finne.

### 2.3 Forhandlingsprosessen

I figur 1 har selve forhandlingsprosessen status som *mellomliggende* variabel. I det ligger en antakelse om at prosessen formes av de rammene forhandlingssystemet setter, samtidig som den har sin egen dynamikk som gir den en selvstendig betydning for utfallet. Det er det siste som gjør den interessant ut fra vår problemstilling. Og det er mange aspekter som kunne fortjene oppmerksomhet: Innsats og taktisk dyktighet kan gi innflytelse; læring og påvirkning kan få en part til å endre standpunkt og kanskje også underliggende preferanser; og det vi i teknisk sjargong omtaler som «prosess-genererte incitament» kan blokkere løsninger som i utgangspunktet lå innenfor avtalefeltet (Underdal, 1992). Men som disse eksemplene antyder, står vi overfor en meget kompleks oppgave, og den blir ikke lettere av at det teoretiske grunnlaget for å spesifisere prosesseffekter til dels er mangelfullt og usikkert. Før vi gir oss i kast med denne oppgaven, kan det derfor være fornuftig å se hvor langt vi kan komme med en enkel *statisk* modell, bygget på de grunnelementene vi allerede har beskrevet.<sup>4</sup>

---

<sup>4</sup> I figur 1 er denne prioriteringen markert ved at prosessen er satt inn i en stiplede tekstboks.

### 3 Utfallet

La oss nå se hvordan vi på det grunnlaget vi har lagt kan gå frem for å si noe om utfallet av en forhandlingsprosess. Vi skal rykke frem trinnvis. Første spørsmål er hvilke løsninger som er «politisk mulige». Neste spørsmål er hvilke(n) av de mulige løsninger som har størst sjanse til å bli valgt.

Vi vet nå at det første spørsmålet kan ha to ulike svar; et som gjelder formelle vedtak, et annet som gjelder realisering av tiltak. Der beslutningsregelen krever enighet, vil bare løsninger som *alle* parter (i en nærmere definert gruppe) ville foretrekke fremfor det beste utfall de kan oppnå uten en avtale, med sikkerhet tilfredsstillende minstekravet til «vedtakbarhet». Sett av løsninger som tilfredsstillende dette kravet kaller vi *avtalefeltet*. For at et samarbeidstiltak skal la seg *realisere*, må det tilfredsstillende to grunnbetingelser. For det første må alle pivotale parter eller koalisjoner foretrekke denne løsningen fremfor det beste utfall de kan oppnå uten samarbeid. I tillegg må den gruppen som foretrekker tiltaket til sammen utgjøre en «*kritisk masse*», dvs. en koalisjon som har incitament og ressurser til å gjennomføre tiltaket også uten medvirkning fra andre. For å kunne avgjøre om et tiltak tilfredsstillende den sistnevnte betingelsen, må vi vite hvordan den enkelte parts vilje til å bidra avhenger av hva andre gjør. Å kartlegge slike betingelsesrelasjoner vil i mange tilfelle være en krevende oppgave.

For å kunne besvare det andre spørsmålet, må vi gjennom et mer komplisert resonnement. Første ledd er enkelt nok: vi eliminerer alle alternativer som er entydig dårligere enn en annen mulig løsning. Et alternativ (X) er entydig dårligere enn et annet (Y) hvis ingen foretrekker X fremfor Y og minst én foretrekker Y fremfor X. Det settet av alternativer vi nå sitter igjen med, kan vi kalle *forhandlingsmengden*. Bare alternativer som ligger innenfor forhandlingsmengden vil være aktuelle løsninger.

Denne første avgrensningen bringer oss sjelden i mål; forhandlingsmengden vil normalt bestå av mer enn ett alternativ. For å komme videre, må vi nå først beregne den *relative verdi* av hvert gjenstående alternativ for hver enkelt aktør. Det kan enklest gjøres ved å sette verdien av den beste løsningen lik 1, verdien av det beste utfall som kan oppnås uten avtale lik 0, og så beregne den relative verdi av alle andre alternativer ut fra hvordan de plasserer seg i forhold til disse ytterpunktene. Når denne operasjonen er fullført, vil alle alternativer være ordnet i forhold til hverandre, på en skala fra 0 til 1. Neste etappe blir så å beregne hvor sterkt de ulike alternativene står i den *kollektive* beslutningsprosessen. Et alternativ står i politisk forstand sterkt i den grad det ivaretar preferansene til mektige aktører. Styrken til et alternativ kan vi ut fra dette resonnementet beregne ved å multiplisere den relative verdi dette alternativet har for en bestemt aktør med aktørens relative makt, og så summere over alle aktører.<sup>5</sup> Det vi trenger i neste etappe er et mål på *relativ styrke*, og det kan vi nå enkelt beregne som et alternativs andel av totalen for alle alternativer i forhandlingsmengden.

Hvis den saken vi analyserer gir mulighet for kontinuerlig gradering av løsninger – slik tilfelle er bl.a. ved en fordeling av utslippskvoter – kan vi nå bruke

<sup>5</sup> Mer teknisk kan styrken til et alternativ,  $j$ ,  $[S(O_j)]$  uttrykkes slik:  $S(O_j) = \sum_i [U_i(O_j)V_i]$ , der  $U_i(O_j)$  angir den relative verdi av alternativ  $j$  for aktør  $i$ , og  $V_i$  står for aktør  $i$ 's relative makt.

dette målet på relativ styrke til å angi i hvilken grad de ulike alternativene kan antas å «prege» utfallet. Teknisk sett betyr det at vi beregner det sannsynlige utfall som et veid aggregat av alle alternativene i forhandlingsmengden. Hvis vi står overfor en sak med diskrete alternativer uten rom for (ytterligere) gradering, er det mindre opplagt hvordan vi bør gå frem. Én mulighet er å holde fast ved resonnementet ovenfor, og anta at det alternativ som ligger *nærmest* den løsning vi ville ha fått ved kontinuerlige alternativer, vil bli valgt. En annen og bedre fundert fremgangsmåte vil være å ta i bruk teori om alternative *posisjoner*s innbyrdes styrkeforhold (Zeuthen 1930; Harsanyi, 1977; Midgaard 1983). Det ville føre for langt å gjøre rede for denne teorien her, men grovt forenklet kan vi si at den uttrykker styrken til en bestemt posisjon som en funksjon av den høyeste risiko for brudd som dens forsvarer(e) er villig(e) til å løpe og likevel stå fast. Og denne «kritiske risiko» er i sin tur bestemt av forholdet mellom mulig gevinst og mulig tap.

## 4 En enkel illustrasjon

La oss nå meget kort illustrere hvordan en enkel modell bygget på dette grunnlaget kan anvendes til å analysere en tenkt forhandlingssituasjon. Vi går inn i de globale klimaforhandlingene rett før Kyoto-sesjonen. Det sentrale forhandlingstema er hvilke forpliktelser de industrialiserte land skal påta seg. La oss for enkelhets skyld anta at dette spørsmålet avgjøres av EU, Japan og USA i fellesskap. Anta videre at hver av disse tre er en pivotal aktør, og også at de er de eneste pivotale aktørene (innenfor i-landsgruppen). Alle tre har fremmet hvert sitt forslag til løsning. Disse forslagene skiller seg fra hverandre i flere henseende, men viktigst er det at de stiller opp ulike mål for utslippsbegrensninger og gir ulike muligheter for kjøp og salg av utslippstillatelser (kvotehandel). Hovedelementene er oppsummert i tabell 1.

Tabell 1 Sammenheng av de tre forslagene

Forslag ↓	Mål EU	Mål Japan	Mål USA	Kvotehandling
EU	- 15 %	- 15 %	- 15 %	Nei/begrensning
Japan	- 3 %	- 2.5 %	- 2.7 %	Tillatt
USA	0 %	0 %	0 %	Tillatt

Målene refererer til utslipp i år 2008-2012 sett i forhold til utslipp i 1990. Kriteriene for differensiering av forpliktelser i det japanske forslaget åpner for noe ulike tolkninger, og de tall som er gitt i tabellen må derfor tas med et visst forbehold.

Kostnadene for hver enkelt part av å oppfylle de ulike forpliktelsene er beregnet ved hjelp av en modell utviklet av Holtmark (1997, 1998). Gevinstene, i form av reduserte skadevirkninger, er forsøkt anslått på grunnlag av en modell utarbeidet av Nordhaus et al. (se for eksempel Nordhaus & Yang, 1996). De sistnevnte anslagene er meget usikre, og gir også til dels resultater som ikke «stemmer med» observert atferd. Vi har forsøkt å «korrigere» for det sistnevnte problemet, ut fra den antakelse at hver aktør foreslår den løsning som antas å være

best for seg selv. Med disse justeringene får vi frem et avtalefelt, og de relative verdiene av de ulike forslag blir som vist i tabell 2.

**Tabell 2**      **Relative verdier**

Forslag ↓	Relativ verdi for EU	Relativ verdi for Japan	Relativ verdi for USA <sup>6</sup>
EU	1.00	Negativ	Negativ
Japan	.81	1.00	1.00
USA	.59	.81	.89

Vi merker oss at EUs forslag ligger utenfor avtalefeltet. Forslaget kan altså ikke danne grunnlag for en avtale. EU er imidlertid like fullt en viktig part, og dens preferanser må selvsagt tas med i den videre analysen.

Neste skritt er nå å beregne de tre forslagenes relative styrke. Resultatet vises i tabell 3:

**Tabell 3**      **Partenes relative makt og forslagenes relative styrke**

Forslag ↓	Forslagsstillerens relative makt	Forslagets relative styrke
EU	.32	[.16 – utenfor avtalefeltet]
Japan	.22	.46
USA	.46	.38
<i>Sum</i>	<i>1.00</i>	<i>1.00</i>

Med dette utgangspunktet får vi et utfall som kan oppsummeres slik: Målet for gruppen sett under ett vil bli en utslippsreduksjon på ca. 4 %; hvis vi antar at tabell 2 viser riktige verdier også for USA, blir det samme mål ca. 5 %. Forpliktelsene vil bli differensiert; EU vil ta på seg litt større forpliktelser enn både Japan og USA. Kvotehandling vil bli tillatt.

Siden denne illustrasjonen er en *meget* grov forenkling, bør vi ikke vente at resultatet skal stemme med det faktiske utfallet av Kyoto-forhandlingene. En som likevel foretar en slik sammenligning, vil finne at vårt resultat er «for pessimistisk». Etter Kyoto-protokollen skal EU, Japan og USA sett under ett redusere sine utslipp med 7,2 % fra 1990 til 2008-2012. For i-landsgruppen samlet er målet en reduksjon på 5,2 %. Den avtalen som faktisk ble undertegnet skulle etter våre beregninger *ikke* ligge innenfor avtalefeltet; mer presist, den skulle ha blitt blokkert av USA. Det ble den ikke den gang, men mye tyder likevel på at vi på det punktet vil få rett til slutt...

<sup>6</sup> I denne oppstillingen fremstår det japanske forslaget som bedre for USA enn USAs eget forslag. Det forekommer intuitivt urimelig, og bør trolig betraktes som en målefeil – men saken er ikke opplagt.

## Referanser:

Coleman, James S., 1973. *The Mathematics of Collective Action*. London: Heinemann.

Harsanyi, John C., 1977. *Rational Behavior and Bargaining Equilibrium in Games and Social Situations*. Cambridge, UK: Cambridge University Press.

Formatted: Norwegian (Bokmål)

Hernes, Gudmund, 1995. *Makt og avmakt*. Oslo: Universitetsforlaget.

Formatted: English

Holtmark, Bjart, 1997. 'Climate agreements: Optimal Taxation of Fossil Fuels and the Distribution of Costs and Benefits Across Countries'. Oslo: CICERO (Working Paper 1997:5).

Holtmark, Bjart, 1998. 'From the Kyoto Protocol to the Fossil Fuel Market'. Oslo: CICERO (Working Paper 1998:9).

Midgaard, Knut, 1983. 'Bargaining and Rationality: A Discussion of Zeuthen's Principle and Some Other Decision Rules', i Bernt P. Stigum og Fred Wenstøp, red., *Foundations of Utility and Risk Theory with Applications*. Dordrecht: Reidel.

Formatted: English

Nordhaus, William D. & Zili Yang, 1996. 'A Regional Dynamic General-Equilibrium Model of Alternative Climate-Change Strategies', *American Economic Review*, vol. 86, no. 4, September, s. 741-765.

Ringius, Lasse; Asbjørn Torvanger & Arild Underdal, 2000. 'Burden Differentiation: Fairness Principles and Proposals'. Oslo: CICERO (Working Paper 1999:13).

Formatted: Norwegian (Bokmål)

Underdal, Arild, 1999. 'Hva er en rimelig byrdefordeling?'. *Cicerone*, vol. 8, no. 4, s. 14-15.

Underdal, Arild, 1983. 'Causes of Negotiation »Failure«', *European Journal of Political Research*, vol. 11, no. 2, s. 183-195.

Zeuthen, Frederick, 1930. *Problems of Monopoly and Economic Warfare*. London: Routledge and Kegan.

---

## Biografi

- **Arild Underdal** er professor i statsvitenskap ved Universitetet i Oslo, og var under prosjektarbeidet også knyttet til CICERO Senter for klimaforskning gjennom en bistilling. Hans viktigste forskningsfelt er studiet av internasjonalt samarbeid, med særlig vekt på miljø- og ressursforvaltning. Han leder for tiden vitenskapskomiteen for IHDP (International Human Dimensions Programme on Global Environmental Change).







---

# Klimaregimet: Resultater, årsaker og Norges rolle

Steinar Andresen  
Fridtjof Nansens Institutt

---

*Et snaut tiår etter at Klimakonvensjonen ble vedtatt har man ikke kommet langt i retning av å løse dette problemet. Uansett hvilket kriterium man velger for regime effektivitet, scorer klimaregimet lavt. Det er imidlertid viktig å understreke at kunnskapen har vokst og det er i dag få seriøse aktører som benekter eksistensen av problemet. Nasjonale og internasjonale institusjoner for å håndtere dette er også under oppbygging. Hovedgrunnen til at ikke mer er oppnådd har sammenheng med at det er så mye vanskeligere å løse enn de aller fleste andre miljøproblemer. Den politiske evne og vilje til å gripe fatt i det har også vært begrenset. Riktignok er det visse forskjeller mellom aktører, men det er ingen land som virkelig har gått foran med et godt eksempel. De land som har utslippsreduksjoner, har dette primært som et resultat av forhold som ikke skyldes klimaregimet. Norge er ganske representativ for mange OECD-land. Ambisjonene var høye til å begynne med, men de har blitt redusert over tid og preges mer av økonomisk pragmatisme enn av høye miljøideal. Norge har innført flere tiltak enn mange andre sammenlignbare land, men det monner lite for å redusere klimagassutslipp for olje- og gassnasjonen Norge.*

---

## 1 Innledning

Dette kapitlet tar utgangspunkt i arbeid som er gjort innenfor prosjektet Norsk miljø- og energipolitikk i et internasjonalt perspektiv.<sup>1</sup> Tre spørsmål vil diskuteres.

---

<sup>1</sup> Den opprinnelige tittel var 'Fra miljøambisjon til grønnere energi: Norsk miljø og energipolitikk i et internasjonalt perspektiv'. Fordi deler av prosjektet ikke fikk støtte, ga den første setning i tittelen ikke lenger mening. Prosjektet har bestått av to delprosjekter. Dette kapitlet bygger på delprosjektet om det internasjonale klimaregimet og Norges rolle. Siden dette delprosjektet ble avsluttet i 1999, vil jeg også trekke inn senere relevant arbeid innenfor tilstøtende prosjekter med NFR-finansiering. Artikkelen bygger primært på Andresen 1998, Agawala og Andresen 1999, Andresen og Agrawala 2001 og Andresen og Hals-Butenschøn 2001. Jeg har lagt vekt på å skrive enkelt med vekt på hovedlinjene i utviklingen slik at artikkelen kan være tilgjengelig for ikke-eksperter.

- Hvor langt har det internasjonale samfunn kommet i sine bestrebelser på å redusere klimaproblemet?
- Hva kan forklare det som er oppnådd?
- Hvilken rolle har Norge spilt i denne prosessen?

For å kunne besvare disse spørsmål må vi først gi en kort oversikt over hva som har skjedd siden spørsmålet kom på den internasjonale dagsorden.

Den vitenskapelige prosessen i nyere tid om klimaendring startet i slutten av 1950-årene. Det var imidlertid ikke før på slutten av 1980-årene at prosessen for alvor kom på den internasjonale politiske dagsorden gjennom den såkalte Toronto-deklarasjonen. Selv om dette ikke var noen regjeringskonferanse, var den viktig fordi den ble retningsgivende for tilnærmingen til klimaproblemet i mange år fremover gjennom den såkalte 'target and timetable' tilnærmingen. I følge erklæringen burde OECD landene redusere sine CO<sub>2</sub>-utslipp med 20 % innen 2005. Signalet om at det var de rike land som hadde ansvaret for å dra i gang prosessen var også viktig. De neste to årene var det en rekke store internasjonale konferanser hvor et økende antall land deltok. Gradvis overtok de store statene prosessen, og aktivister og miljøorganisasjoner ble skjøvet mer i bakgrunnen. Dette innebar at ambisjonene gradvis ble redusert. Det var ikke lenger snakk om kraftige reduksjoner av klimagasser, en stabilisering av utslipp innen 2000 var det beste man kunne håpe på. Det ble også fort slutt på den politiske idyllen. Særlig USA, som ønsket mer forskning enn handling, ble pekt ut som hovedårsak til manglende fremdrift i prosessen. Den internasjonale vitenskapelige prosessen ble formalisert gjennom dannelsen av Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) i 1989. Den vitenskapelige prosessen har siden foregått parallelt med den politiske prosessen.

De formelle forhandlinger for å etablere en Klimakonvensjon startet tidlig i 1991, og den ble undertegnet av praktisk talt alle verdens nasjoner på miljøtoppmøtet i Rio de Janeiro sommeren 1992. Svært mange observatører var imidlertid skuffet fordi man kun klarte å bli enige om en uforpliktende målsetning om stabilisering av utslipp fra de industrialiserte land innen 2000. Etter en rekke nye forhandlingsrunder ble neste milepæl nådd på tredje Partskonferanse i Kyoto høsten 1997, vedtagelsen av Kyotoprotokollen. Her kom man frem til enighet om at i-landene skulle foreta en gjennomsnittlig reduksjon av sine utslipp av klimagasser på ca. 5 % innen perioden 2008-2012. Det var imidlertid mange uavklarte spørsmål i Kyotoprotokollen, ikke minst i forhold til de såkalte fleksible mekanismene: felles gjennomføring, den grønne utviklingsmekanismen og kvotehandel. Disse skulle bidra til å gjøre gjennomføringen av forpliktelsene enklere. På fjerde Partskonferanse i 1998 vedtok man en handlingsplan for hvordan de uavklarte spørsmål skulle håndteres, med sikte på å bli ferdige på sjette Partskonferanse som ble avsluttet i Haag høsten 2000. Som kjent lyktes dette ikke. Forhandlingene skal gjenopptas våren 2001, så denne partskonferansen er enda ikke formelt avsluttet. Hvilken praktisk betydning Kyotoprotokollen vil få er derfor fremdeles usikkert. Usikkerheten er naturlig nok økt etter at USA offisielt har erklært at man ikke vil ratifisere protokollen.

## 2 Evaluering av prosessen

Både media og den internasjonale miljøbevegelsen har ikke vært nådige i sin vurdering av det som er oppnådd på dette området. Overskriften i Aftenposten 1.12.00 etter at forhandlingene i Haag var avsluttet er illustrerende: "Politisk tomprat om klimakamp". Artikkelen innledes videre med: "Verdens miljøpolitikere sviktet Kyoto-prosessen i Haag." Det er ingen tvil om at også norske og de fleste lands forhandlere var skuffet over at man ikke nådde frem. Hvordan kan man på en mer systematisk måte vurdere hva som er oppnådd på det drøye tiåret som er gått etter at saksområdet kom på den internasjonale dagsorden? Dette bringer oss inn på spørsmålet om internasjonale regimers eller avtalers effektivitet. Dette er en studieretning som er enda yngre enn klimaregimet og slike evalueringer er beheftet med store metodologiske utfordringer. Et hovedpoeng er å være *eksplisitt* med hensyn til hvilke kriterier man anvender og det bør også diskuteres hvorvidt de er *relevante*. Dette er som oftest mangelvare i mer populære fremstillinger hvor det florerer med begreper som 'værsting' og 'klimaskurk' – uten at det nødvendigvis er særlig god dekning for slike påstander. (Andresen, 2000)

### 2.1 Problemløsning og adferdsendring

Det vi egentlig ønsker å vite når man evaluerer et regimes effektivitet, er hvor langt man er kommet i å løse det problemet som var grunnen til at regimet ble opprettet. I dette tilfellet innebærer det en vurdering av i hvilken grad klimaregimet har bidratt til å rette opp den ubalanse som det globale klima er kommet i som følge av det økende utslipp av klimagasser. En slik tilnærming er beheftet med store problemer. Dette har dels sammenheng med at kunnskapen enda er begrenset om betydningen av utslipp fra menneskelig aktivitet i forhold til andre forhold som påvirker klimaet. Et annet problem er at utslipp av klimagasser påvirkes av så mange andre forhold enn klimaregimet. Et nærliggende eksempel er sammenhengen mellom de økonomiske nedgangstider i land med overgangsøkonomi (tidligere Øst-Europa) og den sterke reduksjon i utslipp av klimagasser. Dette har selvsagt ingenting med klimaregimet å gjøre. Det samme er tilfelle med reduksjonene av utslipp i Storbritannia og Tyskland. Dette kan forklares primært med en ny energipolitikk i Storbritannia hvor man av økonomiske grunner har erstattet kull med gass. I Tyskland er det gjenforeningen mellom øst og vest som har gitt utslippsreduksjoner på grunn av moderniseringen av energistrukturen i det gamle Øst-Tyskland. Teknologiske endringer kan også påvirke mengden av utslipp og dette kan i noen tilfelle ha sammenheng med klimaregimet, men det kan meget vel også skje uavhengig av dette.

Problemet med kontroll for innvirkning fra andre faktorer gjør i utgangspunktet denne tilnærmingen svært vanskelig å benytte, men i dette tilfellet er det ikke store problemer forbundet med å bruke denne indikatoren. Så lenge målsetningen med klimaregimet er å *redusere* utslipp av klimagasser og utslippene har steget sterkt gjennom hele 1990-tallet, blir det ingen tvil om at regimets effektivitet blir svært lav langs denne dimensjonen. De totale globale CO<sub>2</sub>-utslipp økte med nærmere 10 % fra 1990-1997, til tross for at utslippsreduksjonen i land med overgangsøkonomi var godt over 30 %. Også i OECD-regionen var det en markant økning i CO<sub>2</sub>-utslipp.

(World Energy Outlook, 2000) Det er selvsagt ikke bare klimaregimets 'ansvar' at det er slik. Det er intet overnasjonalt regime, og i siste instans gjør statene som de vil. Likevel, når hensikten med klimaregimet er å redusere utslipp og de øker sterkt, er det nærliggende å konkludere med at regimet er en fiasko. Det er da også ofte denne målestokken som implisitt eller eksplisitt ligger til grunn når klimaregimet vurderes, og da må det bildet som fremstår bli begredelig. Greenpeace har for eksempel karakterisert Kyotoprotokollen som en tragedie og en farse fordi den er helt utilstrekkelig til å redusere den negative effekt av klimaendring. (Climatic News, 1997) I virkelighetens verden er imidlertid neppe dette noen realistisk målestokk. Dette har sammenheng med at regimet har eksistert relativt kort tid og at dette problemet er svært vanskelig å løse. Regimet har hatt en levetid på knappe ti år, og utslipp av klimagasser kommer fra så mange og uensartede kilder over hele kloden at det krever en snuoperasjon av uante dimensjoner for å håndtere problemet på en effektiv måte. Det er derfor for tidlig å anvende denne målestokken.

En annen måte å måle et regimes effektivitet på, er å studere i hvilken grad det påvirker adferden til relevante målgrupper i ønsket retning. Også her er det nødvendig å kontrollere for effekten av andre faktorer, men måleproblemene med en slik tilnærming er noe mindre. I forhold til klimaregimet blir utfordringen å etterspore effekter av regimet på relevante målgrupper, for eksempel petroleumsindustrien, prosessindustrien og transportsektoren. Det følger av de stigende globale og regionale utslipp at bildet også her er negativt, selv om det er variasjoner, for eksempel innen oljeindustrien. (Skjærseth og Skodvin, 2000) De nasjonale rapporter som er innlevert til Sekretariatet i Bonn, viser at det er satt i gang tiltak i de aller fleste industriland. Rapportene gir imidlertid begrenset innsikt om den praktiske effekt dette har på utslipp av klimagasser, men tiltakene har ikke vært tilstrekkelige til å snu den negative trenden. Også langs denne dimensjonen er derfor effektiviteten lav. Selv om bildet ikke er imponerende, er det likevel grunn til å tro at utslippene hadde vært enda høyere i fravær av et klimaregime. Siden man kun har en Klimakonvensjon uten spesifikke utslippsreduksjoner og en protokoll som ikke er trådt i kraft, kan man ikke forvente store resultater. Tiltak vil nødvendigvis være begrensede så lenge man ikke er enige om hvilke regler som gjelder.

## 2.2 Utformingen av regimet

Ser vi på de beslutninger og regler som er nedfelt gjennom forhandlingene så langt, så sier de i streng forstand ikke noe om hvor effektivt regimet er. Det sier derimot noe om potensialet for effektivitet, som på sikt kan danne grunnlaget for 'egentlig' effektivitet slik dette er beskrevet foran. Rapporteringsrutiner, overholdelsesmekanismer, utslippsforpliktelser og stemmerettsregler er eksempler på relevante regler. Om disse er 'strenge' innebærer det at man kan ha lagt fundamentet for et effektivt regime, men det gjenstår alltid å se om dette blir overholdt i praksis i det enkelte land. La oss se kort på noen av de mest sentrale regler som er nedfelt gjennom prosessen.

I kommentarene som fulgte i kjølvannet av Klimakonvensjonen ble det som nevnt lagt mest vekt på at dette var en svært svak konvensjon. Ikke nok med at det bare var en generell rammeverkskonvensjon, men det var heller ingen juridisk

bindende forpliktelser når det gjaldt utslipp. Selv om dette på mange måter er en riktig observasjon, så er det også en ganske overfladisk observasjon. Hva ville ha skjedd om man hadde inngått en forpliktende avtale om stabilisering? Et optimistisk scenario ville vært at de langt fleste aktører hadde tatt forpliktelsen på alvor og innført tiltak som drastisk ville redusert utslipp i forhold til 'business as usual'. Et mer pessimistisk scenario er at dette kunne ført til massive brudd på avtalen slik at hele tilnærmingen med 'targets and timetables' hadde kommet i kraftig miskreditt. Selv om det ikke er mulig å svare på dette spørsmålet med sikkerhet, så synes det pessimistiske scenario langt mer sannsynlig enn det optimistiske. Basert på de siste utslippstall vet vi nå at det kun er noen svært få land som har klart å redusere eller stabilisere sine utslipp. En oversikt over de 38 land med konkrete utslippsforpliktelser i Kyotoprotokollen viser at det, bortsett fra land med 'heldige' omstendigheter, kun er Sveits og Frankrike som kan klare en stabilisering innen år 2000. Luxembourg er det eneste landet som har en klar nedgang i utslipp, men dette monner ikke mye i en global sammenheng. (World Energy Outlook, 2000) Det er viktig å ha tiltro til internasjonale regler, men om avstanden mellom mål og virkeligheten blir for stor, bør man ikke forvente for mye. Det skal vi se illustrert når vi ser nærmere på Norges erfaringer på området. Det var nok snarere ønske om å hevde seg i den 'grønne skjønnhetskonkurransen' enn grundige kalkyler som lå bak flertallets målsetning om stabilisering av utslipp.

Det aller meste av oppmerksomheten var rettet mot spørsmålet om forpliktelser. I et lengre tidsperspektiv er det ikke gitt at dette var det viktigste spørsmål. Det er viktig å understreke at det ble lagt et grunnlag for en langsiktig håndtering av problemet gjennom et system for å bygge opp kunnskap om de enkelte lands utslipp og tiltak. Dette ble gjort gjennom opplegget for nasjonal rapportering og her har man også kommet ganske langt i den etterfølgende perioden. De institusjonelle rammer som er nedfelt i Klimakonvensjonen og som senere er videreutviklet er ikke egnet til å lage avisoverskrifter, men de er helt nødvendige om man skal nå konkrete målsetninger.

Gjennomgående ble Kyotoprotokollen mer positivt mottatt fordi den tallfestet konkrete utslippsreduksjoner for Annex I landene. Om dette blir etterlevd, vil de globale utslipp likevel fortsatt øke. Tatt i betraktning hva som skal til for å løse dette problemet har den blitt beskrevet som et første 'baby-skritt'. (Mahlmann, 1997a) Dette forhindrer ikke at det for mange OECD-land vil innebære kraftige utslippsreduksjoner i forhold til et 'business as usual' -scenario. Kyotoprotokollen er imidlertid også full av 'usynlige parenteser', som man sier på forhandlingspråket. Det innebærer at flere sentrale paragrafer åpnet for ulike tolkningsmuligheter. Dette gjelder særlig de såkalt 'fleksible mekanismene' og karbonopptak i skog etc. Det var uenighet om disse spørsmål som førte til sammenbruddet i Haag. Ulike fortolkninger av disse mekanismene gjør også en evaluering av Kyotoprotokollen svært vanskelig. Noen ser på disse som en billig måte å kjøpe seg fri fra hjemlige kostnadsreduksjoner, mens andre ser på de som kreative og nødvendige forslag for i det hele tatt å få til utslippsreduksjoner. Uenigheten om vurderingen av disse mekanismene reflekterer to fundamentalt ulike måter å nærme seg klimaproblemet på; den nasjonale og den internasjonale tilnærming. Mens den første legger vekt på at utslippsreduksjoner primært må skje på den hjemlige arena, gjerne via

tradisjonelle virkemidler, legger den internasjonale tilnærming vekt på nødvendigheten av at landene i fellesskap må skape incentiver for å gjøre reduksjoner så kostnadseffektivt som mulig.

På denne bakgrunn er det ikke lett å gi noen positiv evaluering av det som er oppnådd som et resultat av klimaregimet, uansett hvilket evalueringskriterium man legger til grunn: utslippene stiger, sentrale målgrupper har i liten eller ingen grad endret adferd i riktig retning og det er ingen enighet om fortolkningen av de regler som er vedtatt. Dette til tross, det er en del positive elementer i bildet om man anlegger et langsiktig perspektiv, og det bør man gjøre i dette tilfellet. Primært takket være det arbeid som er gjort innenfor rammen av IPCC, er kunnskapsgrunnlaget et helt annet i dag enn det var for et tiår siden. Enda viktigere er det at det i dag er svært få seriøse aktører som bestrider at dette er et alvorlig problem, det være seg berørte næringsinteresser eller land som regnes som såkalte 'sinker' i prosessen. Gjennom klimaregimet er man også i ferd med å bygge opp nasjonale og internasjonale institusjoner som gradvis er bedre egnet til å håndtere problemet mer effektivt. Det er også en del observatører som påpeker at de konkrete tall som ble vedtatt i Kyoto var ganske tilfeldige og ikke godt nok gjennomtenkt. De hevder at det ikke er tallene som er viktigst, men å skape et internasjonalt institusjonelt apparat som legger grunnlaget for en felles tilnærming og forståelse som på sikt fører til teknologisk innovasjon og reduksjon av energiforbruk. (Clauseen, 2000) Et slikt syn innebærer at om Kyotoprotokollen ikke blir operativ, så er dette ikke ensbetydende med at nasjonale og internasjonale bestrebelser på å bekjempe problemet innstilles.

### 3 Hvorfor er ikke mer oppnådd?

Klimaproblemet kan ikke sammenlignes med de fleste andre internasjonale miljøproblemer fordi det både politisk og kunnskapsmessig er så vanskelig å håndtere. Andre internasjonale miljøproblemer som for eksempel sur nedbør og utslipp av KFK-gasser er blitt hevdet å være som 'a piece of cake' sammenlignet med dette. (Mahlmann, 1997b) Dette fordi teknologisk endring og substitusjon er mulig her og fordi målgruppene er så mye færre. Ingen av disse mer 'godartede' kjennetegn preger klimaspørsmålet. Også fordi økonomisk vekst og velstand i praksis er så høyt korrelert med utslipp av klimagasser, fortsetter de å stige.

I hele perioden har det imidlertid tilsynelatende vært store forskjeller mellom landene med hensyn til hvor alvorlig de tar problemet. Før man for alvor skjønnte kompleksiteten og kostnadene som var involvert var det en rekke aktører som kom med ambisiøse målsetninger om utslippsreduksjoner. Det er bl.a. på denne bakgrunn man må forstå den optimistiske Toronto-erklæringen. Et annet særtrekk ved denne tidlige perioden var at det var de respektive lands miljøverndepartementer som drev prosessen både nasjonalt og internasjonalt. Dette er utvilsomt bakgrunnen for at Saudi Arabia, senere den kanskje klareste 'sinker' på området, erklærte at dette var et svært alvorlig problem som krevde umiddelbar handling. (Bodansky, 1993) Etter hvert som de økonomiske implikasjonene kom klarere frem og politisk tyngre departementer kom inn i bildet, ble ambisjonene raskt redusert for de aller fleste land, og ikke minst i Saudi Arabia.



I den senere tiden har oppmerksomheten særlig vært rettet mot USA og EU, de to viktigste aktørene i et kort og mellomlangt tidsperspektiv. USA har generelt sett blitt tildelt 'sinke-rollen' mens EU har vært erklært som pådriver eller leder. Gjennomgående er det ingen tvil om at USA har opptrådt svært forsiktig i forhandlingene. Det var for eksempel USA som var hovedgrunnen til at man ikke fikk en bindende målsetning inn i Klimakonvensjonen, man mente at kunnskapsgrunnlaget var for dårlig. Som redegjørelsen overfor viser, hadde de nok et poeng her. I perioden frem mot Kyoto nærmet imidlertid USA seg gradvis de andre OECD-landene i mer 'progressiv' retning, og denne trenden syntes å bli bekreftet ved at USA aksepterte reduksjon av sine utslipp av klimagasser med 7 %. USA ville imidlertid neppe ha godtatt dette om man ikke samtidig hadde fått aksept for de fleksible mekanismene og at antall klimagasser som inngikk i regnskapet ble øket til seks. De som trodde at dette for alvor var begynnelsen på en mer aktiv amerikansk klimapolitikk, tok imidlertid grundig feil. Dette skyldes tendensen til å se på USA som en enhetlig aktør. Om vi for enkelthets skyld bare tar for oss Senatet og den amerikanske administrasjonen, så har disse nøkkelaktørene aldri hatt sammenfallende oppfatning av dette spørsmålet. Frem mot Rio-møtet var det administrasjonen som var 'sinke', mens Kongressen ønsket en mer aktivistisk politikk, mens dette var omvendt under Clinton-regjeringen. Det var den amerikanske administrasjonen, med visepresident Gore i spissen som støttet Kyoto-avtalen. Det gjorde ikke Senatet, de mest toneangivende næringsinteresser, eller for den saks skyld, neppe det amerikanske folk. Administrasjonen gikk med andre ord lenger i å inngå et kompromiss enn den hadde dekning for. I perioden etter Kyoto har derfor de amerikanske forhandlere hatt vel så vanskelige forhandlinger på hjemmebane enn de har hatt internasjonalt. I så henseende innebærer det nye regime i USA en endring i og med at så vel administrasjonen som Senatet nå er presumptivt negative til en aktiv klimapolitikk. Det kan føre til mer harmoni på hjemmebane, men det vil ikke gjøre det lettere å komme frem til en avtale internasjonalt. Uttalelser fra President Bush jr. nylig (mars 2001) understreker med all tydelighet dette.

EU har i hele perioden vært en pådriver for en mer 'progressiv' klimapolitikk, først gjennom ønske om en stabiliseringsmålsetning i Klimakonvensjonen og mer nylig gjennom vedtak om 15 % reduksjon av utslipp av klimagasser for EU som helhet. I henhold til Kyotoprotokollen skal imidlertid EU 'bare' redusere sine utslipp med 8 %. Det er ingen tvil om at EU var den viktigste grunnen til at man fikk inn en relativt ambisiøse målsetning i Kyotoprotokollen, og pådriverrollen er dermed vel fortjent. Det er imidlertid en del forhold som fører til at EUs klimapolitikk blir noe mindre imponerende. For det første er hovedgrunnen til EUs ambisiøse politikk de sterke utslippsreduksjonene i Storbritannia og spesielt i Tyskland. Som nevnt har dette ingenting med klimapolitikk å gjøre. For det andre har de langt fleste EU-land en til dels kraftig økning i sine utslipp, og i de aller fleste tilfeller forventes disse også å stige fremover. Dette gjelder også i høyeste grad land som fremstår som pådrivere internt i EU, for eksempel Nederland og Danmark. For det tredje har de felles klimatiltak som EU har iverksatt ikke hatt stor betydning på klimautslippene, og etter ti år har man for eksempel ikke klart å bli enige om en felles CO<sub>2</sub>-skatt. (Wettestad, 2000) Med de tiltak som til nå er satt i verk innenfor EU og i EU-land,

er det høyst usikkert om man makter å redusere sine utslipp med 8 % innen tidsfristen og helt sikkert er det at man ikke vil komme i nærheten av sin egen målsetning om reduksjon med 15 %. De urealistisk høye ambisjonene har nok sammenheng med at EU i stor grad har satt klimapolitikken inn i en bredere politisk ramme. Fordi de to andre økonomiske stormaktene, USA og Japan, har hatt en lite 'progressiv' politikk, er det ingen tvil om at EU har satset sterkt på å fremstå som en samlet og toneangivende aktør på dette området. Det er nok derfor ikke bare omsorg for klimaet som er med på å forklare EUs klimapolitikk.

Selv om det er dekning for å hevde at EU har vært en fremtredende pådriver, er det ikke gitt at EU har fremstått som en leder, som mange observatører hevder. Til en viss grad fremstår nok EU som en retningsgivende leder med sin relativt ambisiøse politikk, men dette inntrykket svekkes av at det ikke har vært forbundet med store kostnader å innta denne rollen. Selv om USA gjennomgående har vært en 'sinke', kan det argumenteres for at betydelig instrumentelt lederskap har vært utvist. Det er for eksempel ingen tvil om at det var amerikanske forhandlere som i størst grad var arkitektene bak Kyotoprotokollen generelt og de fleksible mekanismer spesielt. Mens noen vil kalle dette lederskap, vil imidlertid andre kalle det en smart måte å kjøpe seg ut av hjemlige forpliktelser på. Det bringer oss tilbake til ulikheten i tilnærming til klimaproblemet, den nasjonale versus den internasjonale tilnærming. En sentralt plassert forhandler i den amerikanske delegasjonen uttalte etter Haag-møtet at forskjellen var enda større mellom USA og EU enn han hadde trodd. (Bodansky, 2000) Mens EU så dette som et problem som primært måtte løses på den hjemlige arena og som var knyttet til fossile brensler, så man det i USA som et globalt atmosfærisk problem som måtte finne sin løsning gjennom internasjonale fellestiltak. Det blir ikke lett å bygge bro over motsetningene mellom EU og USA, men om politiske kjepphester settes litt til side og viljen til felles problemløsning økes, kan man kanskje etter hvert komme til enighet. Problemet er imidlertid at u-landene i liten grad deltok i den siste tautrekningsprosessen i Haag. Det er helt nødvendig også å få dem om bord, og det kan bli betydelig vanskeligere enn å komme til enighet i OECD-gruppen. Det har tidvis vært sterke nord-sør konflikter under forhandlingene, og hovedutfordringen i et lengre tidsperspektiv blir å komme til enighet her.

Kort sagt, det er ikke mange OECD-land som har gjort alvorlige bestrebelser på å redusere sine utslipp av klimagasser som en følge av klimaregimet. Sterke økonomiske interesser har her spilt en sentral rolle. Derfor har det heller ikke vært mye fremgang ved forhandlingsbordet. U-landene har ingen forpliktelser og er mer opptatt av økonomisk vekst og å sikre befolkningen grunnleggende behov enn å redusere sine utslipp. Hva så med et lite land som Norge, med ambisjoner om å være miljøpolitisk foregangsland?

## 4 Norsk klimapolitikk: innflytelse og påvirkning

I hvilken grad har Norge evnet å påvirke utviklingen av klimaregimet, og hvordan har norsk politikk og interesser blitt påvirket av den internasjonale utvikling?

I prosessens tidlige fase var Norge blant de små 'grønne' aktivistland som er beskrevet foran. Faktisk var vel Norge 'grønnest' av alle når prosessen ble initiert.

Dette hadde ikke minst sammenheng med at Norge på den tiden hadde verdens ukronede miljøvernminister, Gro Harlem Brundtland. Hun hadde nylig ledet og avsluttet arbeidet med FN-Kommisjonen som resulterte i boken 'Vår Felles Fremtid', trolig det viktigste miljøpolitiske dokument på 1980-tallet. Hun var også den eneste statsminister foruten statsministeren fra vertsnasjonen Canada, som deltok på Toronto-konferansen. Selv om alle deltok som privatpersoner, kunne dette lett tolkes som at Norge var for en 20 % reduksjon innen 2005. På den store internasjonale miljøkonferansen i Haag året etter støttet Norge et nytt radikalt tiltak for å bedre effektiviteten i internasjonalt miljørarbeid, innføring av flertallsavstemninger. Dette ville innebære innføring av overnasjonalitet, noe som ifølge Gro Harlem Brundtland var ganske revolusjonært, men også nødvendig. (Bodansky, 1993) Som kjent har det senere ikke skjedd noe med den saken. Norge tok også sammen med FN's Økonomiske Kommisjon for Europa (ECE) initiativet til den såkalte Bergens-konferansen i 1990, en regional forløper til Rio-møtet. Her, som på de fleste andre internasjonale miljøkonferanser som ble arrangert på denne tiden, sto Norge i første rekke i kritikken mot USA. Norges pådriverrolle ble også understreket ved at Norge som det første land i verden i 1989 vedtok en stabiliseringsmålsetning for CO<sub>2</sub>-utslipp innen 2000. Mange partier i Stortinget syntes imidlertid dette var en alt for beskjedent, og enkelte av dem ønsket en 50 % reduksjon! Med denne målsetningen støttet Norge den tilnærmingen at reduksjoner skulle oppnås gjennom *nasjonale* tiltak. Dette ble ytterligere befestet ved at Norge var blant de første i verden som innførte CO<sub>2</sub>-skatt i 1991.

I denne fasen var dermed Norge en svært toneangivende og ganske innflytelsesrik aktør internasjonalt, dels som agendasetter og dels ved å gå foran med den nasjonale tilnærming til problemet. Det er imidlertid lettere for små aktører å ha innflytelse i en mer uforpliktende innledende fase, sammenlignet med når den formelle forhandlingsprosess starter. Da er det gjerne stormaktene og de politiske hovedgrupperingene som overtar styringen. Det skjedde imidlertid en interessant snuoperasjon med den norske klimapolitikken i 1991. Fra sentralt industrihold ble det hevdet at Norge kunne bidra langt mer til å redusere klimaproblemet gjennom å øke sin gass eksport. Dette ville kunne erstatte den omfattende bruk av kull, spesielt i Øst-Europa. Indirekte var dette også en kritikk mot målsetningen om nasjonal stabilisering av utslipp. Dermed var 'gassargumentet' skapt i den norske klimadebatten, og det står fremdeles helt sentralt. Bakgrunnen for å fremme dette argumentet var ikke bare dets iboende logikk, men også den økende forståelse av at uansett hvilket klimaregime som ville bli etablert, så ville det bli kostbart for Norge. Det var derfor nødvendig å finne billigere måter å redusere utslipp på, og da måtte man gå utenfor Norges grenser for å redusere de totale utslipp. Sentrale norske forskningsinstitutter støttet dette og bidro dermed til å skape mer legitimitet om gassargumentet og endringen av norsk offisiell klimapolitikk i en mer internasjonal retning. Norge ble derfor fra høsten 1991 en forkjemper for felles gjennomføring av forpliktelser. Det er også blitt hevdet at Norge har mye av æren for at dette kom inn i Klima-konvensjonen. (Mintzer, 1994) Ellers sto kostnadseffektivitet og behovet for ulike forpliktelser mellom landene sentralt i den reviderte norske klimapolitikken. Disse prinsippene ble knesatt i Klimakonvensjonen. Norge spilte nok en viss rolle i

denne sammenheng, men det er grunn til å tro at andre og større aktører enn Norge var mer avgjørende.

I perioden etter dette har norsk klimapolitikk vært ganske stabil, men den har gradvis gått i mer internasjonal retning og har i stor grad vært preget av pragmatiske og økonomiske hensyn. Mens miljøbevegelsen hadde vært ganske innflytelsesrik i den tidlige fasen, ble industriens premisser etter hvert mer toneangivende. Miljøbevegelsen og Miljøverndepartementet har hele tiden kjempet for en mer nasjonal tilnærming, men det er industriens og andre politisk sett tyngre departementers ønske om en mer internasjonal og fleksibel tilnærming, som har vunnet frem. Norge har derfor gitt sin fulle tilslutning til de fleksible mekanismene og ønsker i motsetning til EU heller ingen begrensning på kvotehandel. I 1995 ble stabiliseringsmålsetningen offisielt oppgitt, etter at det lenge hadde vært klart at Norge ikke hadde noen mulighet for å klare denne målsetningen. Norge bør derfor være glad for at den tidligere erkefienden, USA, sørget for at man ikke fikk bindende forpliktelser i Klima-konvensjonen.

Paradoksalt nok har utviklingen i den norske klimapolitikken ført til at Norge er blitt blant USAs nære allierte på saksområdet, etter Kyoto innenfor den såkalte Paraplygruppen. Gruppen består av land som av ulike grunner er sterke tilhengere av de fleksible mekanismene generelt og kvotehandel spesielt. Denne tilnærmingen fikk gjennomslag i Kyotoprotokollen, men det skyldes primært USA. De siste fire-fem år har derfor Norge i mindre grad spilt en selvstendig rolle fordi USA i stor grad har hatt de samme interesser som Norge. Et viktig unntak har vært kravet om differensierte utslipp, som Norge og noen andre likesinnede, fikk gjennomslag for i Kyoto. Kritikerne har betegnet endringen i norsk klimapolitikk 'tidenes miljøpolitiske snuoperasjon', og ikke minst den nære alliansen med USA har møtt mye kritikk. Dette er nok noe av bakgrunnen for at Norge på det siste Partsmøtet i Haag bestrebet seg på å spille en meglerrolle mellom EU og USA. Norge understreket også sin ambisjon om å være en toneangivende aktør ved å invitere til uformelle forhandlinger i Oslo etter sammenbruddet i Haag, men dette ble ikke noe av. Alt i alt har Norge spilt en meget aktiv og synlig rolle i forhandlingene, bl.a. ved å inneha sentrale formelle roller under forhandlingene. Norge har ganske sikkert hatt nytte av sammenfall i interesser med USA på sentrale punkter, men den selvstendige innflytelse har nok vært mye mindre enn i den innledende fase. Det gjenstår å se hva som kommer ut av bestrebelsene på å opptre som meglere.

Hva så med betydningen av klimaregimet for norsk klimapolitikk? Juridisk sett er betydningen begrenset når det gjelder utslipp. Klimakonvensjonen har som kjent ingen formelle begrensninger her, og Kyotoprotokollen er ikke ratifisert, og den har heller ikke trådt i kraft. Den politiske målsetningen om stabilisering i Klimakonvensjonen har tilsynelatende hatt begrenset betydning på norsk klimapolitikk når man ser på utviklingen av utslippene, og ikke minst prognosen fremover. De norske CO<sub>2</sub>-utslippene økte med 18 % fra 1990 til og med 1997, og det tilsvarende tall for alle klimagasser var 8 %. Prognosen fremover indikerer 38 % økning for CO<sub>2</sub> og 24% for alle klimagasser innen 2010, og da har man ikke inkludert de to planlagte gasskraftverkene. Dette fjerner Norge svært langt fra forpliktelsen i Kyotoprotokollen om ikke mer enn 1 % økning i utslippene av klimagasser i perioden 2008-12, sett i forhold til 1990. Dette betyr likevel ikke at

klimaregimet har vært uten effekt. Det er lite trolig at CO<sub>2</sub>-avgiften hadde blitt innført uten klimaregimet. Selv om unntakene er mange, er det antatt at denne har hatt en viss positiv effekt. Teknologisk innovasjon bl.a. i petroleumssektoren og en viss satsning på alternative energikilder har nok også en viss sammenheng med klimaregimet. (Christensen, 2000 a og b) I media kan man ofte få et inntrykk av at mange politikere tror at Kyoto-forpliktelsene er gyldig folkerett. Dette ser man ikke minst i sammenheng med den opphetede debatten om gasskraftverk. I denne sammenheng ser man da også at klimaregimet har hatt en effekt, selv om den nåværende regjering ikke synes å legge avgjørende vekt på den i dette spørsmålet.

I det store og det hele er nok Norges klimapolitikk ganske illustrerende for de fleste OECD-lands klimapolitikk. Noen tiltak er innført, men langt fra nok for å stoppe økningen i utslipp. Slik det nå ser ut har derfor Norge liten eller ingen mulighet til å etterleve forpliktelsen i Kyoto. Muligheten øker om man får et kvotehandelsregime på plass, men det er tvilsomt at det kommer tidnok. Generelt sett har ikke Norge innført færre tiltak enn de fleste andre OECD-land, snarere tvert imot, men det monner lite for verdens nest største oljeeksportør. Det gir derfor ikke mening å kalle Norge en 'sinke' eller 'værsting', men like klart er det at ambisjonen å være pådriver er et fjernt minne fra den entusiastiske miljøbølgen sent på 1980-tallet.

## 5 Konklusjon

Etter mer håndfaste kriterier som problemløsning og målgruppers adferdsendring, har man ikke oppnådd mye som resultat av et klimaregime som feirer tiårs jubileum til neste år, og man er heller ikke enige om fortolkningen av de regler som gjelder. På denne bakgrunn er det ikke overraskende at observatører konkluderer med at det er mest politisk 'tomprat' som foregår under forhandlingene. Det bør likevel understrekes at en betydelig kunnskapsbase er bygget opp, og det er i dag få som bestrider at klimaendring er et stort og reelt problem. På den positive siden bør det også nevnes at en betydelig grad av læring har funnet sted, og at nasjonale og internasjonale institusjoner til å håndtere problemet er i ferd med å bygges opp. Mange vil også hevde at de såkalte Kyoto-mekanismene er en meget kreativ måte å nærme seg et komplisert problem på.

Hvorfor har ikke det internasjonale samfunn kommet lenger i sine bestrebelser på å løse dette problemet? Hovedgrunnen er enkel, klimaproblemet er så mye vanskeligere å løse enn andre miljøproblemer. Gitt kompleksiteten og kostnadene involvert, og det faktum at det i større grad er økonomiske interesser snarere enn hensynet til miljøet som bestremmer fremdriften i internasjonale forhandlinger, så er ikke dette egnet til å overraske. Det er dette perspektivet som mangler hos de fremste kritikerne av klimaforhandlerne. Hvis vi ser på helt sentrale aktører som USA og EU, er det også flere nyanser enn det som gjerne preger mediabildet. På mange måter kan det være grunnlag for å kalle USA en såkalt 'sinke', men USA er ingen enhetlig aktør. De amerikanske forhandlere har gjennomgående vært både dyktige og kreative, men Senatet har vært meget negativ til hele prosessen. Det er også riktig at EU har vært langt mer av en pådriver, men de økonomiske kostnadene forbundet med denne rolle har ikke vært store. Under slike omstendigheter er det

ganske enkelt å hente inn betydelige politiske gevinster. Norsk klimapolitikk er godt egnet til å illustrere mangelen på progresjon i prosessen. Etter en kort og 'grønn' periode, kom hverdagen i norsk klimapolitikk, karakterisert ved pragmatisme og økonomiske hensyn. Det betyr ikke at man ikke har innført tiltak for å få ned utslippene, men det er utilstrekkelig for å snu trenden. Når man har kommet så kort blant de land som har best forutsetninger for å redusere utslippene og man vet at det på sikt er utviklingslandene som representerer det største problemet, er det en ganske sikker spådom at klimaproblemet vil beskjeftige diplomater og forskere i flere tiår fremover. Hvordan det derimot går med klimaet, er mer usikkert.

## Referanser

Aftenposten, 1.12.2000, Politisk tomprat om klimakamp.

Formatted: English

Andresen, Steinar, 1998, The Development of the Climate Regime: Positions, Evaluation and Lessons, FNI Report, 3/98, the Fridtjof Nansen Institute, Lysaker, Norway.

Andresen, Steinar, 2000, Om helter og skurker i klimadebatten, *Dagbladet*, 30.11.2000

Agrawala, Shardul and S Andresen, 1999, 'Indispensability and Indefensibility? The United States in the climate treaty negotiations, *Global Governance*, 5(4), ss. 457-482.

Andresen, Steinar and S Agrawala, 2001, Leaders, Pushers and Laggards in the making of the climate regime, submitted to *Global Environmental Change*, February, 2001.

Andresen, Steinar and Siri Hals-Butenschøn, 2001, Norwegian Climate Policy: From Leader to Laggard?, accepted for publication, *International Environmental Agreements*, Vol 1, Nr. 3, 2001.

Bodansky, Dan, 1993, The United Nations Framework Convention on Climate Change: A Commentary, *The Yale Journal of International Law*, Summer 1993, Vol 18, Number 2, ss. 451-558.

Bodansky, Dan, 2000, intervju med Bodansky i State Department, Washington DC, 15 desember 2000.

Christensen, Atle, 2000a, On the Effectiveness of Environmental Taxes: The Impacts of CO<sub>2</sub> taxes on Environmental Innovation in the Petroleum Sector, FNI Report 10/2000, The Fridtjof Nansen Institute.

Christensen, Atle, 2000b, New Renewable Energy Development and the Climate Change issue: A Case Study of Norwegian Politics, FNI Report 8/2000, The Fridtjof Nansen Institute.

Claussen, Eileen, 2000, Getting Kyoto Right, *Earth Technology Forum*, Washington DC, October 30, 2000, PEW Center on Global Climate Change.

Climate News, 16 December, 1997.

Mahlman, J, 1997a, Uncertainties in Projections of Human Caused Global Warming, *Science*, Vol 278, ss.1416-1417.

Mahlman, J, 1997b, Global warming in the public eye, Forelesning Princeton University, USA, 3 desember 1997.

Mintzer, I., 1994, Institutional Options and Operational Challenges in the Management of a Joint Implementation Regime, in Ramakrishna, K, (ed.), *Criteria for Joint Implementation Under the Framework Convention on Climate Change*, Woods Hole Research Center, ss. 45-51.

Skjærseth, Jon, and Tora Skodvin, Climate Change and the Oil Industry: Common Problem, Different Strategies, Submitted to *Global Environmental Change*, høsten 2000.

World Energy Outlook 2000, *International Energy Agency*, 2000.

Wettestad, Jørgen, 2000, The complicated development of EU climate policy, in Joyeta Gupta and M Grubb, (eds.), *Climate Change and European Leadership*, Kluwer Academic Publishers, ss. 25-47.

---

## Biografi

Formatted: English

- **Steinar Andresen** er statsviter, internasjonal politikk, fra Universitetet i Oslo. Han har vært tilknyttet Fridtjof Nansens Institutt siden 1979, siden 1987 som seniorforsker. Andresen var forskningsleder ved FNI fra 1992-1997. Han har hatt forskningsopphold ved University of Washington (1987-1988), International Institute for Applied Systems Analysis (IIASA) 1994-1996 og Princeton University (1997-98). Hovedtyngden av hans forskning ligger innenfor internasjonal miljø- og ressursforvaltning, hvor han har en omfattende internasjonal publisering av artikler og bøker.









---

# Gratis utslippskvoter i miljøpolitikken

Ottar Mæstad  
Stiftelsen for samfunns- og næringslivsforskning

---

*Tildeling av gratis utslippskvoter til utvalgte bedrifter eller næringer er for tiden et hett tema i klimapolitikken. Denne artikkelen handler om hvorvidt gratiskvoter **kan** brukes, og hvordan gratiskvoter eventuelt **bør** benyttes, for å oppnå en mer kostnadseffektiv miljøpolitikk. Vi spør på hvilket grunnlag det kan være aktuelt å tildele gratis utslippskvoter, vi drøfter hvilke kriterier som eventuelt bør ligge til grunn for tildeling av gratiskvoter, og vi vurderer hvorvidt det finnes alternativer til gratiskvoter som vil gi en mer kostnadseffektiv miljøpolitikk. Vi konkluderer med at når det er snakk om å unngå nedleggelse eller innskrenking, er gratiskvoter et kostnadseffektivt virkemiddel, forutsatt at tildelingskriteriene er tilstrekkelig målrettet. Derimot, når det gjelder å redusere utflytting av bedrifter eller produksjon til andre land, er gratiskvoter i beste fall et nest beste virkemiddel. Men fordi mer effektive virkemidler kan være vanskelig å implementere, kan gratiskvoter spille en rolle også i slike tilfeller.*

---

## 1 Bakgrunn

Tildeling av gratis utslippskvoter til utvalgte bedrifter eller næringer er for tiden et hett tema i klimapolitikken. Bakgrunnen er at en rekke land vurderer å benytte omsettelige utslippskvoter som virkemiddel for å innfri sine forpliktelser under Kyotoprotokollen. Norske myndigheter ønsker for eksempel å skifte ut dagens avgiftsbaserte klimapolitikk med et kvotebasert regime, blant annet fordi et kvotesystem lettere lar seg forene med Kyotoprotokollens intensjoner om å legge til rette for ulike former for internasjonalt kjøp og salg av utslippskvoter. Siden tillatelser til å slippe ut klimagasser har potensiale til å få en betydelig markedsverdi, er det ingen stor overraskelse at mange er opptatt av hvem som skal ha eiendomsretten til kvotene – eller kvoterenten om man vil.

Gratis utslippskvoter i miljøpolitikken er ikke noen ny oppfinnelse. Tvert imot, både i Norge og andre land hvor det har vært tradisjon for å definere maksimalverdier for utslipp av miljøskadelige stoffer, har det ikke vært vanlig å kreve betaling for bedriftenes utslipp innenfor de fastsatte grenseverdiene. Det er særlig to forhold som har gjort at spørsmålet om gratiskvoter har fått større

oppmerksomhet i det siste. Begge har å gjøre med at man i økende grad er blitt oppmerksom på at beslutningen om hvem som skal eie kvotene ikke bare er et spørsmål om fordeling, men også påvirker effektiviteten i økonomien. For det første har ideen om en "grønn skattereform" ført til økt oppmerksomhet omkring kostnadene ved å la utslippskvoter være gratis. Tanken er at myndigheten ved i stedet å auksjonere bort utslippsrettigheter kan bruke miljøpolitikken til skaffe seg inntekter, som igjen kan brukes til å redusere skatter som påfører økonomien et effektivitetstap. For det andre, og delvis som et resultat av at det er blitt mer aktuelt å la bedriftene betale for utslippskvotene, har man sett at miljøpolitikken kan føre til at bedrifter legger ned produksjonen eller flytter produksjonen til andre land med mindre strenge miljøkrav. Som vi skal komme tilbake til nedenfor, kan dette også påføre samfunnet kostnader. Gratis utslippskvoter er blitt sett på som et virkemiddel som kan utnyttes positivt for å redusere disse kostnadene.

Dette kapitlet handler om hvorvidt gratiskvoter *kan* brukes, og hvordan gratiskvoter eventuelt *bør* benyttes, for å oppnå en mer kostnadseffektiv miljøpolitikk. De rene fordelingsaspektene skal vi altså la ligge. Vi spør på hvilket grunnlag det kan være aktuelt å tildele gratis utslippskvoter, vi drøfter hvilke kriterier som eventuelt bør ligge til grunn for tildeling av gratiskvoter, og vi vurderer hvorvidt det finnes alternativer til gratiskvoter som vil gi en mer kostnadseffektiv miljøpolitikk. Selv om diskusjonen på mange måter er motivert utfra de konkrete utfordringene i klimapolitikken, vil vi her ha et noe bredere perspektiv, fordi spørsmålet om gratiskvoter også er relevant for andre miljøproblemer.

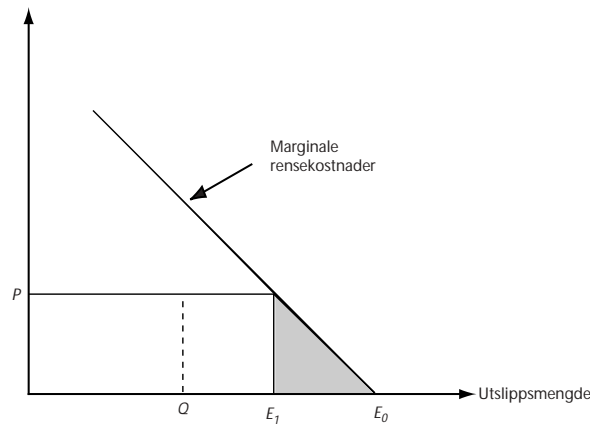
## 2 Gratis utslippskvoter

Vi tenker oss at vi står overfor et miljøproblem som skal løses ved å utstede en begrenset mengde omsettelige utslippskvoter. Når man på denne måten setter et tak på de samlede utslippene i en region eller et land, vil utslippsrettigheter bli et knapphetsgode som bedriftene er villig til å betale noe for. Dermed er det også grunnlag for å danne et marked for omsetning av utslippskvoter mellom bedrifter. Kvotepreisen er den prisen som dannes i dette markedet.

Figur 1 viser hvordan en enkelt bedrift vil tilpasse seg en slik miljøpolitikk. Før utslippsbegrensninger innføres er bedriftens utslipp gitt ved  $E_0$ , hvor de marginale rensekostnadene er lik null. Når det etableres et marked for omsettelige utslippskvoter, vil det lønne seg for bedriften å redusere utslippene til  $E_1$ , hvor de marginale rensekostnadene er lik kvotepreisen  $P$ . Det skraverte arealet angir bedriftens kostnader ved å redusere utslippene fra  $E_0$  til  $E_1$ . Disse rensekostnadene vil påløpe uavhengig av om det deles ut gratis utslippskvoter.

Dersom det ikke deles ut gratiskvoter, må bedriften kjøpe kvoter som svarer til utslippsmengden  $E_1$  til den gjeldende kvotepreisen. Kostnaden ved dette er gitt ved arealet  $PE_1$  og kommer i tillegg til rensekostnadene. Dersom myndigheten deler ut gratis utslippskvoter, vil kostnadene ved kvotekjøp reduseres. Om bedriften får  $Q$  gratiskvoter, trenger den bare å kjøpe  $E_1 - Q$  kvoter i markedet. Bedriftens kostnader vil da reduseres med arealet  $PQ$ .

Figur 1. Bedriftenes tilpasning til omsettelige utslippskvoter



Gratiskvoter som tildeles uten betingelser virker som en rund sum overføring til bedriftene og er altså ikke noe annet enn en ren inntektsoverføring. Ved en slik tildelingsform vil gratiskvoter øke bedriftens egenkapital uten å påvirke noen av bedriftens disposisjoner. Utslippsnivået påvirkes ikke, fordi adgangen til salg av kvoter gjør at bedriften har de samme incentivene til å redusere utslippene som den hadde uten gratiskvoter. Ikke engang sannsynligheten for nedleggelse reduseres, fordi også bedrifter som er *de facto* nedlagt vil kunne innkassere kvoterenten så lenge de eksisterer som en juridisk enhet.

To viktige innsikter følger av dette: For det første kan gratiskvoter benyttes til å påvirke bedriftenes kostnader ved miljøpolitiske reguleringer uten å svekke incentivene til å sette i verk utslippsreducerende tiltak. Dette er en viktig forskjell mellom gratiskvoter og for eksempel avgiftslette, som også blir benyttet for å redusere bedrifters kostnader ved miljøpolitiske reguleringer. Redusert miljøavgift vil riktignok øke bedriftens profitt, men vil samtidig redusere incitamentene til å redusere utslippene. For det andre vil ikke gratiskvoter tjene noen hensikt, utover det som har med ren inntektsfordeling å gjøre, uten at det knyttes betingelser til kvotene. Skal gratiskvotene hindre nedleggelse, må man selvsagt sørge for at bedrifter som er *de facto* nedlagt ikke får slike kvoter, og ønsker man å hindre utflytting av bedrifter må man sørge for at de som flytter ikke får. Et sentralt spørsmål er hvordan slike kriterier skal utformes for å sikre best mulig måloppnåelse.

Det er ikke vanskelig å tenke seg tildelingskriterier som gjør at gratiskvoter bidrar til å redusere sannsynligheten for at miljøpolitikken fører til nedleggelse og utflytting av bedrifter. At slike kriterier finnes er imidlertid ikke tilstrekkelig til å anbefale bruk av gratiskvoter i miljøpolitikken. Før vi kan innta et slikt standpunkt, må vi også kunne svare bekreftende på følgende tre spørsmål, som nedenfor vil bli drøftet i tur og orden:

- Er det et mål i miljøpolitikken å unngå nedleggelse og/eller utflytting av bedrifter?
- Er gratiskvoter en effektiv måte å hindre nedlegging og utflytting av bedrifter, eller finnes det andre, mer kostnadseffektive virkemidler?
- Er eventuelle gevinster ved bruk av gratiskvoter store nok til å oppveie kostnadene som gratiskvoter påfører samfunnet i form av redusert proveny til det offentlige?

### 3 Er det et mål å hindre nedleggelse og utflytting av bedrifter?

Det skulle være ganske klart at det å forhindre at bedrifter legges ned, ikke i seg selv kan være et viktig hensyn i miljøpolitikken. Siden politikken hensikt er å redusere miljøskadene, kan nedleggelse av bedrifter som forårsaker stor miljøskade være nettopp det som skal til for å få bukt med problemet. Hensynet til effektiv ressursbruk tilsier at bedrifter som ikke lenger er lønnsomme når de må betale miljøkostnadene som deres virksomhet påfører samfunnet, bør legges ned. For å gi de rette incentivene med hensyn til nedleggelse, må man altså sørge for at *det bedriften betaler for retten til utslipp, svarer til de miljøkostnadene utslippene påfører samfunnet*. Dette gjelder så lenge selve nedleggelsen ikke har andre typer eksterne virkninger på samfunnet. Hvis det finnes slike eksterne virkninger, må også verdien av disse reflekteres i bedriftens overskudd for at nedleggingsbeslutningene skal tilfredsstille kravet om samfunnsøkonomisk effektivitet. Vi skal nå peke på fire tilfeller hvor det ikke er åpenbart at det å selge utslippskvoter til lik pris for alle gir de rette incentivene til nedlegging av bedrifter.

#### 3.1 Stigende marginale miljøkostnader

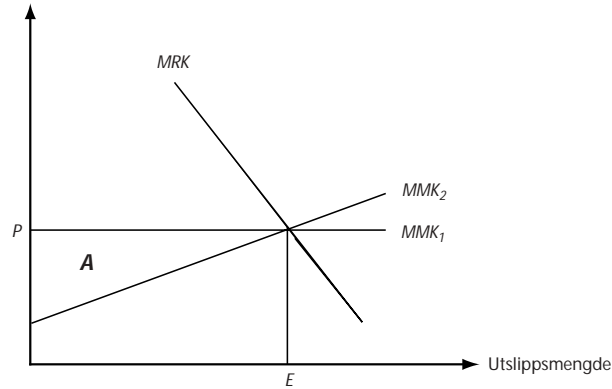
Figur 2 viser at dersom de marginale kostnadene ved miljøskade øker med bedriftens utslipp, vil det som bedriften betaler for utslippskvoter kunne overstige de totale miljøkostnadene som bedriften forårsaker. Vi tenker oss at det er etablert et marked for omsettelige utslippskvoter og at kvoteprisen er  $P$ . Bedriften som vi studerer tar kvoteprisen for gitt og velger derfor utslippsnivået  $E$ , hvor de marginale rensekostnadene ( $MRK$ ) er lik kvoteprisen. Bedriften betaler da arealet  $PE$  for utslipprettighetene. Spørsmålet er om denne kostnaden samsvarer med den miljøkostnaden bedriften påfører samfunnet. Figuren illustrerer både tilfellet med konstante og stigende marginal miljøkostnader. Dersom de marginale miljøkostnadene er konstante ( $MRK_1$ ), vil det bedriften betaler for å forurense svare nøyaktig til de samfunnsøkonomiske miljøkostnadene.<sup>1</sup> Å la bedriften betale markedspris for alle utslippskvotene gir derfor korrekte nedleggingsincentiver i dette tilfellet.

---

<sup>1</sup> Samfunnsøkonomisk effektivitet tilsier at nivået på samlede utslipp må settes slik at kvoteprisen blir lik de marginale miljøkostnadene, for da vil kvoteprisen reflektere den reelle knappheten på miljøgodet.

Men dersom de marginal miljøkostnadene er stigende, som vist ved  $MMK_2$ , vil de samlede miljøkostnadene som bedriften påfører samfunnet (arealet under  $MMK_2$ ) være lavere enn det bedriften betaler for utslippskvotene. Altså vil kvoteprisen  $P$  gi bedriften *for sterke* incentiver til å legge ned virksomheten. For å rette opp dette misforholdet må bedriften gis en kompensasjon med en verdi lik arealet  $A$  så lenge den er operativ.<sup>2</sup>

Figur 2. Bedriftens utgifter og samfunnets kostnader ved utslipp



Argumentasjonen her bygger på at de marginale miljøkostnadene er stigende på bedriftsnivå. Dette er mest aktuelt i forbindelse med miljøproblemer hvor den enkelte bedrifts utslipp betyr mye for den samlede miljøskaden. Når det gjelder klimaspørsmålet, er tilfellet med økende marginale miljøkostnader på bedriftsnivå ikke en aktuell problemstilling, fordi den enkelte aktør er så bitte liten i forhold til de samlede utslippene. Dette argumentet kan derfor ikke rettferdiggjøre bruk av gratiskvoter i klimapolitikken.

### 3.2 Klyngeeffekter

Et annet tilfelle hvor bedriftenes nedleggingsbeslutninger bør vies spesiell oppmerksomhet er når det eksisterer såkalte "klyngeeffekter". Dette er en samlebetegnelse på ulike mekanismer som gjør at bedrifter som er lokalisert nær hverandre påvirker hverandres profitt på en gjensidig positiv måte gjennom eksterne virkninger. Det kan dreie seg om rene eksterne virkninger som enklere tilgang på informasjon og FoU-resultater, eller det kan være pekuniære eksterne virkninger som når nærværet av flere bedrifter fører til lavere kostnader for den enkelte bedrift. Slike kostnadseffekter oppstår for eksempel ved at flere bedrifter fører til lavere priser på innsatsvarer, eller ved at flere bedrifter medfører økte inntekter og dermed

<sup>2</sup> Spørsmålet om "entry-exit" betingelser i miljøpolitikken ble reist første gang av Rose-Ackerman (1973). Problemstillingen blir fortsatt diskutert i litteraturen og synes ennå ikke å være fullstendig avklart. Se for eksempel Cropper og Oates (1992) og Kohn (1994, 1997).

høyere etterspørsel etter ferdigvarer, noe som gjør at produsenten kan utnytte stordriftsfordelene bedre.

Når det eksisterer klyngemekanismer, vil nedlegging av bedrifter ha negative eksterne virkninger ved at verdiskapningen i de gjenværende bedriftene reduseres. Det følger imidlertid ikke av dette at bedrifter i en klynge bør tilgodeses med spesielt gunstige ordninger i miljøpolitikken. På grunn av de eksterne virkningene ved etablering/nedleggelse vil en klynge under normale omstendigheter ikke oppnå sin optimale størrelse uten at det gis en eller annen form for støtte. Men det vil være lite rasjonelt å koble slik støtte til miljøpolitikken, blant annet fordi behovet for støtte vil være uavhengig av om bedriftene er forurensende eller ei. Gitt at det finnes andre typer virkemidler som ivaretar hensynet til optimal klynge størrelse, er det altså ingen grunn til å tillegge de eksterne virkningene ved nedleggelse av bedrifter noen vekt i utformingen av miljøpolitikken.

Grunnen til at bedriftsnedleggelse likevel må vies oppmerksomhet i miljøpolitikken når det finnes klynger er at man ikke fritt kan velge størrelsen på en klynge. Dersom miljøpolitikken fører til at noen få bedrifter i en klynge legges ned, kan det skapes en dominoeffekt som gjør at hele klyngen forsvinner. De lokale miljøproblemene som klyngen skapte, vil da bli borte, men det vil også klyngegevinstene. Velferden kan derfor ha blitt redusert; kanskje var velferden høyere før klyngen forsvant, selv om man da måtte leve med et miljøproblem. Videre forskning er imidlertid nødvendig før vi kan si noe mer spesifikt om hvilke implikasjoner klyngeeffekter får for miljøpolitikken generelt og bruken av gratisvoter spesielt.

### 3.3 Omstillingskostnader

Når bedrifter legges ned, vil det påløpe visse omstillingskostnader. Omstillingskostnadene kan bestå dels av kostnader knyttet til skraping og/eller flytting av realkapital, og dels av kostnader knyttet til tap av arbeidsplasser. Det kan dreie seg om kostnader ved å flytte til et nytt sted for å finne arbeid, kostnader ved at bedrifts- eller bransjespesifikk kompetanse ikke lenger utnyttes, og kostnader ved at det tar tid for de som mister arbeid å finne seg en ny jobb. Noen av disse kostnadene er bedriftsinterne slik at de tas hensyn til når bedriften tar nedleggingsbeslutningen. Men de kostnadene som berører de ansatte, er typisk ikke reflektert i bedriftens regnskaper og er derfor å regne som eksterne virkninger. Det gjør at nedleggelse framstår som mer fordelaktig for bedriften enn for samfunnet som helhet. Dette kan rettferdiggjøre at myndighetene setter i verk tiltak for å dempe omstillingene, eller i hvert fall omstillingstakten.

Både når det gjelder klyngeeffekter og omstillingskostnader trenger ikke bedriftene bli helt nedlagt før de nevnte problemene melder seg; også mindre innskrenkninger kan gi samme type virkninger. I disse tilfellene er derfor nedleggelse å oppfatte som en ekstrem form for innskrenking. Dette gjør at disse tilfellene skiller seg fra situasjonen med stigende marginale miljøkostnader (avsnitt 3.1), hvor det var selve nedleggingsbeslutningen som var problemet.



### 3.4 Internasjonale miljøproblemer

Så langt har vi ikke reflektert over hva som skjer med produksjonsfaktorene i bedrifter som er lagt ned. Vi har implisitt antatt at faktorene anvendes i andre sektorer hvor det enten ikke skapes miljøproblemer eller hvor miljøkostnadene allerede er internalisert. Dette kan være rimelige forutsetninger så lenge analysen begrenses til ett enkelt land, fordi myndighetene da kan justere politikken dersom forutsetningene ikke er oppfylt. Saken kan imidlertid stille seg annerledes dersom vi trekker inn flere land og tar inn over oss at produksjonsfaktorene kan være internasjonalt mobile. Da kan vi ikke nødvendigvis se nedlegging av bedrifter som en omstilling bort fra forurensende virksomhet, men må ta hensyn til at det kan dreie seg om flytting av forurensende virksomhet til andre land.

Nå er det ikke nødvendigvis noe problem for hjemlandet at forurensende bedrifter flytter til andre land. Tvert imot, dersom man kan slippe miljøskadene samtidig som man har tilgang til bedriftenes produkter gjennom internasjonal handel, kan dette være en god løsning sett fra hjemlandets side. Mer problematisk blir det ved internasjonale miljøproblemer, fordi hjemlandet da vil bli påført miljøskade også etter at bedriften er flyttet ut. Dersom myndighetene i utlandet ikke fører en politikk som gjør at disse grenseoverskridende miljøkostnadene reflekteres i bedriftenes kostnader, vil incentivene til å flytte til utlandet kunne bli for sterke, sett fra hjemlandets side.

Denne problemstillingen er særlig relevant i klimapolitikken, hvor det bare er Annex I landene som har påtatt seg bindende utslippsreduksjoner. Hvis det etableres en ordning med omsettelige utslippskvoter i Annex I landene og bedriftene må kjøpe kvotene til markedspris, vil incentivene til å legge ned virksomheten og flytte til ikke-Annex I land bli "for sterke". De samfunnsøkonomiske kostnadene ved klimagassutslipp er nemlig de samme uansett hvor produksjonen er lokalisert. Dersom det bedriftene må betale for sine utslipp varierer mellom land, vil relokalisering av virksomheten derfor fremstå som mer lønnsomt for bedriftene enn for samfunnet som helhet. I tilfeller hvor klimapolitikken fører til flytting av bedrifter til land som ikke fører noen klimapolitikk, kan det derfor være grunn til å sette i verk mottiltak.

Denne måten å begrunne tiltak mot nedleggelse skiller seg fra de ovenstående ved at her er det ikke er nedleggelse eller innskrenkninger i seg selv som er problemet, men heller etableringen av virksomhet i et land som ikke fører en forsvarlig miljøpolitikk. Tiltak mot utflytting vil derfor være en nest beste tilnærming, fordi det fungerer som en erstatning for en strammere miljøpolitikk i utlandet, noe som ville adressere problemet på en mer direkte og derfor en mer kostnadseffektiv måte (se Hoel, 2001).

Det at redusert forurensning hjemme helt eller delvis oppveies av økte utslipp i andre land, kalles ofte "lekkasje". Den formen for lekkasje som vi har diskutert så langt kalles "faktorlekkasje", fordi den skapes gjennom internasjonale faktorbevegelser. Men lekkasje kan også oppstå på andre måter. Dersom hjemlandets miljøpolitikk fører til at dets bedrifter taper markedsandeler i produktmarkedene til utenlandske selskaper, kan det også oppstå lekkasje. I dette tilfellet flyttes produksjon fra hjemlandet til utlandet uten at det foregår internasjonale faktorbevegelser.

Denne formen for lekkasje – som vi kan kalle ”handelslekkasje” – er relatert til diskusjonen om nedlegging av bedrifter, fordi en bedrift som taper i konkurransen med utenlandske bedrifter, må foreta innskrenkinger og i verste fall legge ned virksomheten. Men det er viktig å være klar over at det ikke er selve innskrenkingen eller nedleggelsen av virksomhet i hjemlandet som er problemet her, men at produksjonen (og dermed forurensningen) øker i utlandet. Derfor er det bare når det ikke lar seg gjøre å få innført miljøtiltak direkte mot utenlandske produsenter at man bør vurdere å sette i verk tiltak i hjemlandet for å motvirke handelslekkasje.

## 4 Gratiskvoter som virkemiddel for å hindre nedlegging og utflytting av bedrifter

Vi har identifisert fire situasjoner hvor miljøpolitikken ikke bør utformes uten tanke for hvordan den påvirker tallet på bedrifter. Tabell 1 oppsummerer hva som er kjernen i problemet i hvert av tilfellene.

Tabell 1.

<i>Grunner for at særskilte tiltak kan være påkrevd for å unngå nedlegging, utflytting etc.</i>	<i>Kostnadseffektive tiltak skal motvirke:</i>
Økende marginale miljøkostnader på bedriftsnivå	Nedlegging
Klyngemekanismer	Innskrenking, nedlegging (?)
Omstillingskostnader	Innskrenking
Internasjonale miljøproblemer	Faktorlekkasje (utflytting av produksjonsfaktorer) Handelslekkasje (utflytting av produksjon)

I dette avsnittet skal vi se nærmere på om gratiskvoter kan og bør benyttes i tilfeller hvor det er ønskelig å motvirke nedlegging, innskrenking og/eller utflytting av bedrifter. Vi vil se at gratiskvoter er bedre egnet i noen tilfeller enn i andre. Spørsmålet om tildelingskriterium vil også stå sentralt. Et viktig poeng i den forbindelse vil være at siden det finnes ulike begrunnelser for eventuell bruk av gratiskvoter, vil det optimale tildelingskriteriet være forskjellig, alt etter hvilken målsetting man søker å oppnå.

Det er viktig å huske på at en eventuell målsetting om å unngå nedleggelse kommer i tillegg til, og ikke istedenfor, målsettingen om å redusere forurensningen. Å frita nedleggingstruede bedrifter fra miljøreguleringer – for eksempel gjennom avgiftsfritak eller fritak for kvoteplikt – er derfor ikke kostnadseffektiv politikk. Kostnadseffektivitet oppnås bare når tiltak mot nedleggelse og utflytting kommer i tillegg til de ”tradisjonelle” virkemidlene (se for eksempel Hoel (1996), Mæstad (1998, 2001)). På den måten sikrer man at bedriftene har incentiver til å redusere sine utslipp samtidig som man unngår nedleggelse.

## 4.1 Tiltak mot nedleggelse

Når man vil påvirke selve nedleggingsbeslutningen, tilsier hensynet til kostnadseffektivitet at man skal øke lønnsomheten ved fortsatt drift relativt til nedleggelse, samtidig som bedriften ikke får incentiver til å endre på øvrige disposisjoner. Et kostnadseffektivt virkemiddel vil da være å gi bedriften en "rund sum" overføring, betinget av at bedriften ikke legges ned. Overføringen kan gis ved å tildele gratis utslippkvoter betinget av "ikke-nedleggelse". Mengden gratiskvoter som gis til den enkelte bedrift må videre bestemmes utfra kriterier som er utenfor bedriftens kontroll (for eksempel historiske utslipp), slik at bedriften ikke har incentiver til å gjøre andre typer tilpasninger. Dersom tallet på gratiskvoter er lite i forhold til bedriftens samlede utslipp, spiller det ingen rolle om gratiskvotene er omsettelige eller ikke-omsettelige. Så lenge bedriften må supplere med kvoter kjøpt til markedspris, vil den nemlig ha incentiver til å redusere utslippene også ved ikke-omsettelige gratiskvoter.

## 4.2 Tiltak mot innskrenking

Vi har sett at i flere tilfeller hvor det er snakk om at nedlegging av bedrifter påfører samfunnet kostnader, er det ikke nødvendigvis nedleggelse i seg selv som er problemet. Noen ganger er det innskrenking mer generelt som skaper problemer, som for eksempel når det er snakk om at miljøpolitikken kan skape store omstillingskostnader. Disse kostnadene kan være betydelige selv om det ikke er snakk om fullstendig nedleggelse. Å tildele gratiskvoter betinget på "ikke-nedleggelse" er derfor ikke et målrettet virkemiddel i denne sammenheng.

Kostnadseffektive tiltak mot innskrenking må gi bedriften incentiver til å holde oppe aktiviteten, samtidig som incentivene til å redusere utslippene opprettholdes. Tildelingskriteriene må derfor ta utgangspunkt i aktivitetsnivået. Dersom det er innskrenking i produksjonen som skaper problemer, må det gis produksjonssubsidier for å opprettholde produksjonen. Slike subsidier kan implementeres ved å tildele gratiskvoter betinget av bedriftens produksjonsnivå. Husk at formålet med subsidiene er å *dempe* innskrenkingseffekten som skapes ved at bedriftene gjøres kvotepliktige. Ved riktig dosering av virkemidlene vil det derfor ikke være snakk om å stimulere til økt produksjon.

Kvoteutvalget (NOU 2000:1) anbefaler bruk av ikke-omsettelige gratiskvoter for å begrense innskrenking. Siden slike kvoter ikke gir incentiver til å redusere utslippene per produsert enhet, anbefales videre at antall gratiskvoter settes så lavt at bedriftene må supplere med ekstra kvoter kjøpt i kvotemarkedet. En slik politikk virker fornuftig dersom det er snakk om enten å legge ned eller å opprettholde produksjonen nær dagens nivå. I så fall er det *nedleggelse* som skaper problemer, og kostnadseffektive virkemidler i den sammenheng er drøftet i avsnitt 4.1. Men dersom en omfattende *innskrenking* også er en mulig respons på miljøreguleringene, kan den politikken som Kvoteutvalget går inn for, gi mangelfulle incentiver. Så lenge bedriften produserer i det intervallet hvor den må kjøpe tilleggskvoter, betyr nemlig gratiskvotene ikke noe til eller fra for bedriftens grensekostnader. De gir derfor ingen incentiver til å begrense innskrenkingene. Og dersom bedriften senker produksjonen slik at den ikke trenger å kjøpe kvoter i markedet, vil den ikke lenger

ha incentiver til å begrense utslippene per produsert enhet. Altså er ikke dette en kostnadseffektiv politikk med tanke på å begrense innskrenkinger.

### 4.3 Tiltak mot utflytting av bedrifter (faktorlekkasje)

Begrunnelsen for å bruke gratiskvoter for å unngå utflytting av bedrifter er ikke like klar som i tilfellene ovenfor. For å gjøre framstillingen mer konkret, skal vi i det følgende forholde oss til klimaproblemet, hvor muligheten for utflytting av forurensende bedrifter til land som ikke har tatt på seg bindene utslippsforpliktelser, representerer et potensielt problem. Når vi snakker om utflytting av bedrifter, mener vi at produksjonsfaktorer flyttes til et annet land. Vanligvis vil det dreie seg om flytting av finanskapital eller menneskelig kapital, selv om det noen ganger også kan være snakk om å flytte selve produksjonsutstyret. Det må også understrekes at når man er opptatt av karbonlekkasje via internasjonal faktormobilitet, er det bare i den grad kapitalen settes inn i forurensende virksomhet i utlandet at det er grunn til bekymring. Spørsmålet er derfor hvilke virkemidler som mest effektivt motvirker flytting av produksjonsfaktorer til utslippsintensive sektorer i utlandet.

Hoel (1996) har vist at den mest effektive måten å hindre karbonlekkasje via faktormarkedene er å avgiftsbelegge eksporten av produksjonsfaktorer, og at avgiftens størrelse bør bestemmes av omfanget av økte utslipp i utlandet. I praksis kan dette bety for eksempel at frigjort kapital fra nedlagte norske aluminiumsverk som reinvesteres i tilsvarende virksomhet i ikke-Annex I land, ilegges en eksportavgift. Å straffe utflytting av forurensende bedrifter på denne måten har ennå ikke vært fremmet som et seriøst forslag. En av grunnene er trolig at slike regler for differensiert beskatning av internasjonale faktorbevegelser ville være svært enkle å omgå, særlig siden det i stor grad er finanskapital det er snakk om. Dersom et norsk selskap ønsker å investere i aluminiumsproduksjon i utlandet, vil det ikke være noe vanskelig å gjøre det på en så indirekte måte at det ble umulig for myndighetene å spore det reelle investeringsobjektet.

Rauscher (1997) og Mæstad (2001) har vist at karbonlekkasje via faktormarkedene alternativt kan håndteres ved å subsidiere bruken av internasjonalt mobile produksjonsfaktorer i hjemlandet. Dersom det er kapitalen som er mobil, bør altså utsatte bedrifter motta en subsidie per enhet kapital så lenge kapitalen er sysselsatt i hjemlandet. En slik subsidie kan deles ut gjennom å gi bedriftene gratis utslippskvoter. For å gi de rette incentivene må mengden gratiskvoter som hver bedrift mottar svare til hvor mye kapital som er investert i bedriften.

Analysene til Rauscher (1997) og Mæstad (2001) forutsetter at kapitalen er sektorspesifikk, dvs. at kapitalen alltid vil benyttes i forurensende virksomhet, enten hjemme eller ute. Dette er urimelige forutsetninger når det er snakk om finanskapital. Mæstad (2000a) studerer derfor tilfellet hvor kapitalen også kan flyttes til ikke-forurensende virksomhet. Dette har stor betydning for vurderingen av gratiskvoter som virkemiddel for å hindre utflytting av bedrifter. Gratiskvoter knyttet til kapitalbruk, som gis til forurensende bedrifter for å begrense utflytting, vil nemlig samtidig svekke incentivene til omstilling bort fra forurensende virksomhet. Slike uheldige incentiver finnes ikke dersom utflyttingen heller begrenses gjennom skattlegging av kapitaleksport i forhold til hvor mye kapitalen bidrar til å øke forurensning i utlandet (jf. Hoel, 1996).

Generelt vil gratiskvoter derfor ikke være et kostnadseffektivt virkemiddel for å redusere utflytting av forurensende bedrifter. Bare i tilfellet hvor kapitalen er sektorspesifikk, enten fordi det er fysisk umulig eller fordi det er økonomisk ulønnsomt å benytte kapitalen i ikke-forurensende virksomhet, vil gratiskvoter ha de egenskapene som kreves for å tilfredsstille kostnadseffektivitet. Men fordi kostnadseffektiv politikk (differensiert eksportskatt på kapital) ikke kan implementeres i praksis, kan gratiskvoter til internasjonalt mobile bedrifter være et aktuelt virkemiddel også når disse forutsetningene ikke er oppfylt. Betingelsen er imidlertid at de effektivitetskostnadene som oppstår fordi kapitalen ikke har tilstrekkelige incentiver til å gå ut av forurensende virksomhet, ikke er større enn gevinstene ved redusert karbonlekkasje.

Når gratiskvoter benyttes som et nest best virkemiddel for å hindre utflytting av bedrifter, kan kriteriene for kostnadseffektiv kvotetildeling bli svært kompliserte. Mæstad (2000a) viser at mengden gratiskvoter ikke nødvendigvis bare bør knyttes til hvor mye av den internasjonalt mobile faktoren som bedriften benytter. Det kan for eksempel være aktuelt å knytte mengden gratiskvoter til bruken av immobil arbeidskraft. Hvis arbeidskraften er internasjonal immobil, samtidig som den er mobil mellom forurensende og ikke-forurensende virksomhet i hjemlandet, bør det være en *negativ* sammenheng mellom tallet på gratiskvoter og antall sysselsatte, samtidig som tallet på gratiskvoter bør øke med kapitalbruken. Grunnen til at tallet på gratiskvoter bør reduseres med antall ansatte, er at de implisitte lønnskostnadene i forurensende sektor da vil øke relativt til ikke-forurensende virksomhet. Det vil styrke incentivene til omstilling bort fra forurensende virksomhet. Den ”innelåsningseffekten” som skapes ved å benytte gratiskvoter knyttet til kapitalbruk istedenfor skatt på kapitaleksport, blir dermed redusert.

I debatten om gratiskvoter i klimapolitikken har det blitt foreslått at gratiskvoter ikke skal gis til nyetablerte bedrifter i utslippsintensive sektorer. Forslaget må ses i lys av at gratiskvoter til utvalgte sektorer ikke er et kostnadseffektivt virkemiddel for å hindre utflytting, fordi incentivene til å investere i forurensende virksomhet blir for sterke. Å droppe gratiskvoter til nyetablerte bedrifter har imidlertid også uheldige sider. Ved nyetableringer er det nemlig to hensyn som trekker i hver sin retning. For det første ønsker man at virkemidlene ikke favoriserer investeringer i mer utslippsintensiv kontra mindre utslippsintensiv virksomhet. Det taler for at nyetableringer i forurensende virksomhet ikke mottar gratiskvoter. Men når det først skal investeres i utslippsintensiv virksomhet, bør man oppmuntre til å gjennomføre investeringene i land hvor bedriftene har incentiver til å redusere utslippene per produsert enhet. Dette taler for å gi gratiskvoter også ved nyetableringer.

#### 4.4 Tiltak mot utflytting av produksjon (handelslekkasje)

Dersom hjemlandets tiltak for å løse et internasjonalt miljøproblem fører til at utenlandske bedrifter, som ikke er pålagt miljøkrav, øker sine markedsandeler og sin produksjon, kan det være grunn til å sette i verk tiltak med sikte på å dempe de lekkasjeeffektene som oppstår. Tiltak for å demme opp for slik handelslekkasje bør rettes mot bedriftenes konkurranseevne i produktmarkedene. Det mest kostnadseffektive tiltaket mot handelslekkasje er derfor handelspolitiske

virkemidler, dvs. importskatter og eksportsubsidier (Markusen (1975), Hoel (1996), Mæstad (1998)).

To forhold er verd å understreke i denne sammenheng: For det første vil bruk av handelspolitiske virkemidler påvirke ikke bare bedriftenes konkurranseevne i produktmarkeder, men også bedriftenes lokaliseringsvalg. Tollmurer og eksportsubsidier gjør det mindre attraktivt å flytte virksomheten til utlandet. Det betyr at virkemidler for å redusere handelslekkasje og virkemidler for å redusere lekkasje via faktormarkedene bør ses i sammenheng. Mer konkret, dersom det er satt i verk tiltak mot handelslekkasje, kan man klare seg med mindre omfattende tiltak for å unngå utflytting. Det betyr normalt færre gratiskvoter (Mæstad, 2001).

For det andre er det ikke opplagt at det er mulig å benytte handelspolitiske virkemidler på den måten som her er forespeilet. Vi snakker her om å innføre handelsbegrensninger overfor land som ikke er med i internasjonale miljøavtaler. Dette er et svært kontroversielt tema i WTO, fordi det vil representere et brudd på prinsippet om ikke-diskriminering. Det kan derfor også i denne sammenheng være aktuelt å ty til alternative virkemidler. Gratiskvoter koplet til produksjonsvolum kan da være en aktuell kandidat. Merk at en importtoll/eksportsubsidie er ekvivalent med kombinasjonen av en forbruksskatt og en produksjonssubsidie. Skatten på forbrukssiden er det ikke vanskelig å implementere. Når det gjelder produksjonssubsidien, kan man også her komme opp i problemer i forhold til WTO. Litt mer uklart er det om gratiskvoter vil bli sett på som et slikt produksjonssubsidium. Poenget er ihvertfall følgende: Dersom tallet på gratiskvoter som bedriftene mottar står i forhold til produksjonsvolumet, eller noe som er forholdsvis proporsjonalt med produksjonsvolumet, kan gratiskvoter spille en rolle i også i forbindelse med handelslekkasje.

For å oppsummere; når det er snakk om å unngå nedleggelse eller innskrenkinger, er gratiskvoter et kostnadseffektivt virkemiddel, forutsatt at tildelingskriteriene er tilstrekkelig målrettet. Derimot, når det gjelder å redusere utflytting av bedrifter eller produksjon til andre land, er gratiskvoter i beste fall et nest beste virkemiddel. Men fordi mer effektive virkemidler kan være vanskelig å implementere, kan gratiskvoter spille en rolle også i slike tilfeller. Vi har videre sett hvor viktig det er at tildelingskriteriene for gratiskvoter er knyttet til formålet som bruken av gratiskvoter skal tjene. Er det snakk om å unngå nedleggelse per se, bør mengden gratiskvoter som tildeles ikke betinges på noe annet enn ikke-nedleggelse. Dersom formålet er å redusere utflytting av bedrifter, bør tallet på gratiskvoter som bedriftene mottar stå i forhold til hvor mye som anvendes av internasjonalt mobile innsatsfaktorer. Og dersom formålet er å svekke incentivene til innskrenkinger eller eventuelt å redusere handelslekkasjen, bør tallet på gratiskvoter være positivt korrelert med produksjonsvolumet.

## 5 Gratiskvoter og offentlige inntekter

Den viktigste innvendingen mot bruk av gratiskvoter i miljøpolitikken er at inntektene til det offentlige blir redusert, slik at potensialet for en ”grønn skattereform” ikke blir så stort som det kunne. Flere studier har vist at gevinstene

ved å auksjonere utslippskvoter framfor å dele dem ut gratis kan være betydelig (Goulder et al. (1997), Goulder et al. (1999) og Parry og Williams III (1999)).

I de nevnte studiene blir gratiskvoter tildelt uten betingelser, og alle sektorer i økonomien behandlet likt; enten må alle kjøpe kvoter, eller så deles alle kvotene ut gratis. Vår innfallsvinkel til problemstillingen er en ganske annen, fordi vi har sett på tilfeller hvor gratiskvoter benyttes for å oppnå selvstendige målsettinger mht. innskrenkinger, nedleggelse og utflytting. En slik tilnærming taler for en mer selektiv bruk av gratiskvoter; bare bedrifter som i fravær av gratiskvoter *faktisk* vil flytte til land uten en forsvarlig miljøpolitikk eller som *faktisk* vil bli nedlagt, bør ideelt sett få tildelt slike kvoter. Betydningen av slik selektiv bruk av gratiskvoter blir desto klarere når inntekter til det offentlige gir effektivitetsgevinster på andre områder.

Gitt at utdeling av gratiskvoter reduserer det offentlige inntekt, vil man komme i en situasjon der man må veie hensynet til offentlige inntekter opp mot hensynet til de målsettingene man søker å oppnå gjennom bruk av gratiskvoter. Til dette kreves numerisk analyse. Mæstad (1999) har gjennomført noen slike analyser for å kartlegge gevinster og kostnader ved bruk av gratiskvoter i norsk klimapolitikk. Resultatene er ikke entydige, men indikerer at det ikke kan utelukkes at gevinstene ved redusert karbonlekkasje mer enn oppveier kostnadene ved å gi en viss andel gratiskvoter til prosessindustrien i Norge.

Men det er også grunn til å understreke at selektiv bruk av gratiskvoter ikke alltid vil redusere det offentlige inntekt. I noen tilfeller vil nemlig utdeling av gratiskvoter føre til at kvoteprisen stiger så mye at det mer enn oppveier de inntektene som går tapt ved å gi gratiskvoter til noen få. En slik effekt kan oppstå på to ulike måter; (1) ved at gratiskvoter gis systematisk til bedrifter med lav betalingsvillighet for utslippskvoter, eller (2) ved at gratiskvoter fører til redusert utflytting av bedrifter og dermed høyere etterspørsel etter kvoter.

Tilfelle (1) er illustrert i Mæstad (1999) og er i grunnen ikke noe annet enn en primitiv form for prisdiskriminering. La oss tenke oss en situasjon hvor det finnes tre grupper av bedrifter med ulik betalingsvilje for utslippskvoter. La det være 100 bedrifter i hver gruppe, og la hver bedrift etterspørre én kvote så lenge kvoteprisen er lavere enn en gitt reservasjonspris. Reservasjonsprisen for de tre gruppene er henholdsvis 50, 100 og 500 kroner. Uten noen miljøpolitikk vil samlet utslipp være 300 enheter. Anta at optimal miljøpolitikk tilsier et utslippsnivå på 200 enheter. Dersom 200 utslippskvoter legges ut i markedet, vil kvoteprisen bli 100 kroner og inntekten til det offentlige 20 000 kroner. Dersom myndighetene i stedet deler ut 100 gratiskvoter til bedriftene med betalingsvilje lik 100 kroner og lar bedriftene med høyest betalingsvilje konkurrere om de resterende 100 kvotene, vil kvoteprisen stige til 500 kroner og det offentlige inntekt til 50 000 kroner. Altså øker inntekten selv om noen kvoter gis gratis.

For å lykkes med en operasjon som dette, må myndigheten kunne identifisere bedrifter med lav betalingsvilje for utslippskvoter. Dessuten må gratiskvotene gjøres ikke-omsettelige; en forutsetning for at kvoteprisen øker, er jo at kvotetilbudet reduseres. Og selvsagt kunne myndighetene fått enda høyere inntekt ved å ta en positiv pris for de kvotene som her er forutsatt gratis. Det røkkes imidlertid ikke ved

poenget; nemlig at tildeling av gratiskvoter ikke nødvendigvis reduserer det offentliges inntekt.

Den andre grunnen til at gratiskvoter kan gi økt kvotepris, er at gratiskvoter kan føre til at færre utslippsintensive bedrifter flytter ut eller legges ned, slik at etterspørselen etter kvoter øker. Jo flere utslippsintensive bedrifter som er i virksomhet, jo høyere må kvoteprisen være for at man skal kunne klare å oppfylle et gitt utslippsmål. Mæstad (2000b) viser hvilke betingelser som må være oppfylt for at økningen i kvoteprisen skal være stor nok til å oppveie inntektsbortfallet ved å gi noen av kvotene gratis. I Mæstad (1999) er det vist at gratiskvoter til prosessindustrien i Norge kan hindre nedleggelse i et slikt omfang at det offentliges inntekter fra kvotesalg øker betydelig. Dette gjelder imidlertid bare så lenge det er snakk om et nasjonalt kvotesystem. Dersom kvotemarkedet i Norge koples til et internasjonalt kvotemarked hvor norske aktører må ta kvoteprisen for gitt, vil gratiskvoter alltid redusere det offentliges inntekt. Argumentene som her er anført vil imidlertid fortsatt ha gyldighet for Annex I landene som gruppe.

Dersom selektiv tildeling av gratiskvoter fører til at inntektene til det offentlige øker, bør myndigheten tildele *flere* gratiskvoter enn man ville ha gjort dersom man bare tok hensyn til de primære målsettingene for bruk av gratiskvoter (reduert nedlegging osv.) (Mæstad, 2000b). Tallet på kvoter som selges/auksjoneres må da reduseres tilsvarende.

## 6 Avsluttende merknader

Vi har drøftet hvilken rolle gratiskvoter kan og bør spille i miljøpolitikken når det er fare for at auksjonering eller salg av kvoter fører til at omfanget av nedleggelse, innskrenking og utflytting av virksomhet blir for stort, sett fra en samfunnsøkonomisk synsvinkel. Tabell 2 oppsummerer de viktigste resultatene. Dersom de rette betingelsene stilles ved kvotetildelingen, er gratiskvoter et kostnadseffektivt virkemiddel for å unngå nedleggelse og innskrenking. Ved ulike former for utflytting av virksomhet er det imidlertid andre virkemidler som er mer effektive. Men fordi disse virkemidlene vil være vanskelig å implementere, har gratiskvoter potensielt en rolle å spille også i forbindelse med utflytting av virksomhet.

Dessuten, for å kunne anbefale bruk av gratiskvoter for å nå noen av de ovennevnte målsettingene, må gevinstene som derved oppnås mer enn oppveie eventuelle effektivitetstap relatert til reduksjonen i offentlige inntekter. Eventuelt må det godtgjøres at tildeling av gratiskvoter vil føre til at kvoteprisen stiger så mye at det mer enn oppveier inntektsbortfallet ved å gi gratiskvoter til utvalgte bedrifter.

Avslutningsvis bør det også påpekes at en må tas hensyn til de informasjonsproblemene som myndighetene vil møte i forbindelse med riktig dosering av gratiskvoter. Mangel på informasjon brukes ofte som et argument mot selektiv næringspolitikk, for eksempel tiltak for å støtte framveksten av spesifikke klynger. I den sammenheng er hovedproblemet gjerne å identifisere støtteverdige næringer. I miljøpolitikken er det ofte et mindre problem. Det er for eksempel ikke vanskelig å fastslå hvilke bransjer som vil bli rammet av høye priser på klimagasskvoter. Det er heller ikke noe problem å si hvor mye gratiskvoter som



trengs for at klimapolitikken ikke skal påskynde nedleggelse eller utflytting av bedrifter. Men det selvsagt mye mer komplisert å finregne på "hvor lite" gratiskvoter myndighetene kan gi, og samtidig oppnå det de ønsker. I praksis er man henvist til å bruke grovere tilnæringsmåter. Og så blir det en vurderingssak i hvert enkelt tilfelle om kostnadene ved bruk av gratiskvoter, når man benytter en slik framgangsmåte, kan forsvares utfra de gevinstene som man regner med at slike virkemidler vil gi.

Tabell 2.

Formålet med tiltak er å begrense:	Tiltak kan begrunnes ved:	Kostnadseffektive tiltak er:
Nedleggelse	Økende marginale miljøkostnader, klyngeeffekter (?)	<b>Gratiskvoter</b> betinget på "ikke-nedleggelse"
Innskrenking	Omstillingskostnader, klyngeeffekter (?)	<b>Gratiskvoter</b> betinget på aktivitetsnivå
Utflytting av produksjonsfaktorer	Internasjonale miljøproblemer	Differensiert eksportskatt på internasjonalt mobile produksjonsfaktorer  Eventuell bruk av <b>gratiskvoter</b> bør innrettes mot å subsidiere bruken av internasjonalt mobile produksjonsfaktorer i hjemlandet.
Utflytting av produksjon	Internasjonale miljøproblemer	Handelspolitiske virkemidler som bedrer konkurranseevnen  Eventuell bruk av <b>gratiskvoter</b> bør stimulere innenlandsk produksjon, og tildelingen bør derfor være aktivitetsbasert.

## Referanser

- Cropper, M. L. og W. E. Oates, 1992. "Environmental economics: a survey", *Journal of Economic Literature* 30, 675-740.
- Hoel, M., 1996. "Should a carbon tax be differentiated across sectors?" *Journal of Public Economics* 59, 17-32.
- Hoel, M., 2001. "International trade and the environment: how to handle carbon leakage" i H. Folmer, red., *Frontiers of Environmental Economics*. Edward Elgar.
- Goulder, L. H., I. W. H. Parry og D. Burtraw, 1997. "Revenue-raising versus other approaches to environmental protection: The critical significance of preexisting tax distortions," *Rand Journal of Economics* 28, 708-731.
- Goulder, L. H., I. W. H. Parry, R. C. Williams III og D. Burtraw, 1999. "The cost effectiveness of alternative instruments for environmental protection in a second-best setting", *Journal of Public Economics* 72, 329-360.

Kohn, R. E., 1994. "Do we need the entry-exit condition on polluting firms?" *Journal of Environmental Economics and Management* 27, 92-97.

Kohn, R. E., 1997. "Avoidance costs and the entry-exit condition on polluting firms", *Scottish Journal of Political Economy* 44, 216-224.

Markusen, J. R., 1975. "International externalities and optimal tax structures", *Journal of International Economics* 5, 15-29.

Mæstad, O., 1998. "The Efficiency of Green Trade Policy", *Environmental and Resource Economics* 11, 1-18.

Mæstad, O., 1999. "Hører lokaliseringstøtte hjemme i klimapolitikken? Om tildeling av gratis utslippskvoter i Norge", SNF-rapport 72/99, Stiftelsen for samfunns- og næringslivsforskning, Bergen.

Mæstad, 2000a. "Free emission quotas, capital mobility and international environmental problems", SNF-arbeidsnotat 88/00, Stiftelsen for samfunns- og næringslivsforskning, Bergen.

Mæstad, 2000b. "Free emission quotas and public revenue", SNF-arbeidsnotat 87/00, Stiftelsen for samfunns- og næringslivsforskning, Bergen.

Mæstad, 2001. "Efficient Climate Policy with Internationally Mobile Firms", kommer i *Environmental and Resource Economics*.

NOU 2000:1 *Et kvotesystem for klimagasser. Virkemiddel for å møte Norges utslippsforpliktelse under Kyotoprotokollen*. Miljøverndepartementet.

Parry, I. W. H. Og R. C. Williams III, 1999. "A second-best evaluation of eight policy instruments to reduce carbon emissions", *Resource and Energy Economics* 21, 347-373.

Rauscher, M., 1997. *International Trade, Factor Movements and the Environment*. Oxford: Clarendon Press.

Rose-Ackerman, S., 1973. "Effluent charge: a critique", *Canadian Journal of Economics* 6, 512-528.

---

## Biografi

- **Ottar Mæstad** (f. 1967) er siviløkonom og dr. oecon. fra Norges Handelshøyskole (1995). Han har arbeidet som forsker ved Stiftelsen for samfunns- og næringslivsforskning siden 1996. Forskningen omfatter ulike tema innen miljø- og ressursøkonomi, med vekt på internasjonale miljøproblemer, og problemstillinger relatert til klimapolitikk og energimarkedet, samt internasjonal økonomi.





---

# Gratiskvoter i klimapolitikken – konsekvenser av ulike tildelingsformer

Cathrine Hagem  
CICERO Senter for Klimaforskning

---

*I denne artikkelen vurderes hvordan ulike typer betingelser og tildelingsregler for gratiskvoter over tid påvirker bedriftenes beslutninger om produksjon og iverksettelse av tiltak for å redusere utslipp. I første del analyseres et kvotesystem der tildeling av gratiskvoter er basert på bedriftenes historiske utslipp. Virkningen av omsettelige gratiskvoter sammenlignes med virkningen av ikke-omsettelige gratiskvoter. I andre del av artikkelen analyseres et kvotesystem der tildeling av gratiskvoter er basert på bedriftenes behov for gratiskvoter for å sikre lønnsom produksjon, og ikke på historiske utslipp.*

---

## 1 Innledning

Det er velkjent at en nasjonal oppfyllelse av en internasjonal klimaavtale til lavest mulig kostnader innebærer at alle nasjonale kilder for utslipp skal belastes samme kostnad for utslipp. Et nasjonalt velfungerende kvotemarked, der alle kilder for utslipp må betale for kvotene vil sikre en kostnadseffektiv fordeling av utslippsreduksjoner nasjonalt. Et slikt system kan også knyttes opp mot et eventuelt internasjonalt kvotesystem. De nasjonale kostnadene ved oppfyllelse av en klimaavtale blir lavest mulig dersom kvotene fritt kan omsettes internasjonalt. For noen konkurranseutsatte bedrifter kan et kostnadseffektivt kvotesystem innebære at opprettholdelse av produksjon ikke lenger er lønnsomt. Tildeling av gratis utslippskvoter til konkurranseutsatt industri har vært foreslått som virkemiddel for å hindre bedriftsnedleggelse. Tiltak for å hindre nedleggelse av bedrifter innebærer en økt kostnad for resten av samfunnet.<sup>1</sup> Myndighetene kan likevel ønske å beskytte konkurranseutsatt industri utfra ulike velferdsvirkninger som ikke er inkludert i begrepet kostnadseffektiv nasjonal klimapolitikk. Vanlige begrunnelser som her gis

---

\* Takk til Hege Westskog, Aarne Ø. Røvik, Asbjørn Torvanger og Knut Alfsen for nyttige kommentarer.

<sup>1</sup> Det sees her bort fra strategisk klimapolitikk. I litteraturen er det diskutert ulike situasjoner der myndighetene kan ha interesse av å spesialbehandle visse bedrifter fordi de konkurrerer i markeder hvor det ikke er fullkommen konkurranse. Se f.eks. Markusen et al. (1993 og 1995) og Hoel (1997).

er for det første at de globale utslippene ikke nødvendigvis reduseres i særlig grad selv om nasjonal industri legges ned, og for det andre distriktpolitiske hensyn. Dersom produksjonsnedgangen i Norge i stor grad blir motsvart av økt produksjon i andre land som ikke deltar i klimaavtalen, kan den globale utslippsreduksjonen bli betydelig mindre enn den utslippsreduksjonen som følger av nedleggelse i Norge.<sup>2,3</sup> Det at nasjonale utslippsreduksjoner blir delvis motsvart av økte utslipp i andre land refereres til som karbonlekkasje i litteraturen. Design av klimapolitikk for å redusere dette problemet er bl.a. diskutert i Golombek et. al (1995), Hoel (1996) og Mæstad (1998). Distriktpolitiske hensyn kan begrunne beskyttelse av visse typer industri dersom det finnes få alternative sysselsettingsmuligheter i området der bedriftene er lokalisert. I denne artikkelen vil det ikke tas stilling til hvorvidt myndighetene bør søke å hindre bedriftsnedleggelse, men se på konsekvenser av ulike tiltak for begrense nedleggelse som følge av at Norge deltar i en klimaavtale. Her vurderes ulike systemer for tildeling av gratiskvoter til industrien som virkemiddel for å oppnå dette. Gratiskvoter har ved flere anledninger vært forslått som virkemiddel for å hindre bedriftsnedleggelse. I mandatet til "Kvoteutvalget" som ble oppnevnt av regjeringen i 1998, fremgår det at utgangspunktet for arbeidet med å utrede et nasjonalt kvotesystem er at de industrielle virksomheter som i dag er fritatt for CO<sub>2</sub>-avgift skal pålegges en utslippreduksjon gjennom tildeling av kvoter (NOU 2000:1).

I denne artikkelen belyses konsekvenser for bedriftenes produksjonsbeslutninger, utslippsreduksjoner og myndighetenes kostnader av ulike systemer for gratis tildeling av kvoter. To ulike hovedmetoder for å tildele kvoter vil bli analysert. Det ene er tildeling på generelt grunnlag, f.eks. ved at alle aktuelle bedrifter får tildelt kvoter basert på historiske utslipp. Den prosentvise andelen av gratiskvoter i forhold til historiske utslipp er lik for alle bedrifter. Det andre er "kostnadsbasert tildeling". Dette innebærer at myndighetene tildeler tilstrekkelig med kvoter for å sikre at fortsatt produksjon blir lønnsom. Det kan argumenteres for at generell tildeling basert på historiske utslipp, er et lite treffsikkert virkemiddel for å hindre nedleggelse. Bedriftens kostnader ved en klimaavtale vil avhenge av hvilke miljøkostnader konkurrerende bedrifter i andre land står ovenfor, egne kostnader ved utslippsreducerende tiltak, og i hvilken grad utslippene har endret seg etter det historiske året (perioden) som danner grunnlaget for tildelingen. Tildeling på generelt grunnlag kan dermed medføre at noen bedrifter får betydelig flere gratiskvoter enn de har behov for for å opprettholde produksjonen, mens andre ikke får tilstrekkelig og legger ned likevel. Ved kostnadsbasert tildeling kan myndighetene ideelt sett sørge for at bedriftene får akkurat "passe mengde" kvoter slik at de opprettholder produksjonen uten at myndighetene gir bort flere kvoter enn nødvendig. Dette krever imidlertid betydelig større kunnskap om bedriftene. Ved begge typer tildeling forutsettes det at gratis tildelingen inngår som en del av et nasjonalt kvotesystem. Det eksisterer dermed et kvotemarked der de bedriftene som får gratiskvoter også kan kjøpe kvoter.

---

<sup>2</sup> U-landene har ikke bindende utslippsforpliktelser i henhold til Kyoto Protokollen.

<sup>3</sup> De globale utslippene kan øke dersom produksjonsnedgangen i Norge blir delvis motsvart av økt produksjon fra mere utslippsintensive bedrifter i land som ikke deltar i en klimaavtale.

I tabell 1. er det gitt en oversikt over de ulike tildelingssystemene for gratiskvoter som omtales i denne artikkelen. I tabellen er det også angitt hvilke virkninger av de ulike systemene som vil bli analysert (markert med X).

Tabell 1. Tildelingssystemer for gratiskvoter

	Virkning på investering i mindre utslipps-intensiv teknologi	Virkning på opprett-holdelse av produksjonen	Virkning på myndighetenes kostnader
<b>Generell tildeling</b>			
Omsettelig kvoter	X	X	
Ikke-omsettelige kvoter	X	X	
<b>Kostnadsbasert tildeling av omsettelige kvoter over tid</b>			
Fast tildelingsregel	X	X	X
Fleksibel tildelingsregel	X	X	X

Resultatene i denne artikkelen er hentet fra Hagem og Westskog (2000) og Hagem (2001a). I begge disse arbeidene benyttes teoretiske modeller der det gjøres en del forutsetninger om bedriftenes produksjonsatferd og muligheter for utslippsreduksjoner. Forutsetningene gjøres utfra ønske om å forenkle analysene, samtidig som en ønsker å ta hensyn til viktige karakteristika ved bedrifter hvis inntekt i stor grad kan bli påvirket av innføring av et nasjonalt kvotesystem. En viktig forutsetning som bl. a. gjøres er at bedriftene, som følge av klimapolitikken, enten vil produsere med full kapasitetsutnyttelse eller legge ned produksjonen. Utslippsintensiv industri vil i mange tilfeller være karakterisert ved at produksjonskapasiteten er gitt og kostnadene av å produsere hver enhet av varen ikke avhenger i særlig grad av hvor mange enheter som produseres. I slike tilfeller vil det nettopp være optimalt for bedriften å enten utnytte produksjonskapasiteten fullt ut eller ta anlegget ut av drift. Selv om det selvfølgelig er forskjeller mellom alle bedrifter, og noen kan tilpasse seg til klimapolitikken ved å innskrenke produksjonen, vil en få tatt hensyn til en viktig karakteristikk ved konkurranseutsatt utslippsintensiv industri som helhet ved å anta at bedriftene enten utnytter kapasiteten fullt ut eller legger ned.

## 2 Generell tildeling basert på historiske utslipp

Ved tildeling av gratiskvoter kan det være nyttig å skille mellom betinget tildeling og ubetinget tildeling. Ubetinget tildeling innebærer at bedriftene fritt kan selge de tildelte kvotene og tildelingen blir ikke påvirket av bedriftenes beslutninger. Et kjent økonomisk teorem (Coase Teorem) fastslår at den initiale fordelingen av rettigheter ikke spiller noen rolle utfra et effektivitetssperspektiv så lenge de kan handles med i

et marked med fullkommen konkurranse og det ikke oppstår transaksjonskostnader<sup>4</sup>. Ubetinget tildeling av omsettelige gratiskvoter til industrien, når det eksisterer et velfungerende kvotemarked, vil dermed ikke påvirke bedriftenes produksjonsbeslutninger eller beslutninger om utslippsreduksjoner (utover det en ren lotterigevinst vil gi). Dette er bl.a. diskutert i forbindelse med utformingen av et nasjonalt kvotesystem i Holtmark (1999) og Hagem (2001b).

Det kan imidlertid knyttes betingelser til tildelingen av kvoter som vil påvirke bedriftenes produksjonsbeslutninger. Dette kan f.eks. være at bedriften må opprettholde et visst nivå på produksjonen for å få tildelt kvoter. Antallet tildelte kvoter kan da baseres på historiske utslipp, såkalt "bestefarsregelen". Et annet alternativ er å basere tildelingen på bedriftenes produksjon slik at antall tildelte kvoter utgjør en viss prosent av bedriftenes aktivitetsnivå. Et tredje alternativ er å sette betingelser om at kvotene bare kan brukes i egen virksomhet. Dette innebærer at kvotene er ikke-omsettelige. Dersom bedriften legger ned produksjonen kan ikke kvotene selges og de har dermed ingen verdi ved nedleggelse.

Det kan være en del praktiske problemer knyttet til å gi bedrifter gratiskvoter avhengig av om de produserer over ett visst nivå, eller å tildele i forhold til aktivitetsnivå. Det kan være vanskelig å definere og å måle en bedrifts aktivitetsnivå når sammensetning av produksjonen endres over tid. Det kan også gi uheldige samfunnsøkonomiske tilpasninger, fordi bedriftene kan ta hensyn til hvordan de kan påvirke tildelingen av gratiskvoter når de beslutter hva og hvor mye de skal produsere. Tildelingen må til en viss grad baseres på skjønn og kan dermed åpne for lobbyvirksomhet. I kvoteutvalgets innstilling (NOU 2000:1) er det en gjennomgang av egenskaper ved ulike tildelingsformer.

På bakgrunn av disse problemene med å knytte tildelingen til bedriftenes produksjon anbefalte flertallet i kvoteutvalget at alle kvoter som tildeles gratis bør være ikke-omsettelige.

En uheldig virkning av ikke-omsettelige kvoter er at incentivet til å gjennomføre utslippsreduksjoner kan reduseres siden dette ikke vil frigjøre kvoter for salg. I kvoteutvalgets innstilling (NOU 2000:1) er det omtalt hvordan dette problemet kan begrenses ved at det settes tak på antallet gratiskvoter til den enkelte bedrift, at kvotene kan spares eller at de eventuelt kan konverteres til omsettelige kvoter dersom bedriften gjennomfører tiltak som reduserer utslippsintensiteten.

I Hagem (2001a) vises det at mulighetene for å spare ikke-omsettelige kvoter under visse betingelser kan gi større incentiver til utslippsreduksjoner enn det omsettelige kvoter vil gi.

## 2.1 En sammenligning av egenskaper ved omsettelige og ikke omsettelige gratiskvoter

I Hagem (2001a) sammenlignes et system med gratis tildeling av omsettelige kvoter med et system med gratis tildeling av ikke-omsettelige kvoter. Konklusjonene i resten av dette kapitlet er hentet fra denne artikkelen. Utgangspunktet for sammenligningen er et nasjonalt kvotesystem der konkurranseutsatte bedrifter årlig

---

<sup>4</sup> Tolkning av Coase (1960) av Robert D. Cooter i *The New Palgrave: A dictionary in economics*. (Se Eatwell (1987)).



får tildelt gratiskvoter over en begrenset tidsperiode. Antallet gratiskvoter er basert på historiske utslipp. Dersom bedriftene har behov for flere kvoter enn det de får tildelt, kan disse kjøpes i kvotemarkedet. I systemet med omsettelige gratiskvoter tildeles disse betinget av at produksjonen opprettholdes. Kvotene kan fritt selges. I artikkelen ser en bort fra de problemene med å knytte tildelingen til bedriftens produksjon som ble omtalt ovenfor. Det antas at bedriften enten produserer med full kapasitetsutnyttelse eller legger ned. I systemet med tildeling av ikke-omsettelige gratiskvoter tillates det at kvotene kan overføres til perioden etter at bedriften ikke lenger får tildelt gratiskvoter. Kvotene kan imidlertid ikke selges til andre bedrifter. Det antas at bedriftenes mulighet for å redusere utslipp innebærer en større investering i utslippsreducerende teknologi som ikke vil være lønnsom dersom bedriften bare produserer i den perioden som kvotene tildeles gratis (periode 1).<sup>5</sup> Investeringen innebærer en investeringskostnad, men påvirker ikke de løpende produksjonskostnadene. Videre antas det at kvotene som tildeles den første perioden er tilstrekkelig til å sikre at bedriftene produserer i den perioden under begge typer systemer for tildeling av gratiskvoter. Total tildelingen av kvoter blir dermed lik i begge systemer. Hensikten med artikkelen er å sammenligne de to systemene med hensyn til bedriftenes beslutninger om investeringer og derigjennom bedriftenes konkurranse-evne og produksjonsbeslutninger i perioden etter at tildelingen har opphørt (periode 2). Dersom bedriften investere i mindre utslippsintensiv teknologi vil det innebære at kostnader ved kvotekjøp i periode 2 blir lavere og bedriftens konkurransevne styrkes.

Når bedriftens mulighet for å redusere utslipp innebærer investeringer vil forventninger om fremtidige produktpriser på verdensmarkedet være av betydning for deres beslutninger. Fremtidig pris vil være avgjørende både for om det er lønnsomt for bedriften å opprettholde produksjonen utover den perioden gratiskvotene tildeles, og om den forventede inntekten er tilstrekkelig høy til å sikre at de eventuelle investeringskostnadene blir dekket. Forventninger om framtidig internasjonale priser på produkter fra utslippsintensiv industri vil bl.a. avhenge av hvilke forventninger man har til utviklingen i en fremtidig klimaavtale og landenes nasjonale implementering av denne. Jo flere land som deltar i en avtale og i desto mindre grad landene søker å beskytte sin egen industri gjennom særordninger (som gratis kvoter eller avgiftsfritak) desto høyere priser vil en forvente.

En investering i mindre utslippsintensiv teknologi, vil som nevnt påvirke bedriftens produksjonskostnader i fremtiden. Jo mindre utslipp bedriften har, jo lavere blir bedriftens kostnader ved kvotekjøp i periode 2. Investering i periode 1 vil dermed påvirke bedriftens konkurransevne i periode 2. En investering i periode 1 øker sannsynligheten for at bedriften fortsatt opprettholder produksjonen i periode 2.

Det vises i artikkelen (Hagem 2001a) at de to systemene vil ha lik virkning på bedriftenes beslutninger om opprettholdelse av produksjon og gjennomføring av utslippsreduksjoner dersom bedriftene forventer at prisene på de varene de produserer blir tilstrekkelig høy til å sikre lønnsom produksjon i perioden *etter* gratistildelingsperioden, og lønnsomheten er stor nok til å dekke

---

<sup>5</sup> I Hagem (2001a) er det også diskutert virkningene av omsettelige og ikke-omsettelige gratiskvoter når bedriftene kan gjennomføre tiltak som ikke innebærer investeringer.

investeringskostnadene. Dette gjelder uavhengig av hvor mange gratiskvoter som tildeles.

Selv om prisen i periode 2 viser seg å bli høy nok til at det er lønnsomt å opprettholde produksjonen, gitt at investeringen er foretatt, betyr ikke det at prisen nødvendigvis er høy nok til at investeringen ble lønnsom. Dersom det er en viss sannsynlighet for at inntektene i periode 2, ikke blir tilstrekkelig høye til å dekke investeringskostnadene så vil *antallet* gratiskvoter som tildeles være avgjørende for forskjellen mellom de to systemene for gratiskvoter. Ved et system med omsettelige gratiskvoter vil bedriftens investeringsbeslutning være upåvirket av antallet gratiskvoter. Med et system med ikke-omsettelige gratiskvoter vil imidlertid antallet gratiskvoter kunne påvirke bedriftens investeringsbeslutning. Grunnen til det er at sparte kvoter bare får en verdi for bedriften hvis den produserer i periode 2. Dersom investeringen innebærer at bedriften blir mer lønnsom i periode 2, vil bedriftens gevinst av overskuddskvoter fra periode 1 kunne øke. Virkningen av antallet gratiskvoter som tildeles vil bli belyst gjennom et numerisk eksempel i neste avsnitt.

## 2.2 Virkninger av gratiskvoter – et numerisk eksempel

For å vise konsekvensen av antallet gratiskvoter på bedriftenes beslutninger skilles det mellom tre ulike nivåer for gratiskvotene:

- A. Antallet gratiskvoter er større enn det utslippet bedriften har før den eventuelt gjennomfører investeringen.
- B. Antallet gratiskvoter ligger mellom A og C. Det vil si at antallet gratiskvoter er høyere enn bedriftens utslipp dersom den gjennomfører investeringen, men lavere enn utslippene dersom den ikke investerer.
- C. Antallet gratiskvoter er lavere enn det utslippet bedriften får dersom den gjennomfører investeringen.

For å illustrere virkningen av de tre ulike nivåene på gratiskvoter vil det benyttes et talleksempel, som er presentert i tabell 2.

Tabell 2. Talleksempel

	<i>Periode 1</i>	<i>Periode 2</i>
<b>Gratis kvoter:</b>		
Tilfellet A:	700	0
Tilfellet B:	550	0
Tilfellet C:	400	0
<b>Kvotebehov:</b>		
Uten investering	600	600
Med investering	500	500

Tallene i kolonne to og tre i tabellen angir kvotebehov i hver periode dersom bedriften produserer hele perioden. Nedenfor gjennomgås de tre ulike nivåene for gratiskvoter. Kvoteprisen i talleksemplet er satt til 1 i begge perioder.

*A) Antallet gratiskvoter er større enn bedriftens utslipp for investering*

Når antallet kvoter som tildeles er basert på historiske utslipp, kan en bedrift sitte med flere gratiskvoter enn utslipp i den perioden gratiskvotene tildeles. Dette kan skyldes at bedriften har redusert produksjonen i forhold til det nivået den hadde i den historiske perioden (basis-perioden) som lå til grunn for å beregne tildelingen av gratiskvoter. En annen mulighet er at bedriften har gjennomført investeringer for å bedre lønnsomheten og som også har bidratt til reduserte utslipp. En tredje mulighet er at bedriften har gjennomført utslippsreduserende tiltak i perioden mellom basisperiode og tidspunktet da kvotesystemet innføres, f.eks. som følge av frivillige avtaler med myndigheten.<sup>6</sup>

Tabell 3. Gevinst av gratiskvoter. Tilfellet A.

	Periode 1	Periode 2	Periode 2
		Lønnsom produksjon*	Ulønnsom produksjon*
<b>Omsettelige kvoter;</b>			
Uten investering	700	0	0
Med investering	700	0	0
<b>Ikke-omsettelige kvoter;</b>			
Uten investering	600	100	Mindre enn 100
Med investering	500	200	Mindre enn 200

\* Lønnsom/ulønnsom produksjon innebærer at inntektene fra produksjon dekker/dekker ikke produksjonskostnader inklusiv kvotekostnader til markedspris.

Investering i utslippsreduserende teknologi kan ha to virkninger. For det første innebærer det at bedriften reduserer behovet for kvoter, for det andre kan det innebære at verdien av gratiskvotene øker. Ved ikke-omsettelige kvoter innebærer den første effekten at flere kvoter overføres til andre periode. Dersom det er usikkert om det vil være lønnsomt å produsere i andre periode, vil en økning i overføring av kvoter innebære lavere forventet gevinst av investering under et system med ikke-omsettelige kvoter i forhold til et system med omsettelige kvoter. Dette skyldes at de sparte kvotene ikke kan selges. På den annen side innebærer investering i periode 1 at bedriftens utslipp per produserte enhet blir lavere også i periode 2. Det kan bety at det blir lønnsomt å opprettholde produksjonen i hele periode 2 hvis og bare hvis bedriften har investert i periode 1. Dersom bedriften i utgangspunktet, før eventuelle investeringer, hadde et overskudd av ikke-omsettelige kvoter i periode 1, vil verdien

<sup>6</sup> Miljøverndepartementet inngikk i 1997 en avtale med norsk aluminiumsindustri om en utslippsreduksjon på 55 prosent per tonn aluminium innen utløpet av år 2005 – sammenlignet med basisåret 1990.

av disse øke dersom bedriften investerer. Under et system med omsettelige kvoter vil verdien av gratiskvotene være uavhengig av bedriftens investeringsbeslutning. I tabell 3 vises bedriftens gevinst av gratiskvoter ved de to ulike systemene.<sup>7</sup>

Ved omsettelige kvoter vil bedriftens verdi av gratiskvotene være lik 700 uavhengig av om bedriften produserer i periode 2 eller ikke. Overskuddet av kvoter i periode 1 vil kunne selges. Ved ikke-omsettelige kvoter må kvotene benyttes i egen virksomhet for å ha noen verdi for bedriften. I periode 1 kan ikke bedriften nyttiggjøre seg flere gratiskvoter enn det som motsvarer egne utslipp. De resterende kvotene spares til periode 2. Dersom bedriften investerer i periode 1 vil 200 kvoter spares til periode 2, mens bare 100 kvoter vil bli spart til periode 2 dersom investeringene ikke ble foretatt. Bedriftens produksjonsbeslutning i periode 2 vil avhenge av hva produktprisen blir i den perioden. Produktprisen i periode 2 er selvfølgelig ukjent for bedriften i periode 1 når den eventuelle investeringen foretas. Bedriften vil basere sin investeringsbeslutning på forventninger om fremtidig produktpris. For å belyse virkningen av fremtidig pris vil vi det følgende skille mellom tre ulike utfall av produktprisen i periode 2:

- i. Produktprisen er så høy at produksjon er lønnsomt både dersom bedriften har investert og dersom den ikke har investert
- ii. Produktprisen er høy nok til at produksjon er lønnsomt dersom bedriften har investert, men så lav at produksjon er ulønnsomt dersom bedriften ikke har investert.
- iii. Produktprisen er så lav at produksjon er ulønnsomt enten bedriften har investert eller ikke.

Dersom utfallet av prisen i periode 2 er gitt ved *i*) så vil verdien av hver sparte kvote tilsvare kvoteprisen (som i eksemplet er satt lik 1) enten bedriften har investert eller ikke. Vi ser av tabell 3 (kolonne 3) at bedriftens gevinst av de sparte kvotene i periode 2 vil være 100 dersom den ikke hadde investert og 200 dersom den hadde investert. Den totale gevinst av gratiskvotene over begge perioder vil da være lik 700 uansett om bedriften investerer eller ikke. Det betyr at det ikke blir noen forskjell på de to systemene for tildeling av gratiskvoter.

Dersom utfallet av prisen i periode 2 er gitt ved *ii*) så er gevinsten av de ikke-omsettelige gratiskvotene i periode 2 lik 200 dersom bedriften har investert (kolonne 3, tabell 3), mens den vil være mindre enn 100 hvis bedriften ikke hadde investert (kolonne 4, tabell 3). Grunnen til at gevinsten av gratiskvotene i periode 2 blir mindre enn 100 (men større enn 0) dersom bedriften ikke har investert, er at det vil

---

<sup>7</sup> Med "gevinst" av gratiskvoter menes det her inntekten av gratiskvoter/reduisert kvoteutgift gitt at bedriften opprettholder produksjonen i periode 1. Siden tildelingen av gratiskvoter er betinget av opprettholdelse av produksjon i periode 1 kan den totale inntekten av gratiskvotesystemet være mindre enn markedsverdien på kvotene. Det vil være tilfellet om det ikke var lønnsomt for bedriften å opprettholde produksjonen dersom den ikke fikk tildelt gratiskvoter. Netto kostnadene ved å opprettholde produksjonen (eksklusiv gratiskvoter) vil da komme som et fratrukk i "gevinst" av gratiskvoter i kolonne 2, tabell 3. Dette fratrukket vil være uavhengig av om kvotene er omsettelige eller ikke og om bedriften investerer eller ikke.

være lønnsomt for bedriften å produsere i periode 2 så lenge bedriften kan dekke kvotebehovet med sparte kvoter fra forrige periode. Det betyr at bedriften produserer noen år i periode 2 for så å legge ned produksjonen når kvotene er brukt opp. Så lenge det *ikke* er lønnsomt for bedriften å kjøpe kvoter for å opprettholde produksjonen betyr det imidlertid at bedriftens gevinst per overførte kvote fra periode 1 er lavere enn kvoteprisen.

Vi ser dermed at dersom utfallet av prisen i periode 2 er gitt ved *ii*) så vil gevinsten av gratiskvotene blir større dersom bedriften har investert enn dersom den ikke har investert. Dersom den har investert blir gevinsten totalt sett over begge perioder lik 700, mens gevinsten av gratiskvotene dersom den ikke investerer blir mindre enn 700 (men større enn 600). Siden en investering øker gevinsten av gratiskvoter ved ikke-omsettelige kvoter, men påvirker ikke gevinsten av gratiskvoter hvis kvotene er omsettelige, så betyr dette at ikke-omsettelige kvoter i større grad enn omsettelige kvoter kan bidra til at bedriften investerer.

Dersom utfallet av produktprisen er gitt ved *iii*) så er produksjonen ulønnsom enten bedriften har investert eller ikke. Gevinsten av gratiskvotene i periode 2 er gitt ved kolonne 4 i tabell 3. I dette tilfellet kan vi ikke på generell basis si om en investering øker eller reduserer gevinsten av gratiskvoter. Det vil bl.a avhenge av antallet gratiskvoter og prisen i periode 2.

Vi kan dermed konkludere med at hvorvidt et omsettelig eller et ikke – omsettelig kvotesystem gir bedriften størst incentiver til å investere avhenger av antallet gratiskvoter og bedriftens forventninger om fremtidige priser.

Jo flere gratiskvoter bedriften har i utgangspunktet, jo større er sannsynligheten for at bedriften investerer under et system med ikke-omsettelige gratiskvoter enn under et system med omsettelige gratiskvoter. Jo større sannsynlighet det er for at bedriften investerer, jo større er sannsynligheten er det for at bedriften vil være konkurransedyktig også etter at tildelingsperioden for gratiskvoter over.

#### *B) Antallet gratiskvoter ligger mellom A og C.*

Dersom antallet gratiskvoter er høyere en bedriftens utslipp dersom den gjennomfører investeringen, men lavere enn utslippene dersom den ikke investerer, da vil omsettelige gratiskvoter gi større incentiver til å gjennomføre utslippsreduksjoner enn ikke-omsettelige gratiskvoter. Dette er vist i tabell 4.

Som det fremgår av tabell 4 innebærer ikke-omsettelige kvoter at bedriften, dersom den ikke investerer, bruker opp de ikke-omsettelige gratiskvotene i tildelingsperioden. En investering vil i dette tilfellet *ikke* øke avkastningen av gratiskvotene. Så lenge det er en viss sannsynlighet for at produksjon i periode 2 ikke er lønnsom, d.v.s at utfallet av prisen i periode 2 er gitt ved *iii*), så reduserer dette den forventede gevinsten av å investere. Gevinsten av investeringen vil derfor bli mindre når de frigjorte kvotene som følge av investeringene må benyttes i egen virksomhet enn når de kan selges på markedet. Den forventede gevinsten av å investere er derfor høyere dersom gratiskvotene er omsettelige enn dersom de er ikke-omsettelige. Omsettelige gratiskvoter øker dermed sannsynligheten for at bedriftene vil investere og dermed økes sannsynligheten for at bedriftene vil være konkurransedyktig også etter at tildelingsperioden er over, selv om de da må betale for kvotene.

Tabell 4. Gevinst av gratiskvoter. Tilfellet B.

	Periode 1	Periode 2	Periode 2
		Lønnsom produksjon*	Ulønnsom produksjon*
<b>Omsettelige kvoter;</b>			
Uten investering	550	0	0
Med investering	550	0	0
<b>Ikke-omsettelige kvoter;</b>			
Uten investering	550	0	0
Med investering	500	50	Mindre enn 50

\* Lønnsom/ulønnsom produksjon innebærer at inntektene fra produksjon dekker/dekker ikke produksjonskostnader inklusiv kvotekostnader til *markedspris*.

### C) Antallet gratiskvoter er lavere enn utslipp etter investering.

Dersom antallet tildelte gratiskvoter er lavere enn det bedriften vil slippe ut i tildelingsperioden selv etter at investeringen er foretatt, så vil de to systemene for tildeling av gratiskvoter ha helt lik virkning på bedriftenes beslutninger om investering i renseteknologi og produksjonsbeslutninger. Bedriften vil da være en netto kjøper av kvoter. Om de kvotene som ble tildelt gratis kan selges eller ikke er irrelevant så lenge det er optimalt for bedriften å bruke minst så mange kvoter i egen virksomhet. Verdien av gratiskvotene vil være lik 400, enten bedriften investerer eller ikke og uavhengig om bedriften opprettholder produksjonen også i periode 2.

## 3 Kostnadsbasert tildeling

I det foregående kapitlet ble det vurdert hvordan ulike systemer av tildeling av kvoter påvirket bedriftens produksjonsbeslutninger utover den perioden hvor kvotene tildeles. I dette kapitlet vurderes virkningen av ulike tildelingssystemer på investeringsbeslutninger og produksjonsbeslutninger innen de(den) perioden(e) som kvotene tildeles. Det antas også at bedriftene får tildelt kvoter basert på deres behov for kvoter for å opprettholde produksjonen. I motsetning til i det foregående kapitlet ønsker nå myndighetene å sørge for at ingen bedrifter får flere kvoter enn det de trenger for å opprettholde produksjonen til lavest mulige kostnader. I mange tilfeller vil ikke myndighetene kjenne til bedriftenes produksjons-kostnader og vite hvilke kostnader bedriftene har ved eventuelle tiltak for å redusere utslippene. Tildeling av gratiskvoter for å hindre nedleggelse når myndighetene har mindre informasjon enn bedriftene er bl.a. diskutert i Jebjerg og Lando (1997) og Hagem (2001c). Det vises i disse studiene, under ulike forutsetninger om bedriftenes kostnader ved utslippsreduksjoner, at det i tilfeller med asymmetrisk informasjon er bedre for myndigheten om de tilbyr bedriftene et valg mellom ulike utslippskontrakter enn at bedriftene tilbys et gitt antall gratiskvoter. I slike utslippskontrakter kan bedriftene velge mellom ulike kombinasjoner av utslippsreduksjoner og økonomisk kompensasjon fra myndighetene. I den situasjonen som diskuteres i dette kapitlet antas det at myndigheten velger å ikke stille andre krav til bedriften enn at de skal opprettholde produksjonen for å få tildelt gratiskvoter. Gratiskvotene er omsettelige og tildelingen

er betinget av at produksjonen opprettholdes. Myndighetene søker å minimere kostnadene ved å opprettholde produksjonen. Det innebærer at de må gi incentiver til at bedriftene gjennomfører kostnads-effektive investeringer i rensetiltak.

### 3.1 Tildeling av omsettelige gratiskvoter over tid

I Hagem og Westskog (2000) er det sammenlignet ulike systemer for omsettelige gratiskvoter, der myndighetene, ved bruk av gratiskvoter, søker å opprettholde produksjonen i minst to perioder. Periodene kan f.eks være Kyotoperioden 2008 – 2012 og den påfølgende femårs-perioden etter dette. Utgangspunktet for studien er at bedriftene forventer at myndighetene ønsker å hindre nedleggelse, samtidig vet bedriftene og myndighetene at klimaavtalen reforhandles og dette kan endre på de internasjonale prisene på varene som produseres i utslippsintensiv sektor i den andre perioden (perioden etter Kyotoperioden). Bedriftenes fremtidige produksjonsinntekter blir dermed påvirket av utviklingen i ramme-betingelser for konkurrerende industri i andre land.

Det vises i artikkelen at myndighetene i den første perioden må inngå visse forpliktelser om tildelingen av gratiskvoter for den påfølgende perioden dersom de skal få bedriften til både å opprettholde produksjonen over tid og gjennomføre kostnadseffektive investeringer i utslipps-reduserende teknologi. Dersom myndighetene ikke inngår slike forpliktelser vil bedriftene forvente at myndighetene i den andre perioden bare vil gi akkurat tilstrekkelig med gratiskvoter til at den løpende inntekten dekker produksjonskostnadene. En bedrift som har investert i teknologi som reduserer utslippene vil ha mindre utgifter til kvotekjøp enn ellers. Bedriftens behov for gratiskvoter for å sikre at inntektene dekker produksjonskostnadene blir dermed tilsvarende mindre. Dersom bedriftene forventer at myndighetene bare tildeler gratiskvoter i den andre perioden som er akkurat tilstrekkelig til å sikre fortsatt lønnsom produksjon, så vil ikke bedriften få dekket noe av sine investeringskostnader gjennom gratiskvotene tildelt i den andre perioden.

Tildeling av et stort antall omsettelige gratiskvoter i den første perioden vil ikke sikre at investeringen blir foretatt dersom bedriftene forventer at kvotetildelingen i den andre perioden bare sikrer at produksjonskostnadene ikke blir negative. Bedriftene vil i det tilfellet finne det mere lønnsomt å la være å investere, legge ned produksjonen i den andre perioden og selge overskuddet av kvoter i markedet. Myndighetenes ønske om at bedriftene skal investere i kostnadseffektiv utslippsteknologi, og at de skal opprettholde produksjonen i begge perioder, setter dermed krav både til den forventede *totale tildeling* av gratiskvoter og *fordelingen* av denne over begge periodene.

I Hagem og Westskog (2000) sammenlignes to ulike regler for tildeling av gratiskvoter over tid, der myndighetene tildeler gratiskvoter i den første perioden samtidig som de inngår bindende forpliktelser om tildeling av gratiskvoter for den andre perioden. I den ene tildelingsregelen fastsettes *antallet* gratiskvoter som vil bli tildelt i den andre perioden, dersom produksjonen opprettholdes, allerede i den første perioden. Denne tildelingsregelen refereres til som "fast tildelingsregel". I den andre tildelingsregelen gjøres tildelingen i den andre perioden avhengig av prisene på varene som bedriftene produserer. Ved denne "fleksible

tildelingsregelen” gjøres forholdet mellom internasjonal varepris og tildelte gratiskvoter i den andre perioden kjent for bedriftene i den første perioden.

Det vises at disse to tildelingsreglene under visse betingelser gir det samme resultatet angående myndighetens kostnader og bedriftens investerings- og produksjonsbeslutninger. Sett fra myndighetene er det imidlertid bedre å la antall gratiskvoter variere med produktprisen dersom investerings-kostnadene er lave, dersom det er stor sannsynlighet for høye produktpriser, eller dersom produktprisen i periode to er svært usikker i den forstand at det er stort avvik mellom det laveste og det høyeste anslaget på produktprisene. Grunnen til dette er at myndighetene må sørge for at antallet gratiskvoter er tilstrekkelig til å sikre lønnsom produksjon dersom de ønsker at bedriften skal produsere også inn i den andre perioden. Siden prisen i denne perioden er usikker når systemet for tildeling av kvoter fastsettes, så må myndigheten ta høyde for at prisene kan bli lave i den neste perioden. Ved den faste tildelingsregelen innebærer dette at det på forhånd fastsatte antallet gratiskvoter må være minst tilstrekkelig for å sikre lønnsom produksjon selv dersom prisen blir lav. Det betyr at dersom prisen blir høy får bedriften en høyere inntekt enn dersom prisen på varen blir lav. Dersom det er en stor sannsynlighet for at prisen blir høy og det er stort avvik mellom det høyeste og laveste anslaget på produktprisen betyr dette at bedriftens forventede inntekt i den andre perioden kan bli svært høy. Dermed kan den forventede inntekten til bedriften bli høyere enn det som er nødvendig for å sikre at det er lønnsomt for bedriften å investere. Lave investeringskostnader innebærer større sannsynlighet for at dette blir tilfellet. Med en fleksibel tildelingsregel kan myndighetene sikre at bedriften får færre gratiskvoter i den andre perioden dersom prisen på den produserte varen er høy enn dersom den er lav. På den måten kan myndighetene sørge for at bedriftens forventede inntekt i mindre grad avhenger av prisen på den produserte varen, og myndighetene kan sikre at bedriftene ikke får flere kvoter enn det som akkurat er nødvendig for å sikre investering og fortsatt produksjon i begge perioder.

## 4 Oppsummering

Hensikten med disse analysene er å vurdere virkningen av ulike systemer for tildeling av gratiskvoter som virkemiddel for å hindre nedleggelse. De forhold som er vurdert er ikke tilstrekkelig til å avgjøre om myndighetene bør bruke tildeling basert på generelle vilkår eller kostnadsbasert tildeling. Det vil også avhenge bl.a. av hvor mange bedrifter som er inkludert i en ordning med gratiskvoter. Kostnadsbasert tildeling vil innebære at myndighetene må skaffe til veie en del kunnskaper om bedriftenes muligheter for å innføre ny teknologi som reduserer utslippene og informasjon om bedriftenes produksjonskostnader. Et generelt tildelingssystem krever mindre informasjon og innebærer derfor lavere administrasjonskostnader. Ulempen er at dette kan være mindre treffsikkert for å hindre nedleggelse. I denne artikkelen er det vist at både ved generell og kostnadsbasert tildeling vil ulikt design på systemene ha ulik virkning på bedriftenes tilpasning. I første del ble det vurdert hvordan ikke-omsettelige kvoter virket i forhold til omsettelige kvoter på bedriftenes investerings- og produksjonsbeslutninger. Ikke-omsettelige kvoter kan påvirke gevinsten av investeringene og kan gi andre investeringsbeslutninger enn



omsettelige gratiskvoter. Det betyr igjen at ikke-omsettlige gratiskvoter kan påvirke bedriftenes konkurranseevne og produksjonsbeslutningene i perioden utover den perioden der kvotene tildeles. I andre del ble det vurdert hvordan ulike systemer for tildeling av kvoter over tid påvirket bedriftenes beslutninger om investeringer i utslippsreducerende teknologi og myndighetenes kostnader ved å opprettholde produksjonen, der tildelingen til den enkelte bedrift avhang av dens konkurranseforhold. Det er grunn til å anta at myndighetenes preferanser mellom systemer for tildeling av gratiskvoter, utover en avveining av de ulike konsekvensene som er diskutert i denne artikkelen, vil avhenge bl.a. av hva som er politisk mulig å få gjennomslag for, hva som kan bli godtatt innenfor internasjonale handelsregelverk, samt administrasjonskostnader knyttet til de ulike kvotesystemene.

Formatted: English

## Referanser:

Coase, R. 1960. "The problem of social cost", *Journal of Law and Economics* 3, October. 1-44.

Eatwell, E., M. Milgate and P. Newman (1987) "*The New Palgrave: A Dictionary in Economics*", London: The Macmillan Press Limited.

Golombek, R., C. Hagem and M. Hoel 1995. "Efficient Incomplete International Climate Agreements", *Resource and Energy Economics* 17, 25-46.

Hagem, C. og H. Westskog 2000. "National Climate Policy, Firm Survival, and Investments", CICERO Working Paper 2000:8

Hagem, C. 2001a. "The Merits of Non-tradable Quotas as a Domestic Policy Instrument to Prevent Firm Closure", Manuskript, CICERO

Formatted: English

Hagem, C. 2001b: "The Kyoto Protocol, Tradeable Quotas and Firm Survival", kommer i *Environmental and Resource Economics*.

Hagem, C. 2001c. "Climate Policy, Asymmetric Information and Firm Survival", Nota di Lavoro 10.2001, Fondazione Eni Enrico Mattei.

Formatted: English

Hoel, M. 1996. "Should a Carbon Tax Be Differentiated Across Sectors ?" *Journal of Public Economics* 59 17-32.

Hoel, M. 1997. "Environmental Policy with Endogenous Plant Locations", *Scandinavian Journal of Economics* 99(2), 241-259.

Holtmark, B. J. (1999) "Kostnadseffektiv klimapolitikk med doble gevinster", *Norsk Økonomisk Tidsskrift* 113 årgang, Hefte 1, 49-70.

Jebjerg, L. and H. Lando 1997. "Regulating a Polluting Firm Under Asymmetric Information", *Environmental and Resource Economics* 10, 267-284.

Markusen, J.R., E.R. Morey and N. D. Olewiler 1993. "Environmental Policy when Market Structures and Plant Locations are Endogenous", *Journal of Environmental Economics and Management* 24, 69-86.

Markusen, J.R., E.R. Morey and N. D. Olewiler 1995. "Competition in Regional Environmental Policies when Plant Locations are Endogenous", *Journal of Public Economics* 56, 55-77.

Mæstad, O. 1998. "On the Efficiency of Green Trade Policy", *Environmental and Resource Economics* 11, 1-18.

NOU 2000:1 *Et kvotesystem for klimagasser. Virkemiddel for å møte Norges utslippsforpliktelse under Kyotoprotokollen*. Miljøverndepartementet.

---

## Biografi

- **Cathrine Hagem** (f. 1963) er samfunnsøkonom og dr.polit fra 1997. Hun har arbeidet som stipendiat og forsker ved CICERO Senter for klimaforskning siden 1992. Forskingen omfatter design og virkninger av ulike utforminger av internasjonale klimaavtaler og nasjonal implementering av disse. Cathrine Hagem var medlem i kvoteutvalget.
-





---

# Grønne skattereformer og doble gevinster – hva har 10 års forskning lært oss?

Lars Håkonsen  
Telemarksforsking-Bø

---

*Denne artikkelen tar for seg utvalgte hovedtrekk innenfor litteraturen omkring grønne skattereformer og doble gevinster. Begrepet doble gevinster ble introdusert tidlig på 90-tallet, og skapte betydelig interesse både blant forskere og politikere. Et potensielt problem er imidlertid at doble gevinster er et begrep med dobbelt, trippel eller multiplert betydning; det finnes flere alternative definisjoner av hva dobbeltgevinsten består i. Hvis "den første gevinsten" defineres som forbedret miljøkvalitet, vil "den andre gevinsten" blant annet kunne være høyere arbeidstilbud, lavere arbeidsledighet, høyere velferd eksklusive miljøkvalitet eller redusert effektivitetstap. Vi kommer nærmere inn på hver av disse alternative definisjonene. Litteraturen på feltet er omfangsrik, og det tas ikke sikte på å gi en fullstendig litteraturoversikt. Siktemålet er snarere å gjøre et utvalg av resultater som er egnet til å få fram en del viktige prinsipielle poenger. Det vil også bli forsøkt å avklare uklarheter som har oppstått på grunn av at enkelte bidrag på feltet ikke i tilstrekkelig grad har holdt fra hverandre de ulike definisjonene av hva "den andre gevinsten" består i.*

---

## 1 Litt om begynnelsen

De første antydninger i retning av det som har blitt kalt doble gevinster kan – så vidt jeg har kunnet bringe på det rene – spores tilbake til Terkla (1984) og Lee og Misiolek (1986). Selve begrepet dobbeltgevinst ble imidlertid ikke brukt av noen av disse. Termen dobbeltgevinst eller "double dividend" ble – igjen så vidt jeg har kunnet bringe på det rene – først introdusert av Pearce (1991) gjennom følgende formulering (s. 940):

---

\* Agnar Sandmo takkes for nyttige kommentarer. Forfatteren er selvsagt alene ansvarlig for det som måtte finnes av feil eller uklarheter.

”Governments may then adopt a fiscally neutral stance on the carbon tax, using revenues to finance reductions in incentive-distorting taxes such as income tax, or corporation tax. This ‘double dividend’ feature of a pollution tax is of critical importance in the political debate about the means of securing a ‘carbon convention’.”

Det er verdt å merke seg at dette utsagnet, som altså viste seg å bli svært viktig, er relativt rundt formulert. Dobbeltgevinsten er knyttet til muligheten for å bruke skatteprovenyet fra miljøskattene til å redusere skattesatsene på eksisterende, prisvridende skatter som inntekts- eller bedriftsbeskatning. En mer eksplisitt presisering av hva slags gevinst det er snakk om, finnes imidlertid ikke. Det er interessant å merke seg at det ovenfor viste sitatet står i et avsnitt med overskriften ”Advantages of a carbon tax”. I dette avsnittet drøfter Pearce hvilke fordeler bruk av miljøskatter har *sammenlignet med andre former for utslippsreducerende virkemidler*. Dette indikerer at Pearce først og fremst har argumentert for en dobbeltgevinst i betydningen at bruk av skatter innebærer fordeler *framfor virkemidler som ikke gir avgiftsproveny* til det offentlige. Denne tolkningen av Pearce framheves også av Holtsmark og Kasa (1999). I så fall er utsagnet lite kontroversielt, siden poenget om at bruk av skatter (eller auksjonerte kvoter) dominerer andre måter å oppnå utslippsreduksjoner på er blitt grundig dokumentert i senere forskning. Dobbeltgevinsten har imidlertid stort sett blitt tolket i andre retninger enn den sistnevnte. Mer om dette i neste avsnitt.

## 2 Hva er den andre gevinsten?

Pearce selv var altså lite eksplisitt omkring en definisjon av dobbeltgevinsten. Men begrepet dobbeltgevinst var tydeligvis egnet til å skape stor oppmerksomhet, og det ble raskt foreslått flere alternative definisjoner i de mange påfølgende artikler om emnet utover på 90-tallet. Jeg velger her å definere forbedret miljø eller alternativt redusert utslippsmengde som ”den første gevinsten”. Hva er så ”den andre”? De alternativene som er blitt viet oppmerksomhet i litteraturen er i første rekke som følger. Rekkefølgen indikerer ikke noe om hvilken eller hvilke som er viktigst eller mest relevant.

- i. *høyere arbeidstilbud*
- ii. *lavere arbeidsledighet*
- iii. *høyere velferd eksklusive miljøkvalitet*
- iv. *lavere effektivitetstap*
- v. *høyere økonomisk vekst*

Innenfor rammene av denne oversikten er det ikke mulig å komme detaljert inn på alle relevante bidrag og resultater innenfor disse alternative definisjonene av en dobbeltgevinst. Det siste av alternativene ovenfor, høyere økonomisk vekst, har nok vært den minst benyttede definisjonen, og har også færre fellestrekk enn det som er

tilfellet for de andre analysene. Av plasshensyn vies det dermed ikke et separat avsnitt til dette tema.<sup>1</sup> Strukturen i det følgende vil derfor bli at det forsøkes å få fram en del viktige hovedtrekk omkring definisjonene i) til iv). Det er imidlertid grunn til å poengtere at grensene mellom definisjonene i) til iv) i en del tilfeller kan være flytende. Med det menes at resultater, betingelser eller argumenter som gjelder for en av definisjonene, også kan være av sentral betydning for en eller flere av de andre. I en del tilfeller har det dessverre også vært slik at resultater som angår en enkelt definisjon *feilaktig* har blitt tatt for å være gyldig også for en eller flere av de andre, noe vi skal komme nærmere tilbake til. Det gjøres oppmerksom på at en del av poengene som framkommer i de følgende avsnitt også finnes omtalt i Bye (1998a).

### 3 Arbeidstilbud

Dersom man skal gjennomføre en provenynøytral grønn skattereform, finnes det i utgangspunktet mange alternative måter å opprettholde provenynøytralitet (uforandret samlet skatteinntekt) på. Nærmere bestemt finnes det (minst) like mange muligheter som antall skatter, subsidier eller overføringer i utgangspunktet. Mange land har relativt høye skattesatser på arbeidsinntekter, og trolig av denne grunn har et stort flertall av analyser av grønne skattereformer antatt at skatteprovenyet fra miljøbeskatningen benyttes til å *reducere skattesatsene på arbeidsinntekter*. Et viktig bidrag i denne forbindelse er Bovenberg og de Mooij (1994), som studerer en økonomi der arbeidskraft er eneste innsatsfaktor, og der ferdigvarene består av hhv. et "rent" og "skittent" konsumgode. Konsumenten i modellen har nytte av fritid og de to konsumgodene, samt miljøkvalitet og et (produsert) kollektivt gode. Årsaken til den store gjennomslagskraften akkurat dette bidraget har fått, er trolig at forfatterne benyttet en meget enkel, men samtidig skreddersydd, modell for å analysere arbeidstilbudseffekter av et (delvis) skifte av skattebase fra arbeidsinntekt til forbruk av forurensende goder, og at de var tidlig ute med dette prinsipielt avklarende bidraget. De som eventuelt hadde store forhåpninger omkring fordelaktigheten ved en slik skattereform (vel å merke utover miljøgevinsten), ble trolig skuffet av Bovenberg og de Mooij's resultater. Problemet med den opprinnelige likevekten, med en skatt på arbeidsinntekt, er at individene står overfor "feil" reallønn i forhold til samfunnets verdi av arbeidsinnsatsen. Ved å skattlegge arbeid lettere og miljøforurensende konsum hardere, tenkte man seg kanskje at individene ville komme til å stå overfor en samfunnsøkonomisk mer korrekt pris på sitt arbeidstilbud, og dermed bli stimulert til å øke sitt arbeidstilbud. Resultatet viste seg å bli motsatt. Årsaken kan enkelt forklares ut fra definisjonen av reallønn  $\omega = W/P$ , der  $W$  er nominell lønn etter skatt og  $P$  er en ideell konsumprisindeks (etter

---

<sup>1</sup> Det presiseres at det finnes mange interessante studier av sammenhenger mellom miljøpolitikk og økonomisk vekst. Det har imidlertid ikke vært like vanlig å assosiere høyere økonomisk vekst med en dobbeltgevinst som de øvrige tema som belyses i denne artikkelen. Blant relevante analyser av numeriske dynamiske modeller og vekstbaner for økonomien, se for eksempel Peck og Teisberg (1992) og Nordhaus (1993). Den empiriske sammenhengen mellom utslipp og økonomisk vekst analyseres av Holtz-Eakin og Selden (1995).

skatt). Ved å redusere skattesatsen på arbeidsinntekt stiger  $W$ , og dette bidrar selvsagt alt annet like til at reallønnen  $\omega$  stiger. Samtidig bidrar de økte skattesatsene på det forurensende konsumgodet til at konsumprisindeksen stiger og reallønnen synker – igjen alt annet like. Et hovedpoeng med Bovenberg og de Mooij's analyse var å påvise at nettoeffekten av disse to virkningene er at reallønnen synker i stedet for å stige – så lenge det offentliges totale skatteinntekt skal holdes konstant. Dermed bidrar altså skattereformen som *formelt sett* reduserer skatter på arbeidsinntekter *reellt sett* til å redusere reallønnen etter skatt, og dermed til å redusere individenes arbeidstilbud hvis vi forutsetter en positiv sammenheng mellom reell timelønn og arbeidstilbud. Hovedårsaken til resultatet er som følger: Det finnes kun en primær ressurs i Bovenberg og de Mooij's modell; konsumentens tidsbeholdning. Denne kan benyttes enten til arbeid eller fritid. Miljø som sådan er ingen selvstendig skattebase. Det finnes derfor ingen reell mulighet for å skattlegge "miljø" hardere og arbeid lettere. Når beskatningen av forurensende konsumvarer skjerpes, er dette i realiteten bare en indirekte måte å skattlegge inntekter som opprinnelig ble skapt av arbeidsinnsatsen. Slik sett kan derfor skattereformen som analyseres av Bovenberg og de Mooij beskrives som *en omfordeling av skattetrykk bort fra direkte beskatning av arbeidsinntekter og over til indirekte beskatning av arbeidsinntekter*.

Når denne ene artikkelen vektlegges såpass sterkt, skyldes det at den innsikten som er blitt presentert ovenfor er av stor betydning for måten å tenke omkring grønne skattereformer. Straks vi innser at miljø eller utslipp som sådan ikke utgjør en selvstendig økonomisk aktør som kan betale skatt til det offentlige *i stedet for* privatpersoner eller bedrifter, blir noe av den opprinnelige optimismen knyttet til grønne reformer og doble gevinster betydelig redusert. På den annen side skal ikke dette ene bidragets betydning overdrives. Blant annet har modellen en restriktiv preferansestruktur, og har som tidligere nevnt arbeidskraft som eneste produksjonsfaktor. Forfatterne har selv i et senere bidrag, Bovenberg og de Mooij (1998), analysert betydningen av å inkludere flere primære produksjonsfaktorer, dvs. arbeid og kapital. Det blir da fullt mulig å oppnå en omfordeling av skattetrykket i økonomien fra arbeid til kapital (eller motsatt) når en grønn skattereform gjennomføres. Dermed kan resultatet bli motsatt av det som vises av Bovenberg og de Mooij (1994); dvs. høyere reallønn og høyere arbeidstilbud (igjen forutsatt positiv sammenheng mellom lønn og arbeidstid). Også innenfor den opprinnelige modellformuleringen med kun arbeid som produksjonsfaktor, kan man ved å åpne for alternative forutsetninger om preferansene få motsatte resultater av Bovenberg og de Mooij (1994). For eksempel viser Håkonsen (2001a) at det er fullt mulig å få høyere arbeidstilbud som følge av en grønn skattereform med en positiv sammenheng mellom lønn og arbeidstilbud.

Dette avsnittet har fokusert på virkninger på arbeidstilbudet. Det bør presiseres at nivået på arbeidstilbudet ikke har noen selvstendig status som velferds mål. Nivået på arbeidstilbudet er frivillig valgt av nyttemaksimerende konsumenter, det er ingen arbeidsledighet, og lavere arbeidstilbud betyr dermed samtidig høyere nytte av fritid. Det er derfor ingen målsetning for økonomier av den kategori vi her har diskutert å maksimere arbeidstilbudet. Så lenge vi ikke forutsetter arbeidsledighet er det langt mer interessant å studere det totale velferdsnivået, dvs. nyttenivået til konsumenten



eller konsumentene. Det kommer vi tilbake til i avsnitt 5 og 6. Alternativt kan vi introdusere arbeidsledighet som en del av modellens løsning, hvorved det igjen blir mer interessant å studere sysselsettingsvirkninger av en grønn reform. Dette er temaet i neste avsnitt.

## 4 Arbeidsledighet

Problemet med arbeidsledighet er en av de mest fundamentale utfordringene for økonomisk politikk i alle land, og har i relativt lang tid vært et særlig alvorlig problem i mange europeiske land. Arbeidsledighet er i høy grad et komplekst problem, med mange typer ledighet og mange mekanismer som til sammen bidrar til å forklare problemet. Vi skiller i hovedsak mellom følgende kategorier av arbeidsledighet:

- *Friksjonsledighet; det finnes til enhver tid både ledige stillinger og ikke-sysselsatte kandidater til de ledige jobbene. Denne type ledighet skyldes at prosessen med å søke på jobber for arbeidssøkerne og å utlyse, intervju og ansette arbeidstagere for arbeidsgiverne tar en viss tid.*
- *Strukturledighet; også kalt "mismatch-ledighet", som er et talende ord for hva problemet består i. Vi har strukturledighet hvis vi samtidig har ledighet innenfor et delmarked i arbeidsmarkedet – eksempelvis snekkere – og full sysselsetting eller overskuddsetterspørsel i andre delmarkeder, for eksempel ingeniører. Siden det til enhver tid foregår en viss grad av strukturomstilling i en økonomi (noen bransjer bygges ned, mens andre bransjer vokser), vil det alltid finnes en viss strukturledighet. Denne type ledighet lar seg vanskelig fjerne, da det i forhold til eksemplet ovenfor er åpenbart at man ikke umiddelbart kan omskape snekkere til ingeniører. Stikkord for problemets løsning er dermed bl.a. mobilitet hos arbeidstagere, omskolering, etter- og videreutdanning*
- *Keynesiansk ledighet; det finnes prisrigiditeter i økonomien som gjør at produksjonen blir begrenset av utilstrekkelig samlet etterspørsel etter varer og tjenester. Altså ligger nøkkelen til redusert ledighet i dette tilfelle i å stimulere samlet etterspørsel ved hjelp av ekspansiv penge- eller finanspolitikk.*
- *Klassisk ledighet; betegner en situasjon der lønningene for en viss type arbeidskraft er høyere enn likevektslønnen i dette markedet, dvs. lønnen ligger over det lønnsnivået som ville ha klarert markedet og sørget for null arbeidsledighet. Det finnes flere mulige forklaringer på dette, noe vi kommer tilbake til nedenfor.*

Etter raskt å ha sett på disse fire hovedkategoriene av arbeidsledighet, blir man kanskje slått av at grønne skatter eller skattereformer ikke har noen åpenbar plass i årsakssammenhengene. Friksjonsledighet og Keynesiansk ledighet må med rimelighet kunne antas å være nokså uavhengig av hvilken miljøpolitikk som føres. Det samme gjelder på lang sikt også for strukturledighet. En rask og uanmeldt omlegging i retning av et grønnere skattesystem vil imidlertid måtte forventes å *øke strukturledigheten*. Dette er dog intet spesielt for grønne skattereformer, men et generelt resultat for enhver større omlegging av rammebetingelsene for ulike bransjer. Det punktet der beskatningsspørsmål kan forventes å ha størst relevans, er dermed når ledigheten er av klassisk type. Skattekilen forårsaket av beskatning av arbeidsinntekter kan åpenbart være av interesse hvis ledigheten skyldes at bedriftenes ansettelser begrenses av det lønnsnivået bedriftene står overfor, inklusive skatter. Når det gjelder årsaken til at lønninger ligger over det nivået som ville klarert markedet, finnes det flere mulige forklaringer, bl.a.

- *Legale minstelønninger*
- *Effektivitetslønn*
- *Fagforeningsmakt*

Minstelønninger antar vi er et selvforklarende fenomen. Effektivitetslønnsteorier fokuserer på at arbeidsgivere finner det optimalt å heve lønnen over likevektsnivået for å kunne tiltrekke seg bedre kvalifiserte arbeidstakere, for å forhindre at arbeidstakere de har investert i (ved å øke de ansattes kvalifikasjoner/menneskelige kapital) søker seg arbeid andre steder, eller for å styrke de ansattes incitament til høy innsats. Effektivitetslønnsteorier fokuserer dermed på forhold på etterspørselssiden i markedet. Modeller som studerer fagforeningers rolle er derimot opptatt av forhold på tilbudssiden i arbeidsmarkedet, og antar at fagforeninger har preferanser både over lønn og ledighetsnivået på vegne av sine medlemmer. De finner det da optimalt å ofre noen sysselsatte, dvs. skape en viss ledighet, for å oppnå høyere lønninger for de fagforeningsmedlemmer som fortsatt er ansatt.

#### 4.1 Noen bidrag fra litteraturen om grønne skattereformer

Det har kommet relativt mange analyser av hvordan en grønn skattereform kan påvirke ledighetsnivået. Den enkleste mulige innfallsvinkelen er simpelthen å postulere at reallønnsnivået av en eller annen grunn (som ikke forklares av modellen) er for høyt. Dette gjøres av Bovenberg og van der Ploeg (1996). De fleste analyser har imidlertid tatt utgangspunkt i at det er fagforeningers adferd som forklarer ledighetsnivået. Blant disse kan nevnes Nielsen, Pedersen og Sørensen (1995), Strand (1998) og Sandmo (2000). Disse antar alle at en monopol-fagforening først setter lønnsnivået, og at bedriften deretter bestemmer hvor mange den vil ansette. En alternativ forutsetning er at lønnsnivået fastsettes gjennom forhandlinger mellom fagforeningen og bedriften. Dette studeres bl.a. av Marsiliani og Renström (1997), Bovenberg og van der Ploeg (1998), Koskela og Schöb (1999), Strand (1999) og Holmlund og Kolm (2000). Videre belyses betydningen av en grønn skattereform i et tilfelle der ledigheten skyldes effektivitetslønn av Schneider

(1997).<sup>2</sup> Det er ikke mulig å komme detaljert inn på resultatene i disse bidragene her. Generelt kan vi si at effektene er spesifikke for hver enkelt modell, og avhengige av de ulike parametre som inngår i modellen og hvilken måte provenyet fra de grønne skattene tilbakeføres på. Alle analysene finner imidlertid at en grønn skattereform *kan* bidra til å redusere ledighetsnivået. Ut over å påvise fortegnet av effektene, er det imidlertid et svært sentralt spørsmål også å vite noe om *hvor stor reduksjon* i ledighet vi eventuelt vil kunne få. Dette peker i retning av analyser ved hjelp av numeriske modeller, og det finnes da bidrag bl.a. av Bossier og Bréchet (1995), Mathiesen (1995), Kuper (1996), Carraro, Galeotti og Gallo (1996), samt Bye (1998b). Et fortolkningsproblem når det gjelder hvor store endringer i sysselsetting eller ledighet vi kan oppnå, er det faktum at det ikke finnes en felles mal for reformens størrelse. Bare av denne grunn er derfor noe vanskelig å sammenligne effektene som oppnås i de refererte bidragene. For kortfattet å indikere noe om variasjonen i resultater, nevnes her at Kuper (1996) finner at både økonomisk aktivitet og sysselsetting reduseres, mens Carraro, Galeotti og Gallo (1996) finner at ledigheten på *kort sikt* reduseres, men i sterkt varierende grad fra land til land, mens ledigheten på *lang sikt* ikke påvirkes.<sup>3</sup> Mathiesen (1996) skiller mellom ulike typer arbeidskraft, og finner at en grønn skattereform i Norge kan bidra til å øke samlet sysselsetting med om lag 1 %, men samtidig at etterspørsel etter arbeidskraft fra de bransjer som rammes sterkest av reformen – ferrolegeringer og raffinier – reduseres med 50 %. Med andre ord kan strukturledigheten øke betydelig. Bildet er altså i høy grad blandet, og avhenger både av tidsperspektiv, modellering av økonomiens funksjonsmåte, modellering av ledighetens årsak m.v. Siden reformenes størrelse varierer mellom analysene, er det også et sentralt spørsmål å diskutere i hvilken grad disse modellenes resultater har relevans også for *større omlegginger i grønn retning* enn det som faktisk analyseres i modellene. Mer presist, er det slik at modeller som predikerer at ledigheten reduseres, også skal tolkes dithen at ledigheten kan reduseres enda mer hvis bare den grønne skattereformen er enda større? Dette vil trolig være en urimelig tolkning. I så fall må man skille mellom lokale og globale (i matematisk forstand) resultater i modellene; fortegnet på effekten kan skifte hvis reformene gjøres mer og mer omfattende. Det virker lite realistisk å forvente at vi kan oppnå en sterk reduksjon i ledighetsnivået hvis vi bare gjennomfører en tilstrekkelig ambisiøs miljøpolitikk.

---

<sup>2</sup> Det skal påpekes at skottene mellom de ulike forklaringene på ledighet og de ulike typene av ledighet ofte ikke er vannrette. Både Bovenberg og van der Ploeg (1998) og Holmlund og Kolm (2000) er ovenfor sitert i forbindelse med arbeidsledighet forårsaket av lønnsforhandlinger mellom fagforeninger og bedrifter, og er dermed blitt plassert i kategorien "klassisk ledighet". Imidlertid kan ledigheten i disse modellene også kategoriseres som strukturledighet, pga. at ledighetsproblemet er antatt å være større i en sektor enn i andre sektorer.

<sup>3</sup> Denne analysen gjelder EU-landene, hvorav den kortsiktige endringen er minst i Storbritannia, der ledigheten reduseres med 0,2 %, og størst i Nederland, der ledigheten reduseres med 3,7 %.

## 4.2 Oppsummering

Kan en mer aktiv miljøpolitikk og grønne skattereformer bidra til betydelig reduksjon av arbeidsledighetsproblemet? Jeg har allerede uttrykt klar skepsis til muligheten for dette i avsnittet ovenfor. Én begrunnelse for en slik skepsis finnes ved å vise til studier av arbeidsledighetsfenomenet på mer generell basis, dvs. analyser som ikke spesielt fokuserer på grønne skattereformer, eksempelvis Bean (1994), Lindbeck (1996), Nickell (1998) og Røed (1998). Selv om skatteforhold så absolutt vies oppmerksomhet i flere av disse studiene, vil en rimelig oppsummering være at rent skattepolitiske grep ikke anses som tilstrekkelig til å oppnå betydelige forbedringer i arbeidsmarkedets funksjonsmåte og betydelige reduksjoner i ledigheten. I så fall gjelder dette i enda sterkere grad for grønne skattereformer enn for andre endringer i beskatningsstrukturen som mer direkte sikter mot effekter på sysselsetting enn det grønne skattereformer gjør. Følgende to hovedpunkter oppsummerer dermed hvorfor en skattereform som øker skattesatser på forurensende goder og faktorer og reduserer skattesatser på arbeidskraft ikke kan forventes å bidra særlig mye til redusert arbeidsledighet:

- i. Den reelle eller effektive reduksjonen i beskatning av arbeidskraft er oftest mindre enn den formelle reduksjonen.*
- ii. Selv om en grønn skattereform skulle bidra til en reduksjon av samlet beskatning av arbeidskraft, vil det trolig ikke oppstå vesentlige reduksjoner i ledigheten. Skattesatsen på arbeidsinntekter er ikke en sterk nok enkeltstående forklaring på ledigheten til at det kan forventes å bli store reduksjoner i ledigheten.*

## 5 Høyere velferd eksklusive miljøkvalitet

Analysen av miljøforbedringer og grønne skattereformer er alle motivert ut fra en antagelse om at miljøkvalitet på ulike vis har positiv verdi, og følgelig også at forurensninger eller utslipp som forringer miljøkvalitet har en kostnad. Miljøkvaliteten kan både vedrøre konsumentene direkte (inngå som argument i nyttefunksjonen), eller være av mer indirekte karakter ved at miljøkvalitet eksempelvis påvirker produktivitet eller kostnader i bedrifter. Vi skal i dette avsnittet avgrense oss til å se på det førstnevnte tilfellet, dvs. at miljø inngår som et argument i nyttefunksjonen. La derfor  $U(E, x_0, x_1, \dots, x_n)$  uttrykke en representativ konsuments nyttefunksjon med standard egenskaper fra konsumentteorien, og der  $E$  er miljøkvalitet,  $x_0$  er fritid og  $x_1, \dots, x_n$  er konsumgoder. Så lenge preferansene er uttrykt på denne generelle formen, er det problematisk å snakke om nytte eller velferd eksklusive miljøkvalitet i det hele tatt. Dette fordi den generelle nyttefunksjonen ovenfor tillater at grensenytten av godene  $x_0, \dots, x_n$  avhenger av nivået på miljøvariablen, slik at det gir liten mening å evaluere nytten eksklusive nivået på miljøkvalitet. Analyser som fokuserer på effekter på nytte eksklusive miljøkvalitet har derfor innført en restriksjon på preferansene ved at miljøkvalitet er svakt separabel fra de øvrige argumentene i nyttefunksjonen,  $U(E, F(x_0, x_1, \dots, x_n))$ . Denne restriksjonen bidrar til to ting. For det første vil nivået på etterspørselen etter

konsumgoder og fritid bli uavhengige av miljøtilstanden. For det andre vil nytte eksklusive miljøkvalitet bli presist definert som nivået på nytteindeksen  $F(x_0, x_1, \dots, x_n)$ , dvs. nytten av alle andre goder enn miljøkvaliteten  $E$ .

Denne varianten av dobbeltgevinst er kanskje den sterkeste blant de alternative formuleringene innenfor litteraturen. Man tenker seg at det gjennomføres en grønn skattereform med tanke på å forbedre miljøkvaliteten  $E$ , og at dette også skal lede til høyere nytte av alle andre goder,  $F(x_0, x_1, \dots, x_n)$ . Man ville i så fall stå overfor en ren "vinn-vinn" situasjon – og begrepet dobbeltgevinst er da opplagt treffende. Goulder (1995) motiverer analyser av nytte eksklusive miljøkvalitet med at vi – hvis det oppnås en dobbeltgevinst i denne forstand – bare trenger å vite *fortegnet* på effekten for miljøkvaliteten. Så lenge miljøkvaliteten forbedres, er vi sikret en velferdsgevinst av reformen uten å kjenne den eksakte verdsettingen av miljøet. Hvis forbedret miljøkvalitet derimot går på bekostning av nytten av andre goder, må vi ha en tilstrekkelig presis verdsettelse av miljøkvaliteten til å kunne avveie verdien av bedre miljø mot tapt nytte av andre goder.

## 5.1 Noen resultater fra litteraturen

Goulder (1995) refererer i en ofte sitert oversiktsartikkel til det tidligere omtalte bidraget av Bovenberg og de Mooij (1994), og hevder at de sistnevntes analyse viser at velferd eksklusive miljøkvalitet stiger hvis og bare hvis det er en negativ sammenheng mellom reallønn og arbeidstilbud (dvs. negativ arbeidstilbudselastisitet). Dette er imidlertid en feilfortolkning av Bovenberg og de Mooijs resultater. Gitt preferansestrukturen i Bovenberg og de Mooij (1994), viser Håkonsen (2001a) at effekten av en grønn skattereform på velferd eksklusive miljøkvalitet blir negativ uansett om arbeidstilbudselastisiteten er positiv eller negativ. Dette skyldes at det initiale skattesystemet, med kun skatt på arbeidsinntekt, *maksimerer velferd eksklusive miljø* gitt antagelsene om preferansestrukturen. Det følger trivielt at *enhver skattereform* fører til redusert velferd eksklusive miljø.

Ut fra resultatet ovenfor ser vi at det er sentralt å kjenne til hva slags skattestruktur som maksimerer nytten av konsum og fritid. Vilklårene for dette er velkjente fra 70-årenes (og tidligere) litteratur om optimal beskatning. Vi tenker nå innenfor rammene av samme type modell som Bovenberg og de Mooij (1994), dvs. en modell der nytten eksklusive miljø består av tre argumenter; fritid og konsumvare 1 og 2. Det antas videre at vare 1 er et "rent" gode, mens vare 2 er forurensende. Hvis det ut fra hensynet til nytten av fritid og varekonsum skal være optimalt å ha høyest skattesats på det forurensende godet, må vare 2 ha høyere grad av kompensert komplementaritet med fritid enn det som er tilfelle for vare 1.<sup>4</sup> Dette resultatet er kjent som Corlett-Hague regelen, jf. Corlett og Hague (1953-54). I sammenheng med grønne skattereformer, "gjenoppdages" resultatet bl.a. av Parry (1995). Videre er resultatet også sentralt i Håkonsens (2001a) presiseringer av de

<sup>4</sup> La  $\epsilon_{j0}$  betegne krysspriselasititeten mellom den kompenserte etterspørselsfunksjonen etter vare nr.  $j$  og prisen på fritid, dvs.  $\epsilon_{j0} = (\partial x_j / \partial p_0)(p_0/x_j)$ , der  $p_0$  er prisen på fritid og  $x_j$  er kompensert etterspørsel etter vare  $j$ . Resultatet referert i teksten ovenfor kan da uttrykkes som at vare 1 har høyere optimal skattesats enn vare 2 dersom  $\epsilon_{10}$  er mindre enn  $\epsilon_{20}$ . For ytterligere detaljer, se for eksempel Myles (1995) kap. 4.7.

uklarheter som har eksistert via Goulders (1995) feilfortolkning av Bovenberg og de Mooijs (1994) resultater, samt i Sandmo (2000) kap. 6.2.

Corlett-Hague regelen gjør det relativt enkelt å analysere vilkårene for å oppnå en dobbeltgevinst i form av bedre miljø og høyere nytte eksklusive miljø. To eksempler som er særlig relevante i forhold til det som har vært diskutert i litteraturen vises nedenfor. Vi antar for enkelhets skyld fortsatt at det bare finnes to konsumgoder, der vare 2 er det forurensende godet. Det forutsettes videre at høyere skatt på vare 2 i kombinasjon med redusert skatt på arbeidsinntekt (eller vare 1) faktisk bidrar til å oppnå den første gevinsten, dvs. redusert utslipp og bedre miljø.<sup>5</sup> En provenynøytral skattereform der skatten på vare 2 settes opp og eksisterende skatter settes ned, fører ut fra Corlett-Hague regelen til høyere nytte eksklusive miljøkvalitet i følgende to (ikke uttømmende) eksempler:

- *Det initiale skattesystemet består av i) bare en skatt på lønnsinntekt, eller alternativt ii) ingen skatt på lønnsinntekt, men samme skattesats på både vare 1 og 2. Vare 2 har høyere grad av kompensert komplementaritet med fritid enn det vare 1 har.*
- *Vare 1 og 2 har samme grad av kompensert komplementaritet med fritid (som forutsatt av Bovenberg og de Mooij (1994)). Det initiale skattesystemet består av i) skatt på lønnsinntekt i kombinasjon med en skatt på vare 1, eller alternativt ii) ingen skatt på lønnsinntekt, og isteden vareskatter på begge konsumgoder, og da slik at det er høyere skattesats på vare 1 enn vare 2.*

## 5.2 Oppsummering

Litteraturen omkring grønne skattereformers virkninger på nytte eksklusive miljøkvalitet viser at det er fullt mulig å oppnå både bedre miljø og høyere nytte av alle andre goder samtidig. Imidlertid er muligheten for en slik dobbeltgevinst langt fra en *generell egenskap* ved grønne skattereformer; muligheten oppstår bare dersom man i utgangspunktet er utenfor optimum *både* med hensyn til miljøargumentet og hensynet til andre goder. Sagt på en annen måte; dobbeltgevinst krever en dobbelt feil i utgangspunktet. Diskusjonen blir muligens klarere ved hjelp av en figur betraktning. Grunnlaget for figuren er en numerisk modell benyttet i Håkonsen (1998), som følger samme struktur som modellen i Bovenberg og de Mooij (1994).

I modellen som ligger til grunn for figur 1 har vare 1 og 2 samme grad av komplementaritet med fritid. Som forklart ovenfor blir dermed nytten av fritid og varekonsum maksimert ved kun å ha en skatt på lønnsinntekt (alternativt: samme skattesats på vare 1 og 2) – vel å merke gitt det offentlige krav til samlet skatteinntekt. Hvis vi antar at dette er det initiale skattesystemet, starter vi i punktet  $(F^0, E^0)$ , dvs. punktet nederst og til høyre på den viste ”produksjonsmulighetskurven”.<sup>6</sup> På grunn av den eksterne virkningen knyttet til konsumet av vare 2 representerer ikke dette punktet på produksjonsmulighetskurven

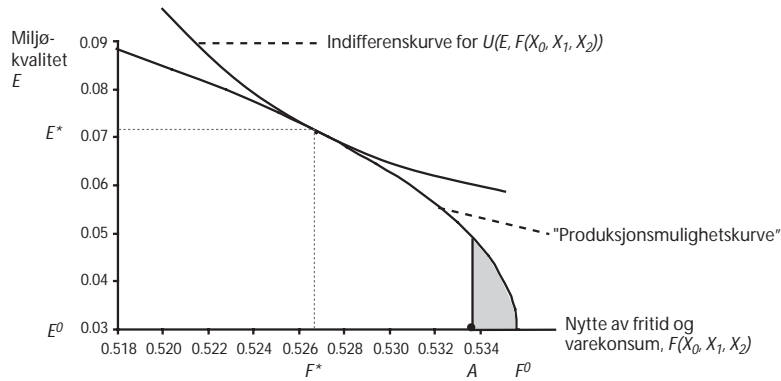
---

<sup>5</sup> Vilkårene for at en slik reform skal forbedre miljøet analyseres av Schöb (1996).

<sup>6</sup> Produksjonsmulighetskurve er her i direkte forstand misvisende, men benyttes siden analogien med den tradisjonelle produksjonsmulighetskurven fra produsenteorien er så klar.

optimum. Ved å foreta provenynøytrale skattereformer der skatten på vare 2 økes samtidig som inntektsskatten reduseres, beveger vi oss oppover og til venstre på produksjonsmulighetskurven slik at miljøkvaliteten forbedres og nytten av varekonsum og fritid reduseres. Optimum er representert ved punktet  $(F^*, E^*)$ , som tilfredsstiller førsteordensbetingelsene utledet av Sandmo (1975). Dette optimum er karakterisert ved at det på marginen er slik at gevinsten av bedre miljøkvalitet akkurat tilsvarer tapt nytte av fritid og varekonsum.

Figur 1. Illustrasjon av valgmulighetsområde



Hvis en dobbeltgevinst skal være mulig, må vi starte i et punkt i *det indre av mulighetsområdet*, eksempelvis punkt A i figuren.<sup>7</sup> Da kan vi gjennomføre en skattereform som samtidig gir bedre miljø og høyere nytte eksklusive miljø, dvs. vi kan bevege oss ut i det skraverete området. Det kan imidlertid diskuteres hvorvidt det er treffende å si at en *grønn* skattereform har bidratt til dette utfallet. Man kunne alternativt tenke seg at man først optimaliserte skattesystemet ut fra de "tradisjonelle" argumentene, dvs. nytten av fritid og varekonsum. I så fall ville man beveget seg rett ut og til høyre fra A til  $(F^0, E^0)$ . Etter å ha kommet dit, vil miljødimensjonen tilsi at det er optimalt å ofre noe nytte av privat konsum og fritid til fordel for forbedret miljøkvalitet. Da snakker vi definitivt om en grønn skattereform; poenget med reformen er å oppnå en miljøgevinst, og intet annet. Med en slik todeling av reformen rendyrkes de ulike skattenes roller. "Rolle 1" er å finansiere en viss samlet skatteinntekt til lavest mulig tap av nytte fra fritid og varekonsum, mens "rolle 2" er å bruke skattesatsene for å forbedre miljøkvaliteten. Hadde man tenkt langs disse linjer allerede i starten, ville det neppe oppstått noen ide om at man som en generell egenskap ved grønne skattereformer kan oppnå både høyere miljø og høyere nytte av alt annet samtidig.

<sup>7</sup> En slik mulighet er mer enn en teoretisk kuriositet, siden det neppe er slik at virkelighetens økonomier ligger på produksjonsmulighetskurven. Mulighetene for reduserte utslipp og høyere nytte av konsum og fritid er bl.a. påvist for norsk økonomi av Bye (1998b) og Håkonsen og Mathiesen (1997).

Avslutningsvis påpekes det at modellene som har ligget til grunn for diskusjonen ovenfor har vært av enklest mulige type. Det sentrale poenget er imidlertid enkelt å generalisere til mer komplekse modeller. Hovedresultatet er hele tiden såvidt opplagt som at det initiale skattesystemet må være utenfor "optimum" sett i forhold til det man skal oppnå en forbedring av.<sup>8</sup> For eksempel kan vi ikke allerede ha maksimalt nivå på velferd eksklusive miljøkvalitet (gitt kravet til skatteinntekt) hvis vi skal kunne oppnå høyere velferd eksklusive miljøkvalitet. Straks vi åpner for mer generelle modellbeskrivelser med hensyn på for eksempel antall ferdigvarer, innsatsvarer eller primære innsatsfaktorer i økonomien, blir karakteriseringen av "optimum" mer komplisert, men det prinsipielle poenget blir det samme.

## 6 Effektivitetstap og effektivitet

Den siste variasjonen over temaet doble gevinster vi skal komme inn på, er at vi oppnår i) bedre miljøkvalitet og ii) lavere effektivitetstap. Det karakteristiske for denne definisjonen av dobbeltgevinst er at flere forfattere har kommentert den og relatert den til andre forfatters resultater, mens færre har ofret den eksplisitt analyse. Videre kan det synes som om de mange alternative definisjoner av hva en dobbeltgevinst er, har bidratt til en del uklarheter og misforståelser. Vi skal derfor raskt gi et lite resymé av litteraturens resultater omkring grønne skatters virkning på effektivitetstapet.

Et interessant og prinsipielt avklarende tankeeksperiment beskrives av Sandmo (1995). Sandmo tenker seg et intialt skattesystem bestående av en eller flere prisvridende skatter, og der man hittil har utelatt miljødimensjonen. Det er videre slik at den først-best optimale Pigou-skatten på forurensende goder *tilfeldigvis* gir akkurat det samme skatteproveny som de prisvridende skattene i utgangspunktet. I så fall kan det foretas en skattereform der alle de opprinnelige skattesatser settes lik null, og der det offentlige skatteinntekt utelukkende finansieres av en Pigou-skatt på forurensende goder. Med andre ord ender man opp i en først-best allokering etter skattereformen, mens man før reformen hadde prisvridende skatter og et positivt effektivitetstap. Det opprinnelige effektivitetstapet har altså ikke bare gått ned; det har blitt helt borte. Sandmos eksempel er åpenbart korrekt. Dette bemerkes også av Oates (1995) s. 916:

"Then, of course, all distorting taxes can be done away with.  
And we will achieve both efficient levels of externality-  
generating activities and a revenue system with no excess  
burden."

Det spesielle med Sandmos eksempel er altså at det opprinnelige effektivitetstapet blir helt borte, og dette skyldes at *Pigou-skatter alene* finansierer all nødvendig skatteinntekt. Spørsmålet blir da om *retningen* for virkningen på effektivitetstapet er

---

<sup>8</sup> Optimum er i denne forbindelse strengt tatt misvisende, siden det bare henspeiler på nytte eksklusive miljøkvalitet. Begrepet optimum burde snarere være reservert til optimum for målfunksjonen *inklusive miljøkvalitet*, dvs.  $U(E, F(x_0, x_1, \dots, x_n))$ .



betinget av nivået på samlet skatteinntekt, eller om en reduksjon av effektivitetstapet vil bli resultatet også for andre nivåer på samlet skatteinntekt enn det som finansieres av Pigou-skatter alene. Oates (1995) tolker tydeligvis resultatene fra litteraturen dithen at Sandmos eksempel er særtilfelle, mens det mer generelt er slik at miljøskatter vil bidra til å øke effektivitetstapet (s. 916).<sup>9</sup>

”But, more generally, where pollution taxes must exist alongside distorting levies, the various economic linkages between the demands for different goods and in their production will typically be the source of additional excess burden.”

Andre har også argumentert for at virkningen av å gjennomføre grønne skattereformer er at effektivitetstapet øker, se Parry (1997), Browning (1997) og Schöb (1997).

## 6.1 Definisjon av effektivitetstapet

For å få nærmere klarhet i denne problemstillingen trenger vi åpenbart en presis definisjon av hva effektivitetstapet er og hvordan det måles. Effektivitetstapet er et mål som uttrykker effektivitetsforskjellen mellom en først best allokering og en allokering der betingelsene for Pareto-optimal ressursbruk ikke er oppfylt. I forbindelse med skattlagte økonomier der privat sektor kun består av en representativ konsument, blir det relativt enkelt å definere effektivitetstapet. To hovedalternativer finnes. Effektivitetstapet forbundet med allokering  $A$  kan enten måles ved hvor mye høyere skatteinntekt det offentlige kan kreve inn uten at husholdet får det verre enn i allokering  $A$  hvis skattesystemet endres fra  $A$  til en først best allokering (Pazner og Sadka (1980), Kay (1980)). Alternativt kan effektivitetstapet defineres ut fra hvor mye høyere nytte husholdet kan oppnå uten at det offentliges skatteinntekt blir lavere enn i  $A$  hvis skattesystemet endres fra  $A$  til en først best allokering (Pauwels (1986)). Siden litteraturen om grønne skattereformer stort sett har vært opptatt av proventnøytrale skattereformer, peker det siste alternativet seg naturlig ut. Nytte som sådan har imidlertid ikke noen naturlig skala, og det behøves derfor et mål på nytteendring målt i penger. Pauwels (1986) viser at den ekvivalente variasjon er det korrekte pengemålet på nytteendringen for å oppnå et konsistent mål på effektivitetstapet.<sup>10</sup>

Håkonsen (2001b) analyserer implikasjonene av å benytte dette standardmålet på effektivitetstap i forbindelse med grønne skattereformer. Konklusjonen er at det er relativt milde krav for at en grønn skattereform skal føre til en reduksjon av effektivitetstapet. Vi sammenligner nå en initial allokering  $A$  med en annen allokering  $B$  som oppnås etter å ha foretatt en provenynøytral skattereform. Det

<sup>9</sup> Oates henviser til Bovenberg og de Mooij (1994), Goulder (1995) og Parry (1994).

<sup>10</sup> Ekvivalent variasjon er formelt definert som følger. La  $U^{FB}$  være nyttenivået i først best likevekten, og la  $p^{FB}$  være vektoren av konsumentpriser i denne likevekten. La videre  $U^{NB}$  være nyttenivået i den nest best likevekten vi ønsker å måle effektivitetstapet i. Effektivitetstapet måles da ved den inntektsendring, EV (ekvivalent variasjon), som når konsumenten står overfor først-best prisvektoren  $p^{FB}$  medfører at nyttenivået blir  $U^{NB}$ .

eneste som kreves for at effektivitetstapet går ned når vi foretar skattereformen, er at  $U^B > U^A$ , dvs. at nyttenivået er stiger. Da har konsumenten fått det bedre uten at det offentlige skatteinntekt har gått ned, hvilket innebærer en Pareto-forbedring. Hvis det da samtidig er slik at miljøtilstanden i allokering  $B$  er bedre enn i tilstand  $A$ , har vi altså oppnådd både bedre miljø og lavere effektivitetstap.

## 6.2 Diskusjon

I følge definisjonen benyttet i Håkonsen (2001b) vil grønne skattereformer typisk resultere i lavere effektivitetstap. Hva skyldes det at Oates og andre sentrale forfattere på feltet har argumentert motsatt? På det rent tekniske plan, ser årsaken simpelthen ut til å være et manglende presisjonsnivå i definisjonen av hva effektivitetstapet består i. Konklusjonene omkring effektivitetstapet ser ut til å være trukket på basis blant annet av Bovenberg og de Mooijs (1994) resultater for reallønn og arbeidstilbud og Goulders (1995) analyser av velferd eksklusive miljøkvalitet.

Vi ser først på betydningen av reallønn og arbeidstilbud. Det typiske tankeeksperimentet er at vi starter med en prisvridende skatt i arbeidsmarkedet, hvilket isolert sett bidrar til et effektivitetstap. Etter å ha påvist at en grønn skattereform reduserer reallønnen og arbeidstilbudet, konkluderer Bovenberg og de Mooij (1994) at (s. 1085)

*“...environmental taxes typically exacerbate, rather than alleviate, preexisting distortions – even if revenues are employed to cut preexisting distortionary taxes.”*

Hvis vi bare ser på effekter i arbeidsmarkedet, er dette resultatet uproblematisk. Det man lett kan overse, er imidlertid det faktum at det finnes *to vridninger og to kilder til effektivitetstap* i allokeringen forut for grønn skattereform: i) en vridning i avveiningen mellom konsum og fritid som følge av skatten på arbeidsinntekt, og ii) en vridning i avveiningen mellom nytten av miljø og nytten av andre goder som følge av en manglende priskorreksjon på det forurensende godet. Det effektivitetstapet vi starter med i den opprinnelige likevekten er nettoeffekten av disse to vridningene. Selv om den grønne skattereformen bidrar til å øke den delen av effektivitetstapet som kommer fra arbeidsmarkedet, følger det ikke at det *samlede* effektivitetstapet øker. Det samlede effektivitetstapet går tvert imot ned så lenge reduksjonen av effektivitetstap som følge av reduserte vridninger i avveiningen mellom miljø og andre goder mer enn oppveier økningen i effektivitetstap fra andre delmarkeder.

Hvis vi som i Goulder (1995) tar utgangspunkt i velferd eksklusive miljøkvalitet, er vi tilbake i modellen beskrevet i avsnitt 5, der samlet nytte er representert ved  $U(E, F(x_0, x_1, \dots, x_n))$ , og der nytte eksklusive miljø fanges opp av argumentet  $F(x_0, x_1, \dots, x_n)$ . Målsetningen med skattepolitikken er selvsagt ikke å maksimere nytten av fritid og varekonsum alene, siden dette bare er ett av to hovedargumenter i samlet nytte. Tvert imot er velferds optimum beskrevet ved den kombinasjon av skatter som utledes av Sandmo (1975), dvs. den kombinasjon som maksimerer total nytte  $U(E, F(x_0, x_1, \dots, x_n))$ . Selv om en grønn skattereform skulle

bidra til en reduksjon av nytten av fritid og varekonsum, vil den samme reformen bidra til en samlet velferdsgevinst og en reduksjon i effektivitetstapet så lenge  $U(E, F(x_0, x_1, \dots, x_n))$  stiger. Hvis vi tenker innenfor rammen av figur 1 i avsnitt 5, vil det typiske forløpet være som følger: Vi starter med en situasjon der vi har utelatt skatter på forurensende goder, og befinner oss nederst og til høyre på mulighetsområdet. Hvis vi fra dette punktet gjennomfører en reform der skatten på forurensende goder settes litt opp og eksisterende skattesatser settes litt ned, vil vi få en stor miljøgevinst relativt til reduksjonen i nytten av fritid og varekonsum. Etter hvert som vi beveger oss oppover og til venstre langs mulighetsområdet blir gevinsten i form av miljø mindre relativt til tapet av nytte fra fritid og varekonsum.<sup>11</sup> I optimum vil det på marginen være slik at gevinsten i form av bedre miljø tilsvarer tapet av nytte fra fritid og varekonsum, og effektivitetstapet er da så lite som mulig gitt de tilgjengelige virkemidlene. Sagt på en annen måte: I den nest best optimale allokeringen utledet av Sandmo (1975) er effektivitetstapet mindre enn med en hvilken som helst annen kombinasjon av skattesatser – gitt at de skatter som kreves for å oppnå en først best allokering ikke er tilgjengelige. Dette burde være lite kontroversielt. I den grad det allikevel er det, må det skyldes at man anlegger andre effektivitetskriterier for miljøgevinster enn for andre goder. Det er det etter min mening liten grunn til å forsvare. Effektivitetsbetraktninger er karakterisert nettopp ved at verdien av ulike goder veies opp mot hverandre, og slik bør det naturligvis være også med miljøgevinster. Få om noen reformer vil komme ut positivt hvis reformene skal evalueres uten at det argumentet som motiverer reformene i utgangspunktet (her: miljø) tillegges vekt.

## 7 Avsluttende kommentarer

Det klart viktigste bidraget fra litteraturen om doble gevinster er etter min mening at miljøøkonomi og offentlig økonomi er blitt trukket nærmere hverandre. Innenfor ”ren” miljøøkonomi var det lenge vanlig å framstille valget mellom reguleringsalternativer som gir eller ikke gir skatteinntekt til det offentlige som et rent fordelingsspørsmål. Den effektivitetsdimensjonen man fokuserte mest på var dermed en optimal allokering av utslippsreduksjonstiltak mellom alle utslippskilder. Så lenge den marginale reduksjonskostnad var den samme i alle utslippskilder, hadde man en effektiv miljøpolitikk.

Litteraturen omkring doble gevinster har satt fokus på samspillet mellom skatter på miljøforurensende goder og faktorer på den ene side og skatter som benyttes til å finansiere det offentliges behov for skatteinntekt på den annen. Spørsmålet blir da hvordan den samlede skattepolitikken best mulig skal innrettes for å ivareta både miljøhensyn og fiskale formål. Dette ble satt på dagsorden allerede av Sandmo (1975), og en del av det som har vært beskrevet i 90-tallets litteratur om doble gevinster er ikke stort mer enn en gjenoppdagelse av det vi i prinsippet har visst siden 1975. Viktige ting kan imidlertid kanskje ikke sies for ofte. 90-tallets

<sup>11</sup> Dette kan leses ut av figur 1 ved at helningen på ”produksjonsmulighetskurven” er bratt (stiger raskt) når vi beveger oss opp og til venstre fra utgangspunktet ( $F^0, E^0$ ), men avtar etter hvert som vi beveger oss oppover og til venstre langs kurven.

betydelige forskningsinnsats innenfor miljøpolitikk og skattepolitikk har utstyrt politikerne med en lang rekke analyser som viser at det er ineffektivt å la det offentlige gå glipp av avgiftsprovenyet fra miljøavgifter – eller alternativt gå glipp av kvoteprofitten fra omsettelige kvoter.<sup>12</sup> Hvis man samtidig skal oppfylle en målsetning om en viss miljøkvalitet og en målsetning om et visst samlet skatteproveny, skjer dette billigst og mest effektivt ved å innføre miljøskatter og å sette ned satsene på andre skatter. Hvis man derimot skal oppnå den samme forbedring av miljøkvalitet ved direkte reguleringer eller utdeling av gratiskvoter til privat sektor, må eksisterende skatter settes på et høyere nivå, og man går da glipp av den ”dobbelgevinsten” som Pearce (1991) trolig tenkte på. I denne forstand eksisterer det altså en dobbeltgevinst, selv om det opplagt kan diskuteres hvorvidt begrepet er treffende og velvalgt. I en mer nøytral språkdrakt ville vi kanskje heller si at ”bruk av miljøregulerende instrumenter som *samtidig* bidrar til miljøforbedringer og skatteinntekter til det offentlige, har et effektivitetsfortrinn framfor miljøvirkemidler som bare bidrar til bedre miljø”.

Hva annet skal vi avslutningsvis trekke fram når det gjelder den rikholdige litteraturen omkring doble gevinster? En åpenbart uheldig effekt har vært at presisjonsnivået i noen tilfeller har vært for lavt, slik at ulike definisjoner og begreper har blitt blandet sammen og mistolket. En annen uheldig effekt har vært at man i debattens tidlige fase kunne ha en tendens til å miste synet av miljøpolitikken oppgave; å forbedre miljøet. Etter at debatten omkring doble gevinster nå i hovedsak ser ut til å være over, er vi i stor grad tilbake der vi startet: Miljøvirkemidler har ingen berettigelse uten henvisning til de miljøgevinster vi forsøker å oppnå. Arbeidsledigheten er ikke så høy som den er fordi vi ikke har hatt en tilstrekkelig ambisiøs miljøpolitikk. Den økonomiske veksten eller nivået på nytten av fritid og varekonsum er heller ikke begrenset av at vi ikke har innført høyere skatter på miljøforurensende goder og lavere skatter på andre varer og faktorer. I stedet står miljøkvalitet i et konkurranseforhold med andre goder vi også setter pris på, og mer miljø går derfor typisk på bekostning av andre goder. Dette er imidlertid ikke noe ankepunkt mot å forbedre miljøet, siden det samme konkurranseforholdet gjelder mellom de fleste goder. Et slikt konkurranseforhold gjelder imidlertid ikke for *alle* de problemstillinger som har vært analysert innenfor litteraturen om doble gevinster. Det er for det første ikke slik at bedre miljø går på bekostning av samfunnsøkonomisk effektivitet. Det er tvert imot slik at den samfunnsøkonomiske effektiviteten forbedres ved å redusere konsumet av visse goder til fordel for økt miljøkvalitet – så lenge vi har lavere enn optimalt nivå på miljøkvalitet i utgangspunktet. Det er for det andre heller intet åpenbart konkurranseforhold mellom miljøkvalitet og arbeidsledighet. Selv om en rekke analyser har vist at en omlegging av skattesystemet i grønn retning kan påvirke arbeidsledigheten, virker det lite rimelig å anta at nivået på arbeidsledigheten (og forskjellene i arbeidsledighet mellom land) på lang sikt i særlig grad vil være styrt av omfanget av

---

<sup>12</sup> Se for eksempel Goulder m.fl. (1997), Parry m.fl. (1999) og Goulder m.fl. (1999). For analyser av norsk økonomi har bl.a. Bye (1998) og Håkonsen og Mathiesen (1997) påvist en effektivitetsgevinst forbundet med å benytte avgiftsinntekten til å kutte eksisterende skatter framfor å dele ut gratis kvoter eller å benytte avgiftsprovenyet til å dele ut et lump-sum beløp til privat sektor.

grønne skattereformer og nivået på miljøkvalitet. Grønne skattereformer vil på lang sikt trolig bety relativt mye for hva som produseres og konsumeres, men relativt lite for totalt tilbud og etterspørsel etter arbeidskraft.

## Referanser

- Bean, C. R., 1994. European unemployment: A survey, *Journal of Economic Literature* vol. XXXII (June), s.573-619.
- Bossier, F. og T. Bréchet, 1995. A fiscal reform for increasing employment and mitigating CO<sub>2</sub> emissions in Europe, *Energy Policy* vol. 23(9), s. 789-798.
- Bovenberg, A.L. og R.A. de Mooij, 1994. Environmental levies and distortionary taxation, *American Economic Review* vol. 84, s. 1085-1089.
- Bovenberg, A.L. og R.A. de Mooij, 1998. Environmental taxes, international capital mobility and inefficient tax systems: tax burden vs. tax shifting, *International Tax and Public Finance* vol. 5(1), s. 7-39.
- Bovenberg, A.L. og F. van der Ploeg, 1996. Optimal taxation, public goods and environmental policy with involuntary unemployment, *Journal of Public Economics* vol. 62, s. 59-83.
- Bovenberg, A.L. og F. van der Ploeg, 1998. Tax Reform, Structural Unemployment, and the Environment, *Scandinavian Journal of Economics*, vol. 100, no.3, s 593-610.
- Browning, E.K., 1997. A neglected welfare cost of monopoly – and most other product market distortions, *Journal of Public Economics* vol. 66, s. 127-144.
- Bye, B., 1998a. Optimal miljøbeskatning – teori og empiri, *Norsk Økonomisk Tidsskrift* 112, s. 213-234.
- Bye, B., 1998b. Labour market rigidities and environmental tax reforms: Welfare effects of different regimes, Discussion Papers 242, Statistisk Sentralbyrå.
- Carraro, C., M. Galeotti, og M. Gallo, 1996. Environmental taxation and unemployment: some evidence on the “double dividend hypothesis” in Europe, *Journal of Public Economics* vol. 62, s. 141-181.
- Corlett, W.J. og D.C. Hague, 1953-54. Complementarity and the excess burden of taxation, *Review of Economic Studies* vol. 21, s. 21-30.
- Goulder, L.H., 1995. Environmental taxation and the “double dividend”: A reader’s guide, *International Tax and Public Finance* vol. 2, s. 155-182.
- Goulder, L.H., I.W.H. Parry og D. Burtraw, 1997. Revenue-raising versus other approaches to environmental protection: The critical significance of preexisting tax distortions, *RAND Journal of Economics* 28 (4), s. 708-731.

- Goulder, L.H., I. W.H. Parry, R. C. Williams III og D. Burtraw, 1999. The cost-effectiveness of alternative instruments for environmental protection in a second-best setting, *Journal of Public Economics* 72 (3), s. 329-360.
- Holmlund, B. og A.-S. Kolm, 2000. Environmental Tax Reform in a Small Open Economy With Structural Unemployment, *International Tax and Public Finance* vol. 7(3), s. 315-333.
- Holtmark, B. og S. Kasa, 1999. Miljøavgifter og doble gevinster: Pigou og den usynlige hånd slår tilbake, *Sosialøkonomen* no. 8, s. 8-13.
- Holtz-Eakin, D. og T.M. Selden, 1995. Stoking the fires? CO<sub>2</sub> emissions and economic growth, *Journal of Public Economics* vol. 57, s. 85-101.
- Håkonsen, L., 1998. Essays on taxation, efficiency, and the environment, dr.oecon avhandling, Norges Handelshøyskole, Bergen.
- Håkonsen, L., 2001a. A note on green taxes and double dividends, *International Tax and Public Finance* vol. 8(1), s. 75-82.
- Håkonsen, L., 2001b. Up or down? On green taxes' effect on the excess burden, Working Paper 1/01, Telemarksforskning-Bø.
- Håkonsen, L. og L. Mathiesen, 1997. CO<sub>2</sub>-stabilization may be a 'no-regrets' policy, *Environmental and Resource Economics* vol. 9(2), s. 171-98.
- Kay, J.A., 1980. The deadweight loss from a tax system, *Journal of Public Economics* vol. 13, s. 111-119.
- Koskela, E og R. Schöb, 1999. Alleviating Unemployment: The Case for Green Tax Reforms *European Economic Review* vol. 43(9), s. 1723-46.
- Kuper, G.H., 1996. The effects of energy taxes on productivity and employment: The case of the Netherlands, *Resource and Energy Economics* vol. 18, s.137-159.
- Lee, D.R. og W.S. Misiolek, 1986. Substituting pollution taxation for general taxation: Some implications for efficiency in pollutions taxation, *Journal of Environmental Economics and Management* vol. 13, s. 338-347.
- Lindbeck, A., 1996. The West European employment problem, *Weltwirtschaftliches Archiv* vol. 132(4), s. 609-637.
- Marsiliani, L. og T. I. Renström, 1997. Imperfect competition, labour market distortions and the double dividend hypothesis, Discussion Paper 97-26, Dep. of Economics, University of Birmingham.
- Mathiesen, L., 1995. Sysselsettingsvirkninger av redusert CO<sub>2</sub>-utslipp, SNF-report 42/95, Bergen.
- Myles, G.D., 1995. *Public Economics*, Cambridge University Press.

- Nickell, S., 1998. Unemployment: Questions and some answers, *Economic Journal* vol. 108, s. 802-816.
- Nielsen, S.B., L.H. Pedersen, og P.B. Sørensen, 1995. Environmental policy, pollution, unemployment, and endogenous growth, *International Tax and Public Finance* vol. 2, s.185-205.
- Nordhaus,W.D., 1993. Optimal Greenhouse-Gas Reductions and Tax Policy in the "Dice" Model, *American Economic Review* vol. 83(2), s. 313-17.
- Oates, W.E., 1995. Green taxes: Can we protect the environment and improve the tax system at the same time?, *Southern Economic Journal* vol. 61(4), s. 915-922.
- Parry, I.W.H., 1994. Environmental policy in a second best world, upublisert notat.
- Parry, I.W.H. 1995. Pollution taxes and revenue recycling, *Journal of Environmental Economics and Management* vol. 29, S-64 - S-77.
- Parry, I.W.H., 1997. Environmental taxes and quotas in the presence of distorting taxes in factor markets, *Resource and Energy Economics* vol. 19, s. 203-220.
- Parry, I.W.H., R.C.Williams og L.H. Goulder, 1999. When Can Carbon Abatement Policies Increase Welfare? The Fundamental Role of Distorted Factor Market., *Journal of Environmental Economics and Management* 37 (1), s. 52-84.
- Pauwels, W., 1986. Correct and incorrect measures of the deadweight loss of taxation, *Public Finance* vol. 41(2), s. 267-276.
- Pazner, E.A. og E. Sadka, 1980. Excess-burden and economic surplus as consistent welfare indicators, *Public Finance* vol. 35(3), s. 439-449.
- Pearce, D.W., 1991. The role of carbon taxes in adjusting to global warming, *Economic Journal* vol. 101, s. 938-948.
- Peck, S.C., og T.J. Teisberg, 1991. CETA: A model for carbon emissions trajectory assessment, *The Energy Journal* vol. 13(1), s. 55-77.
- Røed, K., 1998. Det europeiske arbeidsledighetsproblemet, *Søkelys på arbeidsmarkedet* nr. 2, s. 161-175.
- Sandmo, A., 1975. Optimal taxation in the presence of externalities, *Swedish Journal of Economics* vol. 77, s. 86-98.
- Sandmo, A., 1995. Public finance and the environment, i Bovenberg, A.L and S. Cnossen (red.): *Public Economics and the Environment in an Imperfect World*, Kluwer, Dordrecht.
- Sandmo, A., 2000. *The public economics of the environment*, Oxford University Press.

Schneider, K., 1997. Involuntary unemployment and environmental policy: The double dividend hypothesis, *Scandinavian Journal of Economics* vol. 99(1), s. 45-59.

Schöb, R., 1996. Evaluating tax reforms in the presence of externalities, *Oxford Economic Papers* vol. 48, s. 537-555.

Schöb, R., 1997. Environmental taxes and pre-existing distortions: the normalisation trap, *International Tax and Public Finance* vol. 4, s. 167-176.

Strand J., 1998. Pollution Taxation and Revenue Recycling under Monopoly Unions, *Scandinavian Journal of Economics* vol. 100(4), s. 765-80.

Strand, J., 1999. Efficient Environmental Taxation Under Worker-Firm Bargaining, *Environmental and Resource Economics* vol. 13(2), s. 125-141.

Terkla, D., 1984. The efficiency value of effluent tax revenues, *Journal of Environmental Economics and Management* vol. 11, s. 107-123.

---

## Biografi

- **Lars Håkonsen** er siviløkonom og dr.oecon. fra Norges Handelshøyskole (1998). Han har siden 1998 vært forsker ved Telemarksforsking-Bø. Forskningstemaene er i hovedsak knyttet til problemstillinger innen offentlig økonomi, blant annet optimal beskatning, analyse av effektivitetstap ved prisvridninger, grønne skattereformer og kommunal økonomi.



## Del 3

---

---

Virkemidler i energi- og  
miljøpolitikken —  
motiver og atferd

---

---







---

# Økonomisk modellering av sosiale og moralske normer

Karine Nyborg, Statistisk sentralbyrå

---

*Sosiale normer og moralsk motivasjon ignoreres ofte i økonomiske modeller. Det er imidlertid mulig å modellere moralske og sosiale normer innenfor rammen av økonomisk teori, og selv om beskrivelsen nødvendigvis må bli forenklet, kan dette være nyttig i mange anvendte problemstillinger. Nedenfor vil jeg gi noen eksempler på dette. En analyse viser hvordan røykeloven kan ha ført til en endring i sosiale normer i Norge, og dermed også indirekte endret røykeres atferd på steder der loven ikke gjelder. Også moralsk motivert atferd kan påvirkes av endringer i reguleringer, økonomiske insentiver eller andre rammebetingelser. For eksempel kan et mer effektivt innsamlingssystem for kildesortert avfall føre til at folk skjerper det moralske kravet til sin egen innsats. Intervjudata viser også at innføring av en avgift for de som ikke møter på dugnad, faktisk kan gi lavere oppmøte.*

---

## 1 Innledning

I det moderne samfunnet oppstår mange miljøproblemer. Noen møtes med politiske tiltak; andre forblir uløste. Men en del potensielle miljøproblemer fjernes eller begrenses ved frivillig innsats fra enkeltpersoner, uten verken avgifter, forbud eller andre reguleringer.

De fleste av oss tar for eksempel med oss vårt eget rusk og rask tilbake fra fjellturen, i stedet for å slenge det fra oss i naturen, uten at det offentlige har satt inn spesielle tiltak på dette området. Mange gjør en stor innsats for kildesortering av husholdningsavfall, selv om de ikke nødvendigvis opplever sorteringen som pålagt eller får noen økonomisk fordel av det. Enkelte betrakter energiøkonomisering nærmest som et moralsk krav, og reduserer romtemperatur, installerer spareutstyr og sparer varmtvann i langt større grad enn de ville gjort ut fra økonomiske hensyn alene. Og selv om vi av og til kan lese i avisene om blokkbeboere som rett og slett kaster matrester og brukte bleier ut av vinduet og lar dem hope seg opp på beboernes fellesområder, hører slikt heldigvis til sjeldenhetene.

Visse normer for anstendig miljøatferd er en selvfølge for de fleste av oss, i den grad at vi neppe tenker særlig over det. Økonomisk teori forutsetter imidlertid vanligvis at mennesker er ekstremt selvcentrerte, og i svært liten grad styrt av slike

normer. Det er for eksempel alminnelig i faglitteraturen å anta at det eneste som betyr noe for folk er deres egen tilgang til varer og tjenester, kanskje også tilgangen på fellesgoder som et godt naturmiljø. Derimot har det vært langt mer uvanlig å anta at folk stiller moralske krav til seg selv, at de er opptatt av å bli likt, at folk er glade i hverandre eller for den saks skyld misunnelige på hverandre, eller at de, for eksempel, får dårlig samvittighet hvis de kaster søppel ut av vinduet. Hvis mennesket var som beskrevet i de enkleste, tradisjonelle økonomiske modellene, skulle vi derfor vente å finne svært mye søppel under vinduene til landets blokkbebyggelse.

Nå er det jo ikke slik at økonomer som gruppe faktisk tror at mennesker er selvsentrerte, sosialt tilbakestående egoister. Et sentralt kjennetegn ved økonomifaget er imidlertid nettopp at en aktivt prøver å lage svært forenklete beskrivelser av virkeligheten. Er beskrivelsen av sammenhengene vi skal studere for kompleks, klarer vi ikke å analysere og forstå disse sammenhengene på en systematisk og ryddig måte. En forenklet beskrivelse kan være et meget slagkraftig verktøy for å forstå spesifikke mekanismer. Kunsten er å finne beskrivelser som er enkle nok til at analysen kan håndteres, men som samtidig ikke er så grove at analysen mister sin relevans for problemstillinger i det virkelige livet. I mange økonomiske problemstillinger ville ikke konklusjonene blitt særlig annerledes om vi hadde tatt hensyn til at mennesker også er sosiale og moralske vesener: Etterpørselen etter mel og smør, eller sammenhengen mellom rente og valutakurs, påvirkes neppe i særlig grad av dette.

I situasjoner der sosiale relasjoner og moralsk motivasjon faktisk er viktig for individuell atferd, kan det imidlertid tenkes at også virkningene av offentlig politikk blir annerledes enn forutsagt i de tradisjonelle økonomiske modellene. Det er derfor viktig å ha et verktøy til å kunne ta hensyn til normer og sosiale relasjoner i de tilfellene der dette virkelig er av betydning for den økonomiske analysen. De siste 10-15 årene har det vært stor aktivitet i det internasjonale forskningsmiljøet for å finne bedre måter å håndtere normbasert atferd innen økonomisk teori. Også her i Norge har det vært gjort en del forskning på dette feltet. I denne artikkelen vil jeg presentere noen resultater fra forskning jeg selv har deltatt i, og som har vært finansiert av Norges Forskningsråd under SAMRAM-programmet.

I avsnitt 2 vil jeg diskutere *sosiale normer*. Her vil jeg fokusere på atferd som styres av behovet for sosial aksept, dvs. ønsket om å bli likt av andre, eller å unngå å bli mislikt. Hvordan dette kan få konsekvenser for praktisk politikk, vil bli illustrert med en analyse av sammenhengen mellom røykeloven og sosiale normer for røykeatferd (Nyborg og Rege 2000), der vi viser at det har skjedd en dramatisk endring i de sosiale normene i Norge på dette punktet, og at innskjerpingen av røykeloven i 1988 er en mulig årsak til dette. I avsnitt 3 diskuterer jeg hvordan man kan analysere *moralsk motivasjon* på en systematisk måte (Brekke, Kverndokk og Nyborg, 2000). Med moralsk motivasjon mener jeg da internaliserte moralnormer, dvs. normer som individet selv mener han eller hun bør følge. Her er det altså ikke først og fremst andres aksept som er motivet. Denne delen av artikkelen vil bli illustrert ved data for nordmenns holdninger til kildesortering og dugnadsdeltakelse (Bruvoll, Halvorsen og Nyborg, 2000; Brekke, Kverndokk og Nyborg, 2000).

Temaene jeg skal diskutere nederfor har relevans for mange andre samfunnsområder enn miljø og energi, som var tema for SAMRAM-programmet. Det er likevel særlig situasjoner hvor markedsmekanismen ikke strekker til som appellerer til individets moralske og sosiale ansvarsfølelse. Dette er i høyeste grad tilfellet når det gjelder menneskenes forhold til miljøet. En god forståelse av det mulige samspillet mellom moralsk motivasjon og sosiale normer på den ene siden, og miljøpolitikk og økonomiske forhold på den andre, kan derfor være særlig viktig for mange miljøøkonomiske problemstillinger. Dette gjelder både klassiske miljøproblemstillinger knyttet til naturmiljøet som fellesressurs, eksemplifisert nedenfor ved holdninger til kildesortering, og problemer knyttet til våre nære, daglige omgivelser, som det å bli utsatt for passiv røyking.

## 2 Sosiale normer: Har røykeloven endret normene?

Med en sosial norm vil jeg her mene en uformell regel som sier at man bør opptre på en bestemt måte i en gitt situasjon, og der ønsket om sosial aksept fra andre er et viktig motiv for å opptre i tråd med regelen. Man kan frykte kritikk eller misnøye fra andre dersom man *ikke* følger regelen, eller det kan hende man forventer anerkjennelse og positive reaksjoner dersom man faktisk velger å følge den. Sosiale normer kan etter hvert bli internalisert, slik at personen det gjelder vil "straffe seg selv" - f.eks. ved å få dårlig samvittighet - hvis hun ikke oppfører seg slik normen foreskriver. (For mer litteratur om sosiale normer, se f.eks. Coleman, 1990, Elster 1989.) I dette avsnittet vil jeg konsentrere meg om atferd som motiveres av andres reaksjoner, mens avsnitt 3 tar for seg en bestemt type internaliserte normer.

Mange økonomer har påpekt at sosiale normer kan være viktig for økonomiske forhold. For eksempel kan slike normer begrense hvilke lønns- og kontraktsvilkår arbeidsgivere synes de kan tilby sine ansatte, noe som igjen kan føre til færre ansettelser og større arbeidsledighet (Akerlof, 1980). Sosiale normer kan begrense utnyttelse av velferdsstaten, slik at det blir mulig å opprettholde relativt generøse velferdsordninger (Lindbeck, 1997). Normer som tilsier at folk ønsker å likne hverandre, kan ha betydning for utviklingen av aggregert konsumetterspørsel over tid (Binder og Pesaran, 2001), noe som indirekte vil kunne påvirke miljøet.

I mange situasjoner kan sosiale normer føre til at folk "løper i flokk", og dette kan lede til "gode eller onde sirkler". En norm som krever at man oppfører seg omtrent som de andre, kan for eksempel føre til svært mye bråk og spetakkel i én skoleklasse, mens en annen klasse er preget av ro og orden, uten at elevenes grunnleggende personlighet nødvendigvis er så ulik; alle prøver bare å likne de andre. Situasjoner som er oppstått ut fra slike "gode eller onde sirkler" kan være svært stabile over tid: Så lenge alle helst vil være som de andre, er det vanskelig for enkeltpersoner å bryte ut og velge annerledes. Men hvis ting først forandrer seg, kan forandringen bli dramatisk: I det øyeblikk mange nok elever av en eller annen grunn - for eksempel et nytt og spennende pedagogisk opplegg - er blitt rolige i timen, vil det plutselig være de som bråker som skiller seg ut, og normen om å oppføre seg likt som de andre vil med ett trekke i retning av ro, ikke uro. Den onde sirkelen er blitt omdannet til en god sirkel.

I situasjoner med selvforsterkende mekanismer av denne typen kan myndighetenes inngripen virke annerledes enn det som framgår av tradisjonelle økonomiske modeller. I eksempelet over kan vi betrakte det nye pedagogiske opplegget som "myndighetens" inngrep. Dette inngrepet førte ikke bare til en liten økning i gevinsten ved å være rolig, men satte igang en prosess som til slutt vendte hele sirkelen fra ond til god. Liknende mekanismer kan oppstå i mange andre situasjoner. Analysen som presenteres nedenfor gir et godt eksempel på dette: Mulige virkninger av røykeloven på sosiale normer for røykeatferd.

## 2.1 Sosiale normer for hensynsfull røyking

I 1988 ble den norske røykeloven skjerpet, slik at det nå bl.a. heter: "I lokaler og transportmidler hvor allmennheten har adgang skal lufta være røykfri. Det samme gjelder i møterom, arbeidslokaler og institusjoner hvor to eller flere personer er samlet" (Lov om vern mot tobakkskader, § 6). For svært mange mennesker innebar dette at de ble skjermet mot passiv røyking på arbeidsplassen og under arbeidsreisen. Loven er i liten grad blitt håndhevet med kontroller og straffereaksjoner, men ser likevel ut til å ha blitt etterlevd i relativt stor grad.

I løpet av relativt kort tid etter at denne bestemmelsen ble innført, var mitt personlige inntrykk at mange røykere begynte å oppføre seg annerledes også på steder *der røykeloven ikke gjelder*. Jeg opplevde for eksempel stadig oftere at røykende gjester hjemme hos meg tok med sigarettene utendørs, uten engang å spørre om de kunne røyke inne, og at vertskapet gjorde det samme når jeg selv var på besøk hos røykere. Jeg spurte meg derfor etterhvert om dette var et generelt fenomen, eller bare noe som skjedde i min egen bekjentskapskrets; og dersom det var mer generelt, om en slik atferdsendring virkelig kunne forklares ved den skjerpede røykeloven.

## 2.2 Kan røykeloven ha endret normene?

For å ta det siste først: La oss for et øyeblikk anta at mine personlige erfaringer speilet en allmenn utvikling, og at det faktisk fant sted en endring i de sosiale normene for hensynsfull røykeatferd i perioden etter 1988 (nedenfor vil jeg komme tilbake til de empiriske resultatene vi fant). Med "hensynsfull røykeatferd" mener jeg ikke primært hvorvidt folk røyker, men om de utsetter andre for passiv røyking. En endring i normen i retning av mer hensynsfull røykeatferd er derfor forenlig med uendret eller økt tobakkskonsum, hvis røykerne oftere går utendørs når de skal røyke.

Spørsmålet er om røykeloven logisk sett kunne ha forårsaket en endring i røykeatferden i *private hjem*, der loven jo ikke gjelder. I Nyborg og Rege (2000) gir vi en mulig forklaring på hvordan noe slikt kunne tenkes å skje. Resonnementet går som følger:<sup>1</sup>

---

<sup>1</sup> I Nyborg og Rege (2000) er problemstillingen analysert formelt ved hjelp av evolusjonær spillteori. For en matematisk fremstilling av modellen, og for mer informasjon om intervjuundersøkelsen, henviser jeg til dette arbeidet.



Anta at ikke-røykere reagerer negativt på å bli utsatt for passiv røyking. La oss dessuten anta at røykere synes det er ubehagelig om andre misliker røykingen deres. Det behøver ikke være snakk om åpenbare, negative reaksjoner, det kan være tilstrekkelig at røykeren *tror* at noen misliker det hun gjør. En røyker som vurderer om hun skal røyke innendørs eller gå ut, vil likevel veie hensynet til andres reaksjoner opp mot den ulempen det tross alt ofte innebærer å gå ut for å røyke. Bor man i blokk, kan det være et stykke å gå; det kan være surt og kaldt ute, eller man kan savne godt selskap man hadde inne.<sup>2</sup> Hvis røykeren er svært opptatt av sosial aksept, vil hun antakelig gå utendørs; men er været fryktelig, eller er hun lite opptatt av hva andre synes, vil hun velge å røyke inne, og heller ta med på kjøpet ubehaget ved at noen kan mislike det.

Så langt har vi ikke introdusert noen grunn til at røykeloven skulle påvirke røykerens valg i et privat hjem, der loven ikke gjelder. Men la oss nå anta at ikke-røykernes negative reaksjoner avhenger av hva de er vant til, slik at reaksjonen er sterkere jo mindre vant ikke-røykeren er til passiv røyking. Dette kan skyldes en fysisk eller psykisk tilvenning, eller det kan skyldes at ikke-røykeren blir mer skuffet over røykerens oppførsel når hun ikke er vant til passiv røyking. Med denne antakelsen kan røykeloven tenkes å sette igang en selvforsterkende mekanisme, som kan snu opp ned på etablerte sosiale normer.

Da røykeloven ble skjerpet i 1988, ble folk plutselig skjermet mot passiv røyking store deler av dagen. Dermed ble de litt mindre vant til passiv røyking. Det kan ha ført til at deres negative reaksjoner når de faktisk *ble* utsatt for passiv røyking ble noe sterkere enn før. For de fleste røykere har dette antakelig betydd lite, men en del reagerte antakelig med å slutte å røyke innendørs (også i private hjem). Og dermed ble ikke-røykerne enda mindre vant til røykluft. Det forsterket de negative reaksjonene ytterligere, slik at enda noen flere røykere valgte å slutte å røyke innendørs. En slik prosess kan fortsette helt til det bare er de som er aller minst opptatt av sosial aksept som fortsetter å røyke inne. Sett fra ikke-røykernes synspunkt har vi fått en "god sirkel": En sosial norm som tilsa at det er i orden å utsette andre for passiv røyking, er blitt erstattet med en norm som sier at dette ikke er akseptabelt.

Det interessante med denne historien er at et offentlig politikk-tiltak indirekte kan ha ført til endring i atferd som det offentlige umulig kunne styrt direkte. I det norske samfunnet ville en lov som forbød eller begenset røyking i private hjem være politisk helt uakseptabel, og dessuten nokså håpløs å håndheve. Liknende mekanismer kan tenkes å være til stede i andre situasjoner. Et annet interessant poeng med historien er at selv om røykeloven satte prosessen igang, er det behovet for sosial aksept som opprettholder den nye normen. Det er derfor i utgangspunktet ingen grunn til at normen for hensynsfull røyking skulle forsvinne igjen dersom røykeloven ble opphevet. Hvis så og si alle har sluttet å røyke innendørs, vil det være vanskelig for den enkelte å begynne med det igjen. Dette vil gjelde både

---

<sup>2</sup> Det siste poenget kan jo faktisk også trekke i motsatt retning, dersom flere røykere går ut sammen.

hjemme og på jobb. Når den nye normen først har etablert seg, kan den derfor være meget stabil, og virke helt uavhengig av loven.

### 2.3 Hva sier data?

Denne fortellingen er morsom nok, men så langt er den mest tankespinn. Vi ønsket derfor å undersøke om den faktiske informasjonen som er tilgjengelig om nordmenns røykeatferd kunne støtte opp om en slik teori. For det første kan vi sjekke om den subjektive observasjonen som var utgangspunktet for hele historien er riktig: *Er det faktisk slik at røykeatferden i den uregulerte sonen, for eksempel private hjem, har endret seg?* Vår teori tilsier at når røykeloven skjerpes på den måten det skjedde i Norge, dvs. at man blir skjermet mot passiv røyking relativt store deler av døgnet, og hvis skjerpingen er kraftig nok, vil vi gå fra en situasjon der det er svært vanlig å utsette andre for passiv røyking til en situasjon der nesten ingen gjør det. Vi ser altså etter en nokså dramatisk endring i atferd i den uregulerte sonen.

For å undersøke dette nærmere, gjennomførte vi en spørreundersøkelse der over 1100 personer deltok (SSBs Omnibusundersøkelse 4/99)<sup>3</sup>. De av intervjuobjektene som oppga å være dagligrøykere, ble spurt hvordan de vanligvis opptrer når de er på besøk i private hjem. De som oppga at de ikke røyker, eller bare røyker av og til, ble spurt om hvordan gjester vanligvis opptrer hjemme hos dem. Fordi dette spørsmålet ikke har vært stilt i tidligere undersøkelser, har vi ikke historiske tall å sammenlikne med. Vi ba derfor også de intervjuobjektene som var over 30 år om å oppgi hva de tror de ville ha svart på et slikt spørsmål for 10-15 år siden. Her er det selvsagt en viss risiko for at mange husker feil, men i mangel av mer presis informasjon synes vi likevel disse tallene er interessante.

Tabell 1 og 2 gir sterk støtte til hypotesen om at det har funnet sted et skifte når det gjelder sosiale normer for hensynsfull røykeatferd i Norge. Riktignok er *nivåene* nokså forskjellige i de to tabellene, og det kan synes som om røykerne oppfatter seg selv som mer hensynsfulle enn det ikke-røykerne mener røykerne er. Likevel er endringen i løpet av de 10-15 årene det er snakk om meget klar, og ganske dramatisk. Mens bare 10 prosent av ikke-røykerne sa at gjester vanligvis røyker innendørs hjemme hos dem (uten å spørre) i 1999, svarte hele 74 prosent at dette var det vanligste 10-15 år tidligere. Tilsvarende ser vi, både i tallene rapportert av røykere og ikke-røykere, en dramatisk økning i andelen som går utendørs uten engang å spørre om de kan røyke inne. Endringen er så markant at det er vanskelig å tenke seg at dette utelukkende skulle skyldes dårlig hukommelse og feilrapportering hos intervjuobjektene.<sup>4</sup> Tallene rimer også godt med data fra Statens tobakkskaderåds årlige undersøkelse om nordmenns røykevaner, som gjennomføres

---

<sup>3</sup> Undersøkelsen omfattet en lang rekke spørsmål, bl.a. om røyking, dugnadsarbeid og kildesortering. Nærmere beskrivelse av undersøkelsen finnes i Nyborg og Rege (2000), Brekke, Kverndokk og Nyborg (2000) og Bruvoll, Halvorsen og Nyborg (2000).

<sup>4</sup> Endringen skyldes ikke det faktum at de yngste intervjuobjektene bare fikk "nå"-spørsmålet, slik at utvalget er ulikt for de to spørsmålene. Tar vi de yngste helt ut fra datamaterialet, blir bildet omtrent uendret.

av SSB, som viser at andelen som ikke tillater røyking i eget hjem har økt betydelig (Statens tobakkskaderåd, 2001).

**Tabell 1. Svar fra dagligrøykere. Prosent**

<i>Anta at du er på besøk hos venner som ikke røyker, og du ønsker å røyke. Det er ikke barn til stede. Hva gjør du som oftest?</i>	<i>"Nå" (1999)</i>	<i>10-15 år siden, personer ≥ 30<sup>5</sup></i>
Antall som svarte	366	268
Røyker innendørs	1.6	36.9
Spør først, og røyker innendørs hvis vertskapet svarer at det er greit	47.3	41.8
Røyker ikke innendørs	50.8	16.0
Vet ikke	0.3	1.1

Kilde: SSBs Omnibus 4/99, Nyborg og Rege (2000).

**Tabell 2. Svar fra ikke-røykere og "av og til"-røykere. Prosent**

<i>Når du har gjester som er røykere, hva opplever du oftest? Anta at det ikke er barn til stede.</i>	<i>"Nå" (1999)</i>	<i>10-15 år siden, personer ≥ 30</i>
Antall som svarte	795	563
Gjestene røyker innendørs	10.4	73.7
Gjestene spør først, og røyker innendørs hvis jeg svarer at det er greit	45.2	15.5
Gjestene røyker ikke innendørs	44.0	9.6
Vet ikke	0.4	1.2

Kilde: SSBs Omnibus 4/99, Nyborg og Rege (2000).

En viktig forutsetning i modellen er at ikke-røykere faktisk misliker å bli utsatt for passiv røyking. Tall fra Statens tobakkskaderåd (2001) viser at 60 prosent av befolkningen i alderen 16-74 år følte ubehag i røykfylte rom (data for perioden 1996-98). Dette gjelder i særlig grad ikke-røykerne, der det oppgis at 62 pst. av mennene og 77 pst. av kvinnene føler slikt ubehag.

Modellens logikk forutsetter at et normskifte ledsages av en forventning om sterkere sosiale reaksjoner enn før hvis man faktisk utsetter andre for passiv røyking. Ellers må forklaringen på normskiftet være en annen. Denne endringen trenger likevel ikke å være dramatisk på samme måte som atferdsendringen. I vår undersøkelse stilte vi spørsmål til røykere om hvor sannsynlig de trodde det ville være at tilstedeværende ikke-røykere ville mislike det hvis de røykte innendørs hjemme hos venner, samt hva de tror de ville svart på et tilsvarende spørsmål 10-15

<sup>5</sup> Prosentallene summer seg ikke til 100 fordi nåværende røykere over 30 som ikke røyket 10-15 år tidligere (4,1 pst.) ikke er tatt med.

år tidligere (de over 30). Ikke-røykerne fikk spørsmål om hvor sannsynlig det er at de selv ville mislike det dersom det ble røykt innendørs mens de var på besøk hos andre, med et tilsvarende "før"- spørsmål. Svarene viste tydelig at røykerne hadde sterkere forventninger om negative reaksjoner i 1999 enn 10-15 år tidligere: For eksempel var andelen som mente det var svært sannsynlig at noen ville reagere negativt 39 prosent i 1999, men bare 19 prosent 10-15 år tidligere. Ikke-røykerne selv rapporterte også en klart forsterket tendens til negative reaksjoner. Disse endringene i holdninger er mindre dramatiske enn de rapporterte endringene i atferd, men er klart statistisk signifikante.

En svært viktig antakelse i modellen er at røykere synes det er ubehagelig at andre misliker røykingen deres. Hvis dette ikke var riktig, kunne vi vanskelig hevde at det her dreier seg om atferd styrt av behovet for sosial aksept. Vi stilte derfor følgende spørsmål til dagligrøykerne i vår undersøkelse (365 personer): "Hvis du tror at noen av de tilstedeværende misliker at du røyker, ville det plage deg mye, litt, eller ville det ikke plage deg?" 49 prosent svarte at det ville plage dem mye, 33 prosent svarte "litt", mens bare 16 prosent sa at det ikke ville plage dem. Det sosiale aspektet synes altså å være svært viktig for mange.

Hvis det har vært et normskifte, og hvis våre forutsetninger stemmer, kan det likevel hende at normskiftet har vært satt i gang av andre forhold enn røykeloven. Det kan for eksempel hende at folk røyker mindre enn før, og at det er derfor ikke-røykerne i utgangspunktet ble mindre vant til røykluft. Tall fra Statens tobakkskaderåd viser at det har vært en viss nedgang i andelen som røyker i denne perioden, selv om nedgangen ikke var svært stor. En annen mulig forklaring er at oppfatningen av helseskadene ved passiv røyking har endret seg, og at dette er årsaken både til de forsterkede negative reaksjonene fra ikke-røykerne og til at skjerpingen av røykeloven var politisk gjennomførbar. Både tall fra vår undersøkelse og fra Statens tobakkskaderåd indikerer at oppfatningene om helseskader faktisk har endret seg. Det er neppe mulig å fastslå fullstendig hvilken vei årsaksforholdet går her. Endrede oppfatninger om helseskader og innføringen av røykeloven kan begge ha spilt inn, og i så fall vil de ha bidratt i samme retning. For at normene skal endres, må de negative reaksjonene fra ikke-røykerne overstige et kritisk punkt; det er først da de selvforsterkende mekanismene omtalt over setter i gang. Om det var loven eller endrede holdninger som til slutt ble dråpen som fikk begeret til å flyte over, er kanskje likevel mindre vesentlig, så lenge de begge har bidratt til å fylle begeret.

## 2.4 Er sosiale normer viktig?

Et forhold som er særlig interessant med sosiale normer, er at en kan få dramatiske atferdsendringer som diskutert over, men uten at dette nødvendigvis settes i gang ved brå endringer i politikk eller rammebetingelser forøvrig. For eksempel kan det godt tenkes at norm-skiftet når det gjelder hensynsfull røyking hadde kommet uten noen skjerping av røykeloven, men at det bare hadde tatt litt lengre tid: Hvis oppfatningene om helseskader ved passiv røyking hadde fortsatt å endre seg gradvis, og de negative reaksjonene mot passiv røyking blir sterkere jo mer skadelig man tror dette er, ville reaksjonene til ikke-røykerne (og for såvidt også andre som utsettes for

passiv røyking) før eller senere nå det kritiske punktet der den selvforsterkende prosessen mot et normskifte settes i gang. Dette betyr at en langsom holdningsendring kan pågå i mange år uten synlige virkninger på atferd, men deretter kan den plutselig føre til store og brå endringer. Denne typen dynamikk finner vi ikke i de mer tradisjonelle økonomiske modellene.

Det er rimelig å tro at sosiale normer spiller en viktig rolle når det gjelder f.eks. forsøpling i nærmiljøet eller oppførsel ved ferdsel i skog og mark. Kanskje spiller det også en rolle for forhold som bilkjøring og energibruk. Normene spiller åpenbart en rolle for mange viktige problemstillinger som ikke direkte er knyttet til miljø- og energiforhold, for eksempel trygdemisbruk. Det er derfor svært viktig at myndighetene er oppmerksomme på muligheten for at langsomme endringer i underliggende holdninger plutselig kan resultere i store forandringer i sosiale normer. Fordi disse prosessene har preg av "gode eller dårlige sirkler", kan det være svært vanskelig, kanskje umulig, å føre økonomien tilbake til utgangspunktet når et norm-skifte først har funnet sted. Økonomiske studier av sosiale normer er derfor et viktig og interessant felt for videre forskning.

### 3 Moralsk motivasjon

Innledningsvis gjorde jeg litt narr av den primitive egoisten som beskrives i de fleste økonomiske modeller. Men konsumenten kan være så moralsk hun bare vil, uten at det nødvendigvis påvirker den økonomiske analysen: Hvis den moralske motivasjonen er konstant, upåvirket av myndighetenes politikk og økonomiske forhold ellers, ville konklusjonene fra økonomiske modeller ikke blitt annerledes selv om moralsk motivasjon var eksplisitt beskrevet.

Hvis det derimot er slik at moralsk motivasjon varierer med økonomiske og politiske forhold, og dessuten påvirker de faktiske valgene vi tar, blir situasjonen en annen. Og i noen sammenhenger er det grunn til å tro at det er slik. Det er for eksempel ganske vanlig å hevde at folks skattemoral undergraves hvis de mener skattetrykket er urimelig høyt, eller hvis de er svært uenig i bruken av skatteinntektene: Viljen til å bidra kan avhenge av om man tror bidraget er viktig og nyttig, og om man synes det er rimelig og rettferdig at man selv skal bidra. I slike tilfeller kan myndighetenes politikk påvirke det moralske krav individet stiller til seg selv, og dermed indirekte også atferden.

Nobelprisvinneren Amartya Sen har lenge pekt på problemer knyttet til analyse av moralsk motivert atferd i nyklassisk økonomisk teori (se Sen, 1987, for en interessant og lettest framstilling). De senere årene later det til at temaet har møtt fornyet interesse i fagmiljøet, og mange økonomer arbeider nå med å finne bedre metoder for å innarbeide moralsk motivasjon i økonomiske modeller (se for eksempel Andreoni, 1990, Brennan og Hamlin, 2000, Frey, 1997).

I det arbeidet jeg vil fortelle om her (Brekke, Kverndokk og Nyborg 2000), tar vi utgangspunkt begrepet *identitet* eller *selvbilde*. Vi antar at individet har et ønske om å kunne betrakte seg selv som en moralsk ansvarlig person, og at et slikt selvbilde kan behandles som et gode i den økonomiske analysen, på linje med andre goder som konsumenten ønsker seg. Og på samme måte som for andre goder, vil

konsumenten være villig til å påta seg visse kostnader for å oppnå dette godet. Hvor store kostnader hun er villig til å påta seg for en forbedring i selvbildet, vil avhenge av hvor sterke preferanser akkurat denne konsumenten har for å opprettholde et selvbilde som moralsk ansvarlig.

Det som er spesielt med *selvbilde* som privatgode, er imidlertid at man ikke bare kan gå og kjøpe det: For å kunne betrakte seg selv som et moralsk ansvarlig individ, er det først nødvendig å reflektere over hvordan man ideelt synes man burde oppføre seg, og deretter sammenlikne sine faktiske handlinger med dette idealet. Jo mindre samsvar det er mellom de faktiske og de moralsk sett ideelle handlingene (slik man selv vurderer det), jo dårligere blir selvbildet. Vi antar altså at man ikke bare kan "kjøpe seg" god samvittighet ved å ureflektert dele ut veldedighet i øst og vest eller følge andre enkle tommelfingerregler: Et selvbilde som et moralsk ansvarlig individ er noe som er uløselig knyttet til etisk refleksjon, og som dessuten krever til at man til en viss grad *etterlever* sitt eget moralsyn.

I noen sammenhenger kan myndighetenes politikk tenkes å påvirke den enkeltes syn på hva hun ideelt sett burde ha gjort, og dermed påvirke atferd, selv uten at lover, reguleringer eller økonomiske insentiver er blitt endret. La meg gi et eksempel på dette. Anta at et individ støtter seg på følgende etiske prinsipp: Den moralsk sett ideelle handlingen kjennetegnes ved at hvis alle som var i en tilsvarende situasjon gjorde akkurat dette, ville samfunnets velferd bli størst mulig. Dette kan betraktes som en stilisert versjon av den tyske filosofen Kants kategoriske imperativ. Å følge en slik regel krever selvsagt at man har en oppfatning av hva som er et godt samfunn, og hvordan ulike handlinger vil virke i forhold til dette.

La oss nå betrakte fru Hansen, som er nokså opptatt av å være et anstendig menneske, men ikke i ekstrem grad. En av kostnadene fru Hansen påtar seg for å oppnå et slikt selvbilde, er at hun skyller og bretter drikkekartonger, før hun legger dem i en egen avfallsdunk som kommunen har satt ut ved de enkelte husstandene for kildesortering av papiravfall. Hun kildesorterer imidlertid ikke plast, og synes heller ikke at dette er noe hun ideelt sett burde gjøre: Nærmeste innsamlingsstasjon for plast til kildesortering er et godt stykke unna, og fru Hansen tror ikke det ville vært til samfunnets beste om alle kjørte milevis i bil for dette formålet. Men så innfører kommunen der hun bor et system der hver husholdning også får sin egen spesialdunk for plastavfall. Nå tror fru Hansen det ville vært best for samfunnet om alle, inkludert henne selv, kildesorterte det aller meste av plastavfallet sitt, og for å opprettholde sitt selvbilde som en moralsk ansvarlig person tar hun mål av seg til å begynne med dette. Men for å være ærlig, så synes hun det er noe ork, og strever med å motivere seg selv til å fortsette: Plastavfallet er krevende å gjøre rent, det tar tid å skille det fra andre avfallskomponenter, og det er plundrete å holde styr på de forskjellige posene under kjøkkenbenken. Til slutt bestemmer hun seg for å sortere litt, men ikke alt, og heller akseptere at hun ikke er så moralsk ansvarlig som hun har pleid å tro. Papiravfallet sorterer hun imidlertid som før, så hennes totale innsats øker.

La oss nå tenke oss at vi skulle lage en samfunnsøkonomisk lønnsomhetsanalyse av det nye systemet. Først må vi skaffe informasjon om hvor

stor miljøgevinst som kan forventes som en følge av økt plast-sortering.<sup>6</sup> Deretter må vi vurdere om denne miljøgevinsten står i forhold til kostnadene. Vi regner opp transportkostnader, kostnader ved resirkuleringsanlegget og så videre - men hva er kostnaden forbundet med fru Hansens økte innsats?

I henhold til de tradisjonelle, enkleste økonomiske modellene representerer hennes innsats ingen kostnad, og kanskje snarere en gevinst. Hun økte sin kildesorteringsinnsats frivillig, og i henhold til vanlig økonomisk terminologi må hun da nærmest per definisjon ha glede av det - ellers kunne hun jo bare latt det være.

Men her er det noe som ikke stemmer: Hun gjør en større innsats enn før, og likevel har hun faktisk fått et *dårligere* selvbilde enn før! Årsaken er følgende: Da det nye systemet kom, ble den enkeltes kildesorteringsinnsats mer effektiv enn før, og det førte til at fru Hansen uvilkårlig *skjerp*et det moralske kravet til sin egen innsats. Hvis hun fortsatte akkurat som før, dvs. med å bare kildesorterte drikkekartongene, ville hun ikke lenger kunne tenke på seg selv som like miljøvennlig som før. For fru Hansens vedkommende *har* den økte sorteringsinnsatsen vært forbundet med en personlig ulempe. Den konklusjonen vi ville fått ved bruk av en tradisjonell økonomisk modell, nemlig at fru Hansens økte innsats ikke representerer noen kostnad, blir derfor i hennes tilfelle gal. Dette er altså et eksempel på at offentlig politikk har påvirket den moralske motivasjonen, og at konklusjonene fra tradisjonelle økonomiske modeller blir gale.

Tabell 3. Holdninger til et utvidet kildesorteringssystem

<i>Anta at kommunen legger opp til mer kildesortering i hjemmene. Sorteringen er frivillig. Hvilket av disse utsagnene er du mest enig i?</i>	<i>Prosent</i>
Det er bra at miljøet blir tatt mer hensyn til, men for meg personlig er det en ulempe at det forventes enda større innsats	26
Det er bra at miljøet blir tatt mer hensyn til, og for meg personlig er det en fordel at jeg nå kan øke min innsats	40
Det ville ikke bety noe for meg	34
Vet ikke	1

Antall respondenter: 990.

Kilde: SSBs Omnibus 4/99, Bruvoll m.fl., 2000.

Kanskje er det ikke vanlig å justere de moralske kravene til seg selv på denne måten, men tabell 3 kan muligens tyde på at det heller ikke er helt uvanlig. I den samme intervjuundersøkelsen som er nevnt i avsnitt 2, svarte omtrent en fjerdedel av intervjuobjektene at det ville være en ulempe for dem personlig dersom kommunen

<sup>6</sup> Miljøgevinsten kan måles i fysiske enheter. En del forskere foretrekker å bruke anslag for befolkningens betalingsvillighet som et anslag på nytten av miljøforbedringer. En kan også veie kostnader mot nytte uten å verdsette miljøendringen i kroner og øre, ved at beslutningstakerne - f.eks. politikere - på subjektivt grunnlag vurderer om en gitt kostnad kan forsvare denne miljøendringen.

la opp til mer kildesortering i hjemmene, selv om sorteringen var frivillig (se Bruvoll, Halvorsen og Nyborg, 2000, og Brekke, Kverndokk og Nyborg 2000, for en nærmere diskusjon av dette). Det er vanskelig å forklare dette resultatet ut fra tradisjonell økonomisk teori.

Vi spurte også om hvilke motiver folk hadde for å kildesortere. Hele 73 prosent var helt eller delvis enige i at de kildesorterte blant annet fordi de ønsket å tenke på seg selv som ansvarlige personer, mens 88 prosent var helt eller delvis enige i at de kildesorterte blant annet fordi "jeg selv bør gjøre det jeg ønsker at andre skal gjøre" (se Bruvoll, Halvorsen og Nyborg, 2000).

Moralsk motivasjon knyttet til et selvbilde som "ansvarlig" kan også gi uventede effekter av økonomiske insentiver. I Brekke mfl. (2000) er dette illustrert ved økonomiske insentiver for dugnadsinnsats, inspirert av en historie en kollega fortalte oss: I borettslaget hans hadde styret innført et gebyr for dem som ikke møtte på dugnad, i den tro at dette ville øke oppmøtet. Men da dagen for dugnaden kom, var det færre enn noensinne som møtte opp. Hvordan kunne det skje? En mulig forklaring er at folk oppfattet gebyret som en mulighet til å betale for at profesjonelle overtok jobben, slik at de kunne la være å møte opp, og likevel yte sitt bidrag. Før var valget å bidra eller ikke bidra, nå står valget mellom å bidra med tid, bidra med penger, eller ikke bidra. Å bidra med penger kan være like moralsk høyverdig som å bidra med tid: Muligheten til å betale for seg forandrer hvilken handling som er den moralske ideelle. Men hvis gebyret egentlig bare var symbolsk ment, og langt fra var nok til å dekke kostnadene ved å leie inn profesjonelle, har styret skaffet seg et problem.

Ut fra denne tankegangen ville vi vente at noen av dem som trodde gebyret var tilstrekkelig til å dekke utgiftene til fagfolk, ville redusere sin dugnadsdeltakelse ved innføring av et gebyr. For dem som oppfattet gebyret som rent symbolsk, ville vi imidlertid ikke vente noen slik effekt. For å undersøke dette nærmere, stilte vi følgende spørsmål i vår intervjuundersøkelse (se tabell 4):

**Tabell 4. Effekter på dugnadsdeltakelse av en avgift for å ikke møte. Prosent av dem som er med i organisasjoner som bruker dugnad. Antall som svarte = 802.**

*"Anta at du måtte betale 100 kroner i ekstra kontingent hvis du ikke kom på dugnad. Dette er nok (ikke nok) til å la fagfolk gjøre jobben. Ville du møtt oftere, sjeldnere, eller ville det ikke hatt noen betydning?"*

	Avgiften er nok	Avgiften er ikke nok
Ville møtt oftere	10	19
Ville møtt sjeldnere	15	3
Ingen betydning	75	77
Vet ikke	1	1

Kilde: SSBs Omnibus 4/99, Brekke m.fl. (2000).



Vi ser at 15 prosent mener de vil møte sjeldnere når de får oppgitt at avgiften er tilstrekkelig, mens nesten ingen svarer slik når det opplyses at avgiften ikke vil strekke til. Ut fra tradisjonell økonomisk teori er det ingen grunn til å forvente at virkningen av økonomiske insentiver skulle avhenge av hvorvidt en avgift var symbolsk eller ikke.

Resonnementet ovenfor er ikke på noen måte revolusjonerende nytt; mange vil nok kjenne seg igjen i dugnads-eksempelet, og har kanskje også tenkt gjennom mekanismene vi beskriver på et intuitivt plan. Det nye er først og fremst at vi har formalisert denne tankegangen innenfor rammen av økonomisk teori, og på denne måten kommet et skritt nærmere et verktøy for integrert analyse av moralsk motivasjon og økonomiske insentiver. For en presentasjon av den formelle matematiske modellen vil jeg imidlertid vise til Brekke m.fl. (2000).

## 4 Konklusjoner

Sosiale normer og moralsk motivasjon styrer mange av våre dagligdagse handlinger, og kan av og til inngå i et komplisert samspill med økonomiske motiver. I slike situasjoner strekker ikke tradisjonelle økonomiske modeller til når en skal forutsi mulige virkninger av tiltak fra myndighetenes side, f.eks. miljøavgifter og reguleringer. Bedre integrasjon av sosiale normer og moralsk motivasjon i økonomisk teori kan derfor bidra til å til å nyansere en del økonomiske "sannheter", til å utvide den delen av samfunnslivet der økonomene kan bidra med innsikt og systematisk analyse, og kanskje ikke minst til å bedre økonomenes kommunikasjon med andre faggrupper.

I dette kapitlet har jeg oppsummert noe av det arbeidet som er gjort på dette området i Statistisk sentralbyrå under Norges Forskningsråds SAMRAM-program. Resultatene viser at økonomisk modellering av sosiale normer og moralsk motivasjon kan være både mulig og nyttig. For eksempel har vi vist hvordan innføring av en røykelov indirekte kan påvirke sosiale normer, og dermed føre til endret atferd også der røykeloven ikke gjelder. Våre intervjudata bekrefter at en slik prosess kan ha funnet sted i Norge, selv om vi ikke kan utelukke at det finnes andre forklaringer på normskiftet vi har observert.

Omtalen her har nødvendigvis vært svært summarisk. Lesere som er interessert i nærmere informasjon kan finne dette i originalarbeidene som er referert i teksten. Det har imidlertid i de senere årene også vært gjort relativt mye forskning i SSB på beslektede temaer, i tillegg til de prosjektene som er omtalt over. Jeg vil her særlig vise til arbeider som gjelder normative aspekter ved nytte-kostnadsanalyse (se f.eks. Brekke 1997, Nyborg 2000a, b, Nyborg og Spangen 2000, Medin, Nyborg og Bateman 2001), statusjag og selvbilde (Brekke, Howarth og Nyborg 1998, Brekke og Howarth 2001), utvikling av sosiale normer (Rege 1999, 2000) og sosial kapital (Aslaksen og Brekke 2000). Det er dessuten planlagt nye forskningsframstøt når det gjelder temaene sosiale normer for svart arbeid, samt nærmere analyse av "grønne" bedrifter og konsumenter. På litt lengre sikt håper vi også å kunne komme tilbake til analyse av sosiale normer som er knyttet til velferdsstatens kostnadsnivå eller overlevelsessevne. Dette kan for eksempel dreie seg om normer som krever at man

skal klare å forsørge seg selv, normer for å pensjonere seg så sent som mulig, eller normer mot trygdemisbruk. Her er det mange interessante og viktige problemstillinger, der tverrfaglig samarbeid blir sentralt for å kunne oppnå gode forskningsresultater.

## Referanser:

Akerlof, George A., (1980), "A Theory of Social Custom, of Which Unemployment may be One Consequence", *The Quarterly Journal of Economics*, June, 749-775.

Andreoni, J. (1990): Impure Altruism and Donations to Public Goods: A Theory of Warm-Glow Giving, *The Economic Journal* 100, 464-477.

Aslaksen, I., og K. A. Brekke (2000): Valuation of Social Capital and Environmental Externalities, Discussion Paper 277, Oslo: Statistisk sentralbyrå.

Binder, M., og M. H. Pesaran (2001): Life-Cycle Consumption under Social Interactions, *Journal of Economic Dynamics & Control* 25, 35-83.

Brekke, K. A., 1997. The Numeraire Matters in Cost-Benefit Analysis, *Journal of Public Economics* 64, 117-123.

Brekke, K. A., og R. B. Howarth (2001): The Social Contingency of Wants, kommer i *Land Economics*.

Brekke, K. A., R. B. Howarth, and K. Nyborg (1998): Are there Social Limits to Growth? *Discussion Paper* 239, Oslo: Statistics Norway.

Brekke, Kjell Arne, Snorre Kverndokk og Karine Nyborg (2000): An Economic Model of Moral Motivation, Discussion Papers 290, Oslo: Statistisk sentralbyrå.

Brennan, G. and A. Hamlin (2000): *Democratic Devices and Desires*, Cambridge, UK: Cambridge University Press.

Bruvoll, Annegrete, Bente Halvorsen and Karine Nyborg (2000): Husholdningenes kildesortering, *Samfunnsspeilet* 4/2000, 10-20.

Coleman, James (1990): *Foundations of Social Theory*, Cambridge, MA: Harvard University Press.

Elster, Jon (1989): Social Norms and Economic Theory, *Journal of Economic Perspectives* 3(4), 99-117.

Frey, B. (1997): *Not Just for the Money. An Economic Theory of Personal Motivation*, Cheltenham, UK: Edward Elgar.

Lindbeck, Assar (1997): Welfare State Disincentives with Endogenous Habits and Norms, *Scandinavian Journal of Economics* 97(4), 477 - 494.

Medin, H., K. Nyborg and I. Bateman (2000): The Assumption of Equal Marginal Utility of Income: How Much does it Matter? *Ecological Economics* **36** (3), 397-410.

Nyborg, K., and I. Spangen (2000): Cost-Benefit Analysis and the Democratic Ideal, *Nordic Journal of Political Economy* **26** (1), 83-93.

Nyborg, K. (2000a): Homo Economicus and Homo Politicus: Interpretation and Aggregation of Environmental Values, *Journal of Economic Behavior and Organization* **42/3**, 305-322.

Nyborg, K. (2000b): Project Analysis as Input to Public Debate: Environmental Valuation versus Physical Unit Indicators, *Ecological Economics* **34** (3), 393- 408.

Nyborg, Karine og Mari Rege (2000): The Evolution of Considerate Smoking Behavior, Discussion Paper 279, Oslo: Statistisk sentralbyrå.

Sen, A. K. (1987): *On Ethics and Economics*, Royer Lectures series, New York and Oxford: Blackwell.

Statens tobakkskaderåd (2001): Hjemmeside på <http://www.tobakk.no>

Rege, M. (1999): Endogenous Peer Groups, Discussion Paper 257, Oslo: Statistisk sentralbyrå.

Rege, M. (2000): Networking Strategy: Cooperate Today in Order to Meet a Cooperator Tomorrow, Discussion Paper 282, Oslo: Statistisk sentralbyrå.

---

## Biografi

- **Karine Nyborg** er forsker ved Seksjon for ressurs- og miljøøkonomi, Forskningsavdelingen, Statistisk sentralbyrå. Hennes publiserte arbeider knytter seg særlig til velferdsteori og miljøøkonomiske problemstillinger. Hun er redaktør i fagtidsskriftet *Økonomisk forum*, og har vært medlem av flere offentlige utvalg.







---

# Frivillige avtaler i miljøpolitikken

Asbjørn Torvanger  
CICERO Senter for klimaforskning

---

*Ei typisk frivillig avtale blir inngått mellom styresmaktene og ein industribransje for å redusere utslepp av miljøskadelege stoff. Det finst mange ulike typar avtaler. Frivillige avtaler er ikkje frivillige i streng forstand ettersom det ofte ligg ein trussel bak om å ta i bruk avgifter eller andre reguleringar dersom industrien er uwillig til å delta. I løpet av dei siste par tiåra har slike avtaler blitt populære i mange OECD-land. I Noreg finst det berre nokre få avtaler. Både erfaringar med bruken av frivillige avtaler og forskning tyder på at dei er mindre kostnadseffektive og styringseffektive enn marknadsbaserte verkemiddel som avgifter og kvotesystem. Dersom det er større restriksjonar på bruken av avgifter og kvotesystem på grunn av informasjons- eller måleproblem, eller på grunn av desse verkemidla har lav politisk aksept, kan frivillige avtaler vere eit interessant alternativ. Dermed er det mest aktuelt å bruke frivillige avtaler som eit supplement til andre verkemiddel i nokre nisjar av miljøpolitikken. I nokre tilfelle kan frivillige avtaler brukast mellom to land eller på regionalt nivå, til dømes innan EU. Frivillige avtaler kan fungere som ein etappe frå direkte regulering mot nasjonal kvotehandel, og vidare mot internasjonal kvotehandel under Kyotoprotokollen. Frivillige avtaler mellom to land kan eventuelt koplant mot andre mekanismar under Kyotoprotokollen for internasjonalt samarbeid om utsleppskutt for klimagassar (felles gjennomføring og den grøne utviklingsmekanismen).*

---

## 1 Innleiing

Utslepp av miljøskadelege stoff er ein sideeffekt av mange produksjonsprosessar og ved forbruk av nokre varer og tenester. Slike utslepp til luft, vatn eller jord kan påføre menneske og natur skadar. I utgangspunktet har ei bedrift ingen økonomiske incentiv til å ta omsyn til slike eksterne effektar knytt til sin aktivitet. I ein slik situasjon er det grunnlag for ein miljøpolitikk der styresmaktene grip inn for å sikre

ei betre løysing i samfunnsøkonomisk forstand. Dette kan skje ved at bedrifta får slike rammevilkår at det blir ei korrekt avveging mellom skaden frå forureininga og kostnaden ved å redusere utsleppa, enten gjennom reinsetiltak og/eller redusert produksjon. Dei vanlegaste miljøpolitiske verkemidla er avgifter, subsidiar, og direkte regulering (t.d. gjennom konsesjonar). I dei siste åra har i tillegg kvotar som kan omsetjast på ein marknad fått ei god del merksemd, spesielt som eit aktuelt verkemiddel for å redusere utslepp av gassar som påverkar klimaet, såkalla klimagassar.

Men det finst eit anna verkemiddel som i løpet av dei siste par tiåra har blitt populært i mange OECD-land, nemleg frivillige avtaler (IEA, 1997; EEA, 1997). I Noreg har ikkje frivillige avtaler fått særleg feste, slik at det berre finst nokre få avtaler. Næringslivet viste ein del interesse for frivillige avtaler midt på 90-talet, blant anna som eit alternativ til ei utviding av miljøavgiftene i Noreg i retning av ein såkalla grøn skattereform. Etter at forslaget om grønne avgifter ikkje fekk tilstrekkeleg politisk støtte i 1998, og kvotar stod fram som eit meir aktuelt verkemiddel i norsk klimapolitikk enn frivillige avtaler, har det vore lite snakk om frivillige avtaler i Noreg.

Ein generell definisjon av ei frivillig avtale er:

*ei avtale mellom styresmaktene og industrien som gjev ei ynskt samfunnsøkonomisk løysing, som blir fremma av frivillige handlingar frå industrien si side og blir oppmuntra frå styresmaktene si side (basert på Storey, 1996).<sup>1</sup>*

Frivillige avtaler blir brukt som eit felles namn på eit verkemiddel som i realiteten er ei gruppe verkemiddel på grunn av den store variasjonen i typar avtaler. Slike avtaler spenner frå einseitige deklarasjonar frå industrien si side, der regulatoren ikkje spelar nokon direkte rolle, til ei bindande avtale som byggjer på forhandlingar mellom regulatoren og industrien.<sup>2</sup> Avtalen kan t.d. fastsetje ein prosentvis reduksjon i utsleppa til luft som skal nåast i løpet av ein bestemt tidsperiode. Alternativt kan avtalen fastsetje eit mål som er relativt til produksjonen, for eksempel at utsleppa per produsert eining skal reduserast med ein viss prosent. Avtalen kan eventuelt spesifisere reaksjonar dersom målet ikkje vert nådd. Difor er eit viktig kjenneteikn for å skilje mellom ulike typar avtaler om miljømålet er fastsett av industrien åleine eller som resultat av forhandlingar med regulatoren. Sjølv om miljømålet er fastsett gjennom forhandlingar har industrien større påverknadskraft ved utforminga av ei frivillig avtale enn ved andre typar verkemiddel, slike som avgifter og regulering av utslepp gjennom konsesjonar (direkte regulering). Regulatoren vil ha dårlegare informasjon om reinsekostnader m.m. i ei bedrift enn bedrifta sjølv vil ha. Fordi regulatoren er avhengig av denne

---

<sup>1</sup> Styresmaktene vil heretter stort sett bli erstatta med regulator. Ein regulator er utpeikt av styresmaktene, t.d. Miljøverndepartementet, til å regulere forureininga frå ein bransje i samsvar med overordna miljømål, eventuelt regulere utslepp frå heile industrien. I Noreg er Statens Forureiningstilsyn (SFT) gjeve ei slik oppgåve.

<sup>2</sup> På engelsk er frivillige avtaler blitt omtalt som 'agreements', 'environmental agreements', 'negotiated agreements', 'codes of conduct', 'industry covenants', 'eco-contracts', og 'self-regulation'.



informasjonen kan dette gje ei bedrift ein relativ fordel ved bruk av frivillige avtaler samanlikna med andre verkemiddel.

Dei fleste frivillige avtaler omfattar ein industribransje (heretter kalla bransje) som kan vere samansett av alt frå nokre få til mange bedrifter. For regulatoren er det enklare og billegare å inngå ei avtale med ein bransje enn med kvar bedrift, og så overlate til bransjen å fordele det felles miljømålet mellom bedriftene. Men regulatoren kan også inngå ei frivillig avtale med ein bedrift, t.d. dersom dette er stor bedrift det er viktig å regulere utsleppa frå, eller dersom det av ulike grunnar er vanskeleg å få til ein bransjeavtale.

Namnet frivillige avtaler er i grunnen nokså misvisande ettersom slike avtaler sjeldan er frivillige i streng forstand. Som regel ligg det føre ein indirekte eller direkte trussel frå regulatoren sin side om å ta i bruk eit anna og mindre populært verkemiddel, t.d. avgifter, dersom industrien ikkje er villig til å inngå ei frivillig avtale.

Frivillige avtaler kan ikkje som marknadsbaserte verkemiddel som avgifter og kvotar skape ei kostnadseffektiv fordeling av utsleppskutt mellom bedrifter. Når kvotar eller avgifter fungerer i ein effektiv marknad vil desse verkemidla gje den beste samfunnsøkonomiske løysinga (som blant anna er kostnadseffektiv). I så fall er frivillige avtaler ikkje interessante. I eit kvotesystem blir miljømålet lik samla utslepp som igjen er lik summen av alle kvotar, medan avgiftssatsen i eit avgiftssystem skal setjast lik marginal skade av utsleppet (d.v.s. lik skaden av det siste kilo som blir slept ut). Dersom effektiviteten i marknaden derimot er redusert, til dømes på grunn av mangelfull informasjon om reinsekostnader, kan frivillige avtaler eventuelt bli eit interessant alternativ. Fordelinga av utsleppskutt i ein bransje er kostnadseffektiv når alle bedrifter reinser sine utslepp til kostnaden ved å reinse eit kilo meir av t.d. svoveldioksid er lik i alle bedrifter, og lik avgiftssatsen i eit avgiftssystem eller lik kvoteprisen i eit kvotesystem. Det vil vere heilt tilfeldig om ei slik løysing skulle oppstå ved bruk av frivillige avtaler. Derimot vil ei bedrift stå fritt til å nå miljømålet sitt på den mest effektive måten. I forhold til andre verkemiddel, t.d. avgifter, som må innførast gjennom ein demokratisk prosess, kan ein argumentere med at frivillige avtaler er udemokratiske fordi andre grupper i samfunnet ikkje har innsyn i forhandlingsprosessen. Spesielt gjeld dette avtaler der industrien åleine fastset miljømålet. Ein effekt av manglande demokratisk innsyn er større fare for at avtalene blir svake.

I nokre tilfelle kan det vere vanskeleg å ta i bruk marknadsbaserte verkemiddel, t.d. dersom det er politisk motstand mot innføring av avgifter på grunn av overføringselementet til staten, eller fordi både industrien og mange politikarar er redde for at avgifter vil vere eit einseitig tiltak som vil skade industrien sin konkurransevne. Frivillige avtaler kan dessutan vere raskare å innføre enn avgifter eller kvotar, fordi dei to sistnemnde verkemidla må gjennomgå ein lenger demokratisk prosess før dei kan innførast. Slike avtaler kan vere meir fleksible og er difor raskare og enklare å endre etter behov enn t.d. avgifter. I slike situasjonar kan frivillige avtaler vere eit interessant alternativ. Forhandlingsprosessen i seg sjølv kan stimulere til ei felles forståing av dei miljømessige utfordringane samfunnet står overfor (Sunnevåg, 1998). Den største fordelen til frivillige avtaler kan vere at dei kan fungere som ein konstruktiv felles arena for bedrifter og regulator der ein kan

komme fram til gode løysingar i fellesskap, og som kan skape auka støtte for miljømål i industrien og inspirere den til å satse på ein grøn industristrategi framover.

I dei tilfelle frivillige avtaler er interessante i miljøpolitikken blir det viktig å sikre at dei fungerer best mogeleg. I følgje EEA (1997) er følgjande forhold viktige for å gjere frivillige avtaler mest mogeleg effektive:

- klåre miljømål;
- ein klår spesifikasjon av referansesituasjonen;
- pålitelege og klåre mekanismar for overvaking og rapportering;
- reinseteknologi må vere tilgjengelege;
- kostnaden ved å oppfylle avtalen må ikkje vere for høg;
- kostnaden ved å oppfylle avtalen må ikkje variere for mykje mellom bedriftene; og
- andre grupper i samfunnet må vere involvert i utforminga og gjennomføringa av avtalene.

CICERO Senter for klimaforskning, Frischsenteret for samfunnsøkonomisk forskning, og Stiftelsen for samfunns- og næringslivsforskning (SNF) utvikla under NFR-forskningsprogrammet SAMRAM eit felles forskningsprogram om "Frivillige avtaler i miljøpolitikken". Dette kapittelet presenterer hovudresultata frå dette forskningsprogrammet. Samarbeidspartnarane arrangerte eit internasjonal seminar for forskarar i desember 1997. Presentasjonane er trykt i Torvanger (1997b). I seminar nummer to, som vart avvikla i september 1999, vart hovudvekta lagt på norske brukarar av forskinga på frivillige avtaler. Presentasjonane frå forskarar og representantar frå industrien og styresmaktene er trykt i Sunnevåg (1999).

Neste avsnitt presenterer ein kort status for bruken av frivillige avtaler i fire OECD-land, og ser på erfaringar med bruken av slike avtaler, i hovudsak basert på Torvanger & Skodvin (1999a).

I tredje avsnitt blir det stilt spørsmål ved om frivillige avtaler kan vere effektive og ha ein plass i miljøpolitikken. Effektiviteten blir samanlikna med meir tradisjonelle verkemiddel i Hagen (2000) og Yarrow (2000a). Hagem (1998) ser på effekten av valet av verkemiddel på samfunnet sin velferd når regulatoren ynskjer å sikre at ei bestemt bedrift overlever, men samstundes har mindre informasjon enn bedrifta om reinsekostnaden til denne. Eit anna SAMRAM-finansiert arbeid som blir nemnt i denne samanhengen er Nyborg (2000), som studerer ein situasjon der utsleppa frå ei bedrift kan bli observert, men berre delvis bli verifisert i juridisk forstand. Den neste problemstillinga blir reist av Golombek og Moen (1999), som ser på om eit felles miljømål for ein bransje blir fordelt på ein kostnadseffektiv måte mellom bedriftene i bransjen. Deretter ser Sunnevåg (2000) på om frivillige avtaler gjev meir eller mindre incentiv for innovasjonar i reinseteknologi enn avgifter. Jasinski & Ross (2000) bruker kjemisk industri i Nederland som eit eksempel for å studere frivillige avtaler og innovasjonar. Til sist analyserer Yarrow (2000b) bruken av frivillige avtaler og avgifter i miljøpolitikken i EU, og forholdet mellom miljøpolitikken og konkurransepolitikken.

Det fjerde avsnittet drøftar om det kan vere interessant å opprette frivillige avtaler mellom industrien i eit land og ein regulator i eit anna land, eventuelt mellom

ein regional regulator (som EU) og ein bransje i fleire land, sjå Torvanger & Skodvin (1999a), (1999b) og (2001).

I det femte avsnittet er temaet frivillige avtaler sin plass som verkemiddel i klimapolitikken, der føremålet er å stimulere industrien til å redusere sin utslepp av klimagassar, sjå Torvanger & Skodvin (1999a), (1999b) eller (2001). Bakgrunnen er at det nasjonale klimamålet som er definert av Kyotoprotokollen skal oppfyllest. I denne samanhengen blir også relasjonen mellom mekanismane for internasjonalt samarbeid om utsleppskutt definert i Kyotoprotokollen og frivillige avtaler drøfta. Desse Kyoto-mekanismane er kvotehandling, felles gjennomføring og den grønne utviklingsmekanismen.

I det sjette avsnittet endar kapittelet med ei kort drøfting av om frivillige avtaler har ei framtid i miljøpolitikken.

## 2 Bruk av frivillige avtaler

### 2.1 Framveksten av frivillige avtaler

Frivillige avtaler er ikkje eit nytt verkemiddel. Slike avtaler har blitt brukt av lokale styresmakter i Japan på 60-talet (Sunnevåg, 1998). Gjennom dei siste par tiåra har avtalane blitt stadig meir populære i fleire europeiske land. Slike avtaler er vanlege i Danmark, Tyskland, Nederland, og Storbritannia, i tillegg til USA og Japan. Det finst flest frivillige avtaler i Tyskland og Nederland. I 1996 var det 300 frivillige avtaler på miljøområdet innan EU, og i OECD-land i 1995/96 var det 350 avtaler der målet var å redusere karbondioksid-utslepp knytt til energibruk. La oss sjå nærare på bruken av frivillige avtaler i Noreg og tre andre OECD-land.

### 2.2 Noreg

Det finst svært få frivillige avtaler i Noreg. Dei fyrste gjaldt resirkulering av emballasje, og vart oppretta i perioden 1994-96 (Nyborg, 2000). Målet var ein resirkuleringsgrad på 60-80 %. Regjeringa gjorde det klart at dersom måla ikkje vart nådd ville ei avgift på emballasje bli innført. Den nyaste avtalen mellom Miljøverndepartementet og aluminiumsindustrien frå 1997 slår fast at denne industrien innan år 2005 skal redusere sine prosess-baserte klimagassutslepp med 55 % per tonn aluminium samanlikna med utsleppa i 1990. Det er opp til bransjen å fordele det samla målet mellom bedriftene. For å redusere klimagassutsleppa er til dels store investeringar nødvendige, men desse er delvis lønsame utan å ta med verdien av reduserte klimagassutslepp. Miljøverndepartementet slo ved lanseringa av den frivillige avtalen fast at avgifter ville bli innført dersom målet ikkje vart nådd.

### 2.3 USA, Tyskland, Nederland

Frivillige avtaler har etter kvart blitt eit sentralt verkemiddel i USA. I 1991 lanserte EPA ('Environmental Protection Agency') eit program basert på frivillige avtaler for

å redusere utsleppa av 17 giftige kjemikalier.<sup>3</sup> Programmet vart avslutta i 1995 og EPA ser på det som ein suksess. Difor har EPA satsa vidare på slike 'partnership programs'. Frivillige avtaler rettar seg fyrst og fremst mot miljøproblem som ikkje blir handtert ved hjelp av direkte reguleringar eller lover, og gjeld utslepp av klimagassar og energieffektivitet. Avtalane er ein del av program som er initiert av EPA eller andre offentlege forvaltningsorgan, og oppfordrar industrien til å bli med. Dermed er avtalane ikkje bindande og bedriftene kan reforhandle eller trekkje seg ut av ei avtale når som helst. Mange avtaler spesifiserer ikkje miljømål, men fokuserer på tiltak som kan føre til reduserte utslepp av miljøskadelege stoff. Den viktigaste motivasjonen for bedrifter til å delta kan liggje i tilgang til informasjon, at miljøtiltak kan vere lønsame på grunn av energisparing, på grunn av verdien av resirkulerte avfallsstoff, og fordi deltaking og ein grøn profil blir godt motteke av EPA og opinionen. Det blir vanskeleg å bestemme kor stor miljøeffekt denne typen avtaler har så lenge referansesituasjonen er uklår, blant anna fordi nokre av miljøtiltaka er lønsame på grunn av spart energi og andre fordelar som er uavhengige av miljøeffekten.

I Tyskland har frivillige avtaler blitt eit vanleg verkemiddel i miljøpolitikken. I 1996 fanst det 60-90 avtaler på områda avfallshandtering, erstatning av skadelege substansar med meir miljøvennlege alternativ, forureining av vatn, og utslepp av karbondioksid. Frivillige avtaler i Tyskland er som regel baserte på einsidige deklarasjonar frå industrien si side slik at styresmaktene i liten grad er involvert. På den andre sida er avtalene gjerne resultatet av diskusjonar med relevante departement, og har gjerne blitt lansert på ein pressekonferanse i departementet. Tyskland har lagt vekt på frivillige avtaler i klimapolitikken for å redusere utsleppa av karbondioksid. Den tyske regjeringa inngjekk i 1996 ein slik avtale med 19 bransjar som stod for 80 % av det industrielle energiforbruket. Eit problem med dei fyrste avtalene var at målet var spesifisert i relative termar, t.d. som ein 20 % reduksjon i energibruken og karbondioksid-utsleppa per eining produsert. Miljømålet vert fastsett ut frå ei vurdering av kva som er mogeleg å oppnå, og avheng av at fleire vilkår er oppfylt. Det er difor uklårt om dei oppnår noko meir enn det som uansett ville ha skjedd i bransjen på grunn av teknologisk framskritt m.m. Sjølv om dei tyske frivillige avtalene verkar svake har dei ei stor breidde som omfattar mange bransjar, og det skulle vere rom for å forbetre desse avtalene på mange måtar.

Sannsynlegvis spelar frivillige avtaler ei viktigare rolle i miljøpolitikken i Nederland enn i alle andre OECD-land. For tre år sidan var det over 100 aktive avtaler på områda avfallshandsaming, reduksjon av utslepp, reinsing av forureina jord, energisparing, og reduksjon av industriell støy. Avtalene blir gjerne kalla 'covenants'. Dei vart introduserte på slutten av 80-talet og har seinare utvikla seg gjennom fleire fasar. Utgangspunktet er nasjonale miljømål som deretter stegvis blir overført til mål for kvar sektor i næringslivet.<sup>4</sup> Dei nederlandske frivillige avtalene ser ut til å fungere bra, sjølv om miljømåla ikkje alltid blir nådd. Planar og framdriftsrapportar er tilgjengelege, og alle interesserte kan få innsyn i prosessen.

---

<sup>3</sup> Det såkalla 33/50 programmet (sjå Torvanger & Skodvin, 1999a).

<sup>4</sup> I 1989 og 1990 vedtok Nederland dei fyrste planane for ein nasjonal miljøpolitikk: 'National Environmental Policy Plans' (NEPP).

Læring og forbedringar kan byggjast inn i nye avtaler ettersom desse blir fornya med jamne mellomrom.

## 2.4 Erfaringar med bruken av frivillige avtaler

Bruken av frivillige avtaler i desse fire OECD-landa viser den store variasjonen i avtalene med omsyn på om klåre miljømål er spesifisert, om miljømålet er eit resultat av forhandlingar eller ikkje, om sanksjonar ved ikkje-oppfylting er spesifiserte, og om oppnådde resultat blir overvaka og samanlikna med tilfelle utan verkemiddelbruk for å få eit mål på effektiviteten til avtalene. På grunn av uklåre mål og dårleg overvaking av oppnådde resultat er det berre i få tilfelle ein kan vise at slike avtaler har oppnådd noko som ikkje kunne ha blitt oppnådd utan ei frivillig avtale. Den dårlege dokumentasjonen av effektiviteten til frivillige avtaler viser behovet for å inkludere ein referansesituasjon som miljøresultata kan målast i forhold til for å få større kontroll med effektiviteten til slike avtaler. Ut frå slike erfaringar bør ein vurdere om andre verkemiddel er betre eigna enn frivillige avtaler. Alternativt bør ein vurdere om frivillige avtaler er godt eigna som eit supplement til andre verkemiddel. Samanliknar vi den ulike bruken av avtaler i Nederland og Tyskland ser vi tydeleg den fordel Nederland har av at avtalene inngår i ein nasjonal miljøplan og at miljømålet for bransjen blir forhandla med regulatoren. I Tyskland derimot, er det uvisst om avtalene oppnår noko meir enn det som følgjer av utviklinga i bransjen uansett.

## 3 Er frivillige avtaler effektive?

### 3.1 Kostnadseffektivitet, styringseffektivitet, og politisk aksept

For å vurdere effektiviteten til frivillige avtaler samanlikna med andre verkemiddel er det relevant å sjå på kostnadseffektiviteten og styringseffektiviteten til slike avtaler (Sunnevåg, 1998; Torvanger, 1997a). Kostnadseffektiviteten viser til i kva grad eit verkemiddel kan oppnå eit fastsett miljømål på billegaste måte for samfunnet. Som vi har sett har frivillige avtaler ein ulempe på dette området i forhold til marknadsbaserte verkemiddel som avgifter og kvotesystem. Innanfor bedrifta derimot, kan ei frivillig avtale fremme kostnadseffektivitet sidan den kan velje dei billegaste tiltaka som oppfyller utsleppskrava fastsett i avtalen.

Styringseffektivitet kan definerast som i kva grad regulatoren kan vere sikker på at det fastsette miljømålet vert nådd innanfor den tidsramma som er aktuell. Styringseffektiviteten vil avhenge av mange forhold, blant anna av regulatoren sin evne til å overvake og kontrollere effekten av eit verkemiddel, om det finst tilstrekkeleg fleksibilitet i bedriftene dersom situasjonen innanfor eller utanfor ei bedrift endrar seg, og om regulatoren kan ty til sanksjonar ved manglande måloppfylting. Ein fordel ved frivillige avtaler i denne samanhengen er at dei er meir populære i industrien enn avgifter. Ein grunn til populariteten er at bedriftene slepp å betale avgifter for utslepp som ligg innanfor miljømålet i den frivillige avtalen. I eit avgiftssystem må bedriftene betale for alle utslepp. Dessutan kan

frivillige avtaler vere meir fleksible enn avgifter, slik at dei både er raskare å etablere og endre på etter behov. På den andre sida er det usikkert om regulatoren kan oppnå noko meir med ei frivillig avtale enn det som uansett ville ha skjedd utan avtalen.

Ein tredje faktor som er viktig ved val av verkemiddel i miljøpolitikken er politisk aksept. Både industrien og mange politikarar kan vere redde for at avgifter fører til tapt konkurransevne, utflagging og tap av arbeidsplassar. Dei fleste meiner at faren for slike sideeffektar av ein miljøpolitikk er mindre for frivillige avtaler. Frivillige avtaler har difor høgare politisk aksept enn avgifter. Eit argument som kan styrke avgifter sin politiske aksept i forhold til frivillige avtaler er sjansen for "doble gevinstar", der avgiftsinntektene kan bli brukt til miljøtiltak eller andre gode formål, eller gje rom for å redusere skattar som berre er pålagt for å skaffe inntekter til statskassa. Slike skattar fører til eit samfunnsøkonomisk tap og reduserte skattar vil difor gje ein gevinst for samfunnet.

### 3.2 Effektiviteten til frivillige avtaler samanlikna med andre verkemiddel

Hagen (2000) samanliknar effektiviteten til frivillige avtaler med andre verkemiddel i ein modell av ein liten og open økonomi med to sektorar eller bransjar. Dette er ein modell for optimal skattlegging der regjeringa utformar skattesystemet slik at velferden til samfunnet blir maksimert under føresetnad av at staten treng ei viss skatteinntekt. Regjeringa kan innføre skatt på profitt, kapitalinntekt, bruk av innsatsfaktorar i produksjonen som medfører utslepp, konsum av produkt, eller på løna. Skattar kan innførast i begge sektorar, medan det berre er mogeleg å opprette ei frivillig avtale med den eine, godt organiserte sektoren. Dersom sektoren ikkje går med på ei frivillig avtale blir den skattlagt. All skattlegging fører til effektivitetstap i økonomien. Bruk av ei frivillig avtale i den eine sektoren fører til reduserte skatteinntekter som må bli kompensert med auka skatt i den andre sektoren. Hagen finn at det blir vanskeleg å opprette effektive frivillige avtaler i ein slik økonomi fordi den potensielle fordelene for regulatoren kjem i konflikt med interessene til bransjen slik at denne vil nekte å bli med på avtalen. Frivillige avtaler vil vere lettast å opprette i konsentrerte bransjar med få og store bedrifter. Marknadsbaserte verkemiddel (avgifter og kvotar) vil vere meir effektive for å oppnå miljømål og fremme utvikling av ny teknologi enn frivillige avtaler. I så måte liknar frivillige avtaler på miljøstandarder som verkemiddel. Ei frivillig avtale kan nok hindre at ein bransje taper konkurransevne og bedrifter eventuelt blir lagt ned, men dette vil sannsynlegvis gå ut over alle andre bransjar og aktørar i økonomien fordi dei får ein relativt større byrde av miljøpolitikken. Dessutan vil den samfunnsøkonomiske kostnaden bli større enn dersom marknadsbaserte verkemiddel vert brukt. Ved marknadsbaserte verkemiddel vil alle bransjar og aktørar i økonomien stå overfor same pris på miljøskadelege utslepp.

Nokre forfattarar argumenterer med at mange av dei tilsynelatande fordelene knytt til marknadsbaserte verkemiddel kjem av at reguleringa av miljøproblem blir modellert på ein urealistisk måte. Dermed er det ikkje sikkert at t.d. frivillige avtaler i praksis kjem så dårleg ut samanlikna med andre verkemiddel. Yarrow (2000a) legg vekt på forhandlingsprosessen som ligg bak ei frivillig avtale. Forhandlingar tek tid

og medfører transaksjonskostnader. Utfallet av forhandlingane vil avhenge av forhandlingsstyrken, som igjen avheng av måla partane har og kven som taper mest dersom avtalen går i vasken, slik at andre verkemiddel eventuelt blir teke i bruk. Ved å studere eksempel på miljøreguleringar finn ein ofte at politiske forhold, blant anna omsyn til effekt på inntektsfordelinga mellom grupper i samfunnet og press frå interessegrupper, påverkar måten reguleringa blir gjennomført på, i tillegg til omsyna til kostnadseffektivitet. Andre forhold som kan påverke den realiserte reguleringa er at byråkratiet (regulatoren) kan ha interesser som avvik frå det felles beste for samfunnet, at gjennomføring av reguleringa tek tid, og at fleksibiliteten til bedriftene når det gjeld tilpassing til nye reguleringar er redusert på grunn av at større investeringar i reinseteknologi alt er gjennomførte. Yarrow viser at i nokre tilfelle, t.d. dersom alternativet er ei miljøavgift, kan frivillige avtaler fremme ei løysing som ligg nær den beste løysinga for samfunnet. I så fall vil begge parter tene på å inngå ei avtale. Bransjen unngår miljøavgifta og regulatoren når miljømålet sitt. Eit liknande resultat kan oppnåast dersom alternativet til ei frivillig avtale skulle vere direkte regulering, som vil vere dyr for bedriftene.

Eit vanleg problem ved regulering av miljøproblem er asymmetrisk informasjon, d.v.s. at ei bedrift har betre informasjon om sine utslepp og reinsekostnader enn regulatoren. Hagem (1998) studerer ein situasjon med asymmetrisk informasjon der regulatoren ynskjer å sikre at ei bestemt bedrift ikkje må leggje ned på grunn av reguleringa. Ei tradisjonell frivillig avtale som inkluderer ei subsidie til bedrifta blir samanlikna med ei ny type frivillige avtaler der bedrifta kan velje mellom ein meny av kontrakter som kvar er samansett av eit miljømål og ei subsidie. Desse to typene avtaler blir samanlikna med gratis tildeling av kvotar, som deretter kan omsetjast på ein marknad, og med miljøavgifter i kombinasjon med ei fast produksjonssubsidie. Regulatoren må ta omsyn til at bedrifta vil leggje ned produksjonen dersom kostnaden blir for stor. Denne bedrifta kan enten vere effektiv og ha lav reinsekostnad, eller vere mindre effektiv og ha høg reinsekostnad. Dei andre bedriftene vil enten bli pålagt miljøavgifter eller vil måtte bli med i eit kvotesystem. Både miljøavgifta og kvoteprisen er lik prisen på den internasjonale kvotemarknaden. Hagem finn at det er meny-varianten av frivillige avtaler som gjev høgast velferd for samfunnet i ein situasjon med asymmetrisk informasjon der regulatoren ynskjer å sikre at ei bestemt bedrift ikkje må leggje ned. Det dårlegaste verkemiddelet er ei tradisjonell frivillig avtale, medan avgifter og kvotar ligg i mellom dei to andre alternativa. Desse resultatane er også relevante dersom regulatoren ynskjer å hindre at ein heil bransje blir nedlagt som følge av miljøreguleringa.

Nyborg (2000) tek utgangspunkt i ein annan type informasjonsproblem, med eit eksempel frå resirkulering av emballasje i Noreg. Ein produksjonsprosess fører til to typar utslepp. Det eine utsleppet kan erstattast med det andre utsleppet. Begge utsleppa kan observerast, men berre det eine utsleppet kan bli verifisert i juridisk forstand slik at det kan bli pålagt ei miljøavgift eller bli direkte regulert. I emballasje-eksemplet kan vi tenkje oss at problemet ligg i å definere alt emballasjeavfall (utsleppet) på ein måte som gjer det til eit presist og eintydig avgiftsgrunnlag. Blir avgifta lagt på den eine typen avfall kan bedrifta då vri seg unna avgifta ved å erstatte det med ein anna type avfall. I denne situasjonen vil det likevel vere

mogeleg å få til ei frivillig avtale for å regulere utsleppa så lenge utsleppa kan observerast. Nyborg viser at ei frivillig avtale kan gje ei løysing som samfunnsøkonomisk sett er betre enn å innføre ei avgift i ein nest-best situasjon der avgifta berre kan leggjast på det eine av dei to miljøskadelege utsleppa. Begge partar tener på ei slik avtale, regulatoren fordi bedrifta reinsar meir og ein kjem nærare den samfunnsøkonomiske løysinga enn det som er mogeleg med andre verkemiddel, og bedrifta fordi den slepp å betale avgifter sjølv om den må reinse meir i dette tilfellet. Denne konklusjonen avheng av restriksjonane på bruken av avgifter i det tilfellet som er drøfta. Det forhold at det eine utsleppet ikkje kan bli verifisert er ikkje åleine avgjerande. Dersom miljøkvaliteten kunne målast og fungere som eit avgiftsgrunnlag, eller dersom ein kombinasjon av ei avgift på sluttproduktet og ei subsidie på det utsleppet som kan bli verifisert kunne brukast, ville desse avgiftsvariantane fungere betre enn ei frivillig avtale.

### 3.3 Fordelinga av innsatsen mellom bedriftene i ein bransje

Så langt har vi stort sett på frivillige avtaler for ein bransje eller ei bedrift. Dei fleste frivillige avtalene er inngått mellom regulatoren og ein bransje. Fordelinga av miljømålet mellom bedriftene blir då eit interessant tema. Er det sannsynleg at miljømåla blir fordelt på ein kostnadseffektiv måte? Golombek & Moen (1999) studerer denne problemstillinga. Dei ser på kva slag incentiv bedriftene har til å redusere sine utslepp når bransjeorganisasjonen ikkje har nokon direkte kontroll med medlemmane. Regulatoren lovar at andre verkemiddel som avgifter eller direkte regulering ikkje vil bli teke i bruk dersom bransjen oppfyller målet som er fastsett i den frivillige avtalen. Det er uvisse knytt til kor store avvik det må vere mellom miljømålet i avtalen og utsleppa frå bransjen før regulatoren innfører avgifter eller direkte regulering. Eit slikt avvik kan tolkast som målefeil. Alle bedriftene veit at sjansen for å bli utsett for avgifter eller direkte regulering er større dess større avviket mellom miljømålet og det registrerte utsleppet er. Ei bedrift må difor gjere ei avveging mellom å redusere sine utslepp med dei kostnader det har, og ta sjansen på at dei andre bedriftene gjer det dei skal, eller risikere at alle bedrifter i bransjen blir ramma av dyre avgifter og reguleringar.

Ved ein trussel om innføring av avgifter finn Golombek & Moen at store bedrifter vil stå for ein for stor del av samla utsleppsreduksjon, medan dei små bedriftene vil reinse for lite. Derimot vil fordelinga av utsleppskutta bli kostnadseffektiv dersom trusselen er innføring av direkte regulering saman med ei avgift som er lik for alle bedrifter. Det viser seg også at ei frivillige avtale kan vere meir effektive enn andre verkemiddel dersom regulatoren har ufullstendig informasjon om reinsekostnaden til bedriftene, eller dersom det er måleproblem. Ved ufullstendig informasjon gjeld dette alternativet direkte regulering, og ved måleproblem gjeld dette alternativet avgifter. Fordelinga av utsleppskutta kan bli kostnadseffektiv dersom avgifta som alle må betale er stor nok når den blir kombinert med direkte regulering som alternativt verkemiddel. Blir denne avgifta for stor kan nokre av bedriftene gå konkurs.

Blir det opna for at bedrifter kan betale andre bedrifter for å redusere meir enn dei i utgangspunktet er villige til (d.v.s. sidebetalingar) aukar sjansen for at miljømålet for bransjen blir nådd og at løysinga blir kostnadseffektiv uansett



alternativ verkemiddelbruk. I alle tilfelle finst det ein sjanse for at bedriftene endar opp i ei likevekt der ingen reduserer utsleppa sine og difor må akseptere at andre verkemiddel blir teke i bruk. Det beste regulatoren kan gjere for å stimulere bedriftene til å nå det felles miljømålet i bransjen er å fastslå miljømålet for bransjen så klårt som mogeleg, måle utsleppa så nøyaktig som mogeleg, overtude bedriftene om at trusselen om å ta i bruk andre og lite populære verkemiddel er reell, og straffe bedriftene tilstrekkeleg hardt dersom det felles miljømålet ikkje blir nådd. For å sikre at miljømålet vert nådd må det svi hardare dess fleire bedrifter det finst i bransjen.

### 3.4 Frivillige avtaler og incentiv for innovasjonar

Når regulatoren skal velje kva slag verkemiddel han skal bruke for å nå eit mål i miljøpolitikken kan han leggje vekt både på effektivitet på kort sikt og forventa effekt på teknologiske framskritt, d.v.s. innovasjonar. På lang sikt er det avgjerande å stimulere bedrifter til å utvikle meir miljøvennleg teknologi, enten gjennom energieffektivisering, utvikling av vedvarande energikjelder, eller gjennom nye reinseteknologi. Det store potensialet for å løyse langsiktige miljøproblem som t.d. menneskeskapt klimaendring ligg nettopp i teknologisk utvikling. Ein regulator kan også vere oppteken av innovasjonar som kan styrke industrien sin konkurransevne.

Sunnevåg (2000) ser på om frivillige avtaler gjev betre eller dårlegare incentiv enn andre verkemiddel når det gjeld utvikling av meir miljøvennleg teknologi og betre reinseteknologi, i tillegg til incentiv for å ta i bruk den nye teknologien. Teknologiske innovasjonar foregår i tre etappar: innovasjon, diffusjon, og optimal bruk av teknologien i bedriftene. Det blir rekna med at innovasjonar får tilstrekkeleg vern gjennom patentlovene, at den innoverande bedrifta får full kompensasjon når den nye teknologien blir spreidd til andre bedrifter, samt at bedrifta kan skaffe nødvendig finansiering til utviklinga av den nye teknologien. Den innoverande bedrifta treng difor ikkje å halde tilbake den nye teknologien frå andre bedrifter fordi den er redd for å tape konkurransevne.

Resultata viser at frivillige avtaler gjev liknande eller dårlegare incentiv for innovasjonar enn direkte regulering. I forhold til samfunnsnyttan fører frivillige avtaler til at det blir brukt for lite ressursar på å utvikle meir miljøvennleg teknologi. I så måte gjev både avgifter og kvotar som kan omsetjast på ein marknad ei løysing som ligg nærare den beste løysinga for samfunnet. Direkte regulering er det dårlegaste verkemiddelet. Incentiva for innovasjonar blir endå dårlegare dersom regulatoren kan skjerpe miljømålet i ei (ny) frivillig avtale etter at den nye teknologien er utvikla og teke i bruk. Sunnevåg viser at det finst ein variant av frivillige avtaler som kan sikre den beste løysinga for samfunnet gjennom tilstrekkeleg incentiv for innovasjonar, der avkastninga av innovasjonar er like stor for bedrifta som for samfunnet. I ei slik frivillig avtale får bedrifta som har utvikla den nye teknologien samt alle andre bedrifter som tek den i bruk ei subsidie per eining utslepp dei reduserer ut over miljømålet, og denne subsidien er lik gevinsten av innovasjonen for samfunnet. Ei alternativ løysing er at utsleppsreduksjonar ut over miljømålet kan seljast som kvotar på ein marknad.

Jasinski & Ross (2000) tek etter å ha drøfta frivillige avtaler og innovasjonar for seg spørsmålet om frivillige avtaler har fremma innovasjonar i kjemisk industri i

Nederland. Den kjemiske industrien i Nederland er leiande i verda og står for 30 % av forskning og utvikling i landet. Avtalen med kjemisk industri vart oppretta i 1993 og innan 1995 deltok 114 bedrifter, noko som svarar til 91 % av bedriftene i bransjen. Stort sett har den frivillige avtalen vore ein suksess der mange av måla har blitt nådd. Det viste seg vanskeleg både å finne data om innovasjonstakten i bransjen og påvise nokon klår samheng mellom den frivillige avtalen og innovasjonar. Innovasjonar er resultatet av ein kompleks samverknad mellom mange faktorar. Forfattarane oppsummerer difor analysen med at styresmaktene i staden for å bruke frivillige avtaler bør stimulere innovasjonar direkte gjennom subsidiar, gåver, og skattelette ved investeringar i forskning og utvikling.

### 3.5 Miljøpolitikk og konkurransepolitikk i EU

I mange tilfelle kan det vere ei vanskeleg grensdragning mellom miljøpolitikk og konkurransepolitikk. Miljøreguleringar kan påverke konkurransevna til ein bransje eller ei bedrift i forhold til andre bransjar og bedrifter. Sjansen for at dette skal skje er større ved bruk av eit desentralisert verkemiddel som frivillige avtaler enn ved bruk av marknadsbaserte verkemiddel som gjev bransjane og bedriftene like rammevilkår. Både WTO (World Trade Organization) og EU legg til grunn at innføring av tiltak for å nå miljømål er legitimt, men at det ikkje er legitimt å bruke miljøtiltak som eit skalkeskjul for ein politikk der eit viktig føremål er å påverke konkurransevna til bedrifter eller bransjar, t.d. for å verne eigen industri mot konkurrentar i andre land. Det skal vere fri konkurranse og marknadstilgang.

Forholdet mellom miljøpolitikk og fjerning av konkurransehinder innan EU er temaet for Yarrow (2000b). I dette perspektivet legg han spesiell vekt på valet mellom frivillige avtaler og bruk av miljøavgifter. Så lenge delar av miljøpolitikken innan EU blir utforma på lokalt eller nasjonalt nivå er det ein fare for at regulatorane kan velje verkemiddel, t.d. avgifter eller kvotesystem, og bruke dei på ein måte som favoriserer lokale eller nasjonale bransjar eller bedrifter. Det blir ein konkurranse om verkemiddelbruken mellom regulatorane på lokalt og nasjonalt nivå. Spørsmålet blir då kva EU kan gjere for å unngå slike problem, og om frivillige avtaler blir det verkemiddelet som vrir konkurransevna minst. Kvart reguleringstilfelle bør handterast for seg ettersom miljøpolitiske tiltak sin effekt på konkurransetilhøva er svært avhengig av den konkrete situasjonen og måten tiltaka blir teke i bruk på. På grunn av det store mangfaldet av frivillige avtaler og vanskane med å få oversikt over og koordinere desse finn EU-Kommisjonen at avgifter vil vere meir eigna enn frivillige avtaler for å unngå eventuelle konkurransevridande effektar. Yarrow konkluderer med at det ikkje finst gode alternativ til den miljøpolitiske prosessen EU følgjer i dag, der det er lagt vekt på at miljøpolitikken skal vere transparent, at bruken av frivillige avtaler og andre verkemiddel må bli meir standardisert, og at det er ei nøye overvaking av moglege konkurransevridande effektar til fordel for lokale bedrifter når lokale eller nasjonale regulatorar utformar miljøpolitikken.

## 4 Frivillige avtaler mellom land

### 4.1 Internasjonale frivillige avtaler

Vanlegvis er bransjen og regulatoren som inngår ei frivillig avtale i same land. Kan det likevel tenkjast avtaler der regulatoren inngår ei frivillig avtale med ein bransje i eit anna land for å kontrollere eit regionalt eller internasjonalt miljøproblem?; slik at dette blir ein slags "internasjonal" frivillig avtale. Den vanlege framgangsmåten ved internasjonale miljøproblem er at dei involverte landa inngår ei avtale på regjeringsplan. Spørsmålet er om "internasjonale" frivillige avtaler i visse situasjonar kan ha fordelar samanlikna med ei avtale på regjeringsplan. Vi skal sjå på to typar internasjonale frivillige avtaler: bilaterale avtaler og regionale avtaler.

### 4.2 Bilaterale avtaler

Eit utgangspunkt for ei bilateral frivillig avtale kan vere to nabostatar der ein bransje sin aktivitet i det eine landet fører til miljøskadelege utslepp som i hovudsak rammar det andre landet. Det finst nokre få eksempel på slike avtaler. Rotterdam by (Nederland) oppretta i 1991 ei avtale med ei rekkje tyske kjemibedrifter for å redusere bedriftene sine utslepp av miljøskadelege stoff til Rhinen.

Denne typen forureiningsproblem kan kontrollerast ved at dei to regjeringane inngår ei avtale, men det er ikkje sikkert at det lar seg gjere, t.d. dersom regulatoren i landet med den forureinande bransjen er svak. Skal ei slik avtale vere mogeleg må det finnast ei generell avtale, eller i det minste ei forståing mellom dei to regjeringane. Regjeringa i det forureinande landet må overføre noko av sin reguleringsautoritet til det andre landet. For å få med den forureinande bransjen på ei avtale kan det inngå ei finansiell, teknologisk eller anna type overføring. På den andre sida kan regulatoren i nabolandet få betre data om utslepp og reinsekostnader i bransjen enn gjennom ei sentralisert avtale mellom dei to regjeringane. Det kan også vere nødvendig å gje ei finansiell overføring til regjeringa i det forureinande landet for å få det med på ei slik avtale, eller så kan regjeringa vere nøgd med at den bilaterale frivillige avtalen gjer det mogeleg å få til ein betre og meir ambisiøs miljøpolitikk i landet.

Eit anna utgangspunkt for ei bilateral frivillig avtale kan vere gjennomføringa av ei internasjonal miljøavtale som begge land har underteikna. Eit aktuelt utgangspunkt kan vere at regulatoren i det eine landet er svak. Ei bilateral frivillig avtale kan supplere og styrke gjennomføringa av ei internasjonal avtale i dette tilfellet, samt stimulere til ei raskare gjennomføring av den. Internasjonale avtaler er generelt svake på grunn av at mekanismene for verifisering ofte er mangelfulle, og på grunn av avgrensa høve til å straffe suverene statar ved manglande oppfylling av avtalen.

### 4.3 Regionale avtaler: EU

I ei regional frivillig avtale inngår ein regional regulator ei avtale med ein bransje i alle (eller dei fleste) landa i regionen. EU er eit nærliggjande eksempel på ein region der slike avtaler kan vere aktuelle. Så langt finst det berre tre regionale avtaler i EU:

ei gjeld fjerning av klorfluorkarbonar (KFK - som bryt ned ozonlaget i atmosfæren), den andre gjeld merking av reinsemiddel, medan den nyaste avtalen er inngått med bilindustrien for å redusere utsleppa av karbondioksid frå nye bilar (Torvanger & Skodvin, 1999a). I hovudsak er styringssystemet i EU basert på lover, og desse er grunnlaget for reguleringar, direktiv og vedtak. Frivillige avtaler, derimot, er ikkje baserte på lover. Avtaler kan supplere lovverket, men ikkje erstatte det. Dermed ligg det ikkje så godt til rette for frivillige avtaler på EU-nivå på grunn av det institusjonelle rammeverket i EU.

Det raske framveksten av frivillige avtaler frå slutten av 80-talet kan kanskje tyde på at det finst eit potensiale for slike avtaler på EU-nivå. På lavare nivå, d.v.s. nasjonalt eller kommunalt, finst det mange frivillige avtaler i fleire EU-land. Ein konsekvens av dette kan vere redusert potensiale for harmonisering av verkemiddelbruken i EU. Mangfaldet i nasjonal miljøregulering kan lett føre til at ei regional frivillig avtale kan komme i konflikt med nasjonale reguleringar i medlemslanda. Internasjonal og transnasjonal industri kan bli møtt med eit komplekst nettverk av reguleringar, blant anna frivillige avtaler, som kan føre til at kostnaden ved å nå eit bestemt miljømål i regionen blir større. Desentraliseringa representert gjennom alle dei frivillige avtalene kan føre til at bransjane møter større skilnader i marknadsvilkår, og dermed konkurranseforhold. På denne bakgrunn kan fordelene av frivillige avtaler på EU-nivå vere stor fordi slike avtaler kan fremme ein større grad av harmonisering av verkemiddelbruken, som i neste omgang gjev positive konsekvensar for marknadene og konkurransetilhøva for europeisk industri. I tillegg kan kostnadseffektiviteten ved gjennomføringa av ei miljøregulering i EU-området stige. Men, som vi har notert, større bruk av frivillige avtaler på EU-nivå vil krevje endringar i EU-institusjonar.

## 5 Frivillige avtaler i klimapolitikken

### 5.1 Klimapolitikk og Kyotoprotokollen

Stadig fleire teikn tyder på at vi er på veg inn i ei menneskeskapt klimaendring som kan få omfattande konsekvensar for samfunn og natur over nokre tiår. For å møte denne utfordringa vart Klimakonvensjonen vedteke i 1992, og den trådde i kraft i 1994. Klimakonvensjonen si målsetjing er å stabilisere konsentrasjonen av klimagassar i atmosfæren på eit nivå som vil hindre ein farleg menneskeskapt påverknad på klimasystemet. Den gav industrilanda ei uforpliktande målsetjing om å stabilisere sine nasjonale klimagassutslepp på 1990-nivå innan år 2000, noko som dei færraste industriland har klart. Kyotoprotokollen til Klimakonvensjonen vart vedteke i 1997. Kyotoprotokollen har enno ikkje trådd i kraft ettersom for få land har ratifisert den.<sup>5</sup> Industrilanda har gjennom protokollen blitt pålagt å redusere sine klimagassutslepp med 5,2 % i perioden 2008-12 samanlikna med 1990. Kvant industriland har fått eit mål for sine klimagassutslepp. Noreg kan sleppe ut inntil 1 % meir klimagassar enn i 1990. I påvente av at Kyotoprotokollen skal tre i kraft

---

<sup>5</sup> Ratifisering betyr at nasjonalforsamlinga i eit land godkjenner Kyotoprotokollen, slik at den bli juridisk bindande for landet.

har mange land laga planar for klimapolitiske tiltak og til dels alt teke i bruk nokre verkemiddel. Nokre land arbeider med å innføre nasjonale system for kvotehandel, og EU har planar om eit regionalt kvotesystem frå 2005.

I dette avsnittet ser vi på om frivillige avtaler kan vere eit aktuelt verkemiddel for å gjennomføre Kyotoprotokollen. Utgangspunktet for denne drøftinga er relasjonen mellom frivillige avtaler, kvotehandel og felles gjennomføring. Kyotoprotokollen spesifiserer i hovudsak tre mekanismar land kan bruke for å samarbeide om reduksjon av klimagassutslepp. Desse er internasjonal kvotehandel ('emissions trading'), felles gjennomføring ('joint implementation'), og den grønne utviklingsmekanismen ('clean development mechanism'). Føremålet med mekanismane er å auke den internasjonale kostnadseffektiviteten ved at dei billegaste tiltaka kan gjennomførast uavhengig av nasjonale grenser. Den grønne utviklingsmekanismen skil seg ut frå dei andre ved at det er den einaste måten utviklingsland direkte kan delta i klimatiltak som går på oppfyllinga av reduksjonsmåla i Kyotoprotokollen.

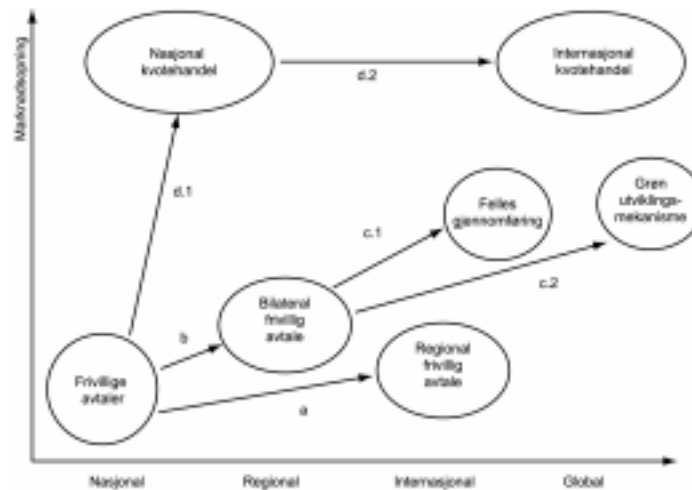
For å samanlikne frivillige avtaler og dei tre Kyoto-mekanismane er det nyttig å gå inn på dei to dimensjonane "geografisk skala" og "marknadsopning" (Torvanger & Skodvin, 1999a). Den geografiske skalaen varierer frå nasjonal, bilateral, regional (fleire land), over internasjonal til global. Marknadsopning viser til i kva grad kvotane for utslepp av klimagassar kan kjøpast eller seljast på ein marknad. Figur 1 har geografisk skala som horisontal akse og marknadsopning som vertikal akse, og viser relasjonane mellom frivillige avtaler og Kyoto-mekanismane. Dess lenger oppover den vertikale aksene ein kjem dess betre ligg det til rette for handel med kvotar.

Figuren viser at det er tre måtar ei frivillig avtale kan bli internasjonal og koplast opp mot Kyoto-mekanismane på:

- I. Gå frå ei innanlandsk frivillig avtale til ei regional frivillig avtale (a i figuren);
- II. Gå frå ei innanlandsk frivillig avtale til ei bilateral avtale (b i figuren), og vidare til felles gjennomføring (c.1 i figuren) eller til den grønne utviklingsmekanismen (c.2 i figuren); og
- III. Bruke ei innanlandsk frivillig avtale som eit steg mot nasjonal (innanlandsk) kvotehandel (d.1 i figuren), og vidare til internasjonal kvotehandel (d.2 i figuren).

La oss sjå nærare på overgangen frå bilaterale frivillige avtaler til felles gjennomføring (c.1), og frivillige avtaler som utgangspunkt for nasjonal og eventuelt internasjonal kvotehandel (d.1 og d.2 i figuren). I denne samanhengen er den grønne utviklingsmekanismen så lik felles gjennomføring av vi berre ser på den sistnemde mekanismen.

Figur 1. Frivillige avtaler og kopling til Kyoto-mekanismar.



## 5.2 Frivillige avtaler og felles gjennomføring

Gjennom felles gjennomføring kan eit industriland delfinansiere eit prosjekt i eit anna industriland som fører til reduserte klimagassutslepp, t.d. ved å erstatte eit kolfyrt med eit gassfyrte varmekraftverk. Utsleppsreduksjonen gjev opphav til ein kvote (eller kreditt) som investorlandet heilt eller delvis kan bruke til å oppfylle sitt Kyoto-mål. Investoren kan vere ein privat aktør, men for komme nærast mogeleg situasjonen ved frivillige avtaler skal vi rekne at det er regjeringa i det eine landet som investerer i ei bedrift i det andre landet. Både ei frivillige avtale og eit slikt felles gjennomførings-prosjekt er basert på ein kontrakt mellom ei regjering (eventuelt ein regulator) og ei bedrift (eller bransje) i eit anna land. Ved ei bilateral frivillig avtale kan det i tillegg til ei finansiell overføring vere snakk om andre typar kompensasjon, f.eks. overføring av teknologi. Når det gjeld felles gjennomføring er det sannsynleg at den finansielle overføringa, d.v.s. investeringa, klårt dominerer eventuelle andre typar kompensasjon. Ein annan skilnad er redusert regional og/eller lokal forureining ved ei bilateral frivillig avtale, som nettopp er den viktigaste fordelen for regulatoren i nabolandet. Reduserte utslepp av klimagassar kan vere ein sideeffekt. Ved felles gjennomføring er den viktigaste fordelen for investoren reduserte klimagassutslepp, og desse kan han bruke for å nå sitt Kyoto-mål.

Bilaterale frivillige avtaler kan inngå i ein læreprosess som gjev partane erfaringar som seinare kan komme til nytte når det blir aktuelt med felles gjennomføring-prosjekt, spesielt dersom samarbeidet mellom regulatoren og den same bedrifta eller bransjen held fram. Kunnskapen kan gjelde interne forhold i bedrifta eller lokale forhold i det andre landet. Også bedrifta kan ha nytte av ein slik

opplæringsprosess. Dermed kan bilaterale frivillige avtaler fungere som eit trinn mot felles gjennomføring. Det kan også tenkjast at den frivillige avtalen kan gå over til å bli eit felles gjennomførings-prosjekt. Ein anna fordel knytt til tidsdimensjonen er at bilaterale frivillige avtaler kan bli etablert relativt raskt dersom tilhøve ligg til rette for det, medan Kyotoprotokollen enno ikkje er trådd i kraft slik at felles gjennomførings-prosjekt kan startast opp for alvor. Ein tredje fordel ved ei slik frivillig avtale er redusert lokal og/eller regional forureining, slik at dette verkemiddelet kan fungere som eit supplement til felles gjennomføring. Ut frå denne observasjonen kan ein interessant tanke vere å kombinere ei bilateral frivillig avtale med felles gjennomføring. I så fall må bedrifta liggje i eit naboland til investoren slik at både lokal/regional og global forureining blir redusert ved å investere i ein meir miljøvennleg teknologi i bedrifta, til fordel både for regulatoren (investoren) i det eine landet og miljøstyresmaktene i det andre landet.

### 5.3 Frivillige avtaler og kvotehandel

Eit felles trekk ved eit innanlandsk (nasjonalt) kvotesystem og ei frivillig avtale med eit absolutt miljømål er at ei bedrift (eller ein bransje) blir tildelt eit tak på sine klimagassutslepp. I eit kvotesystem kan desse kvotane bli tildelt ut frå utsleppa i eit referanseår (den såkalla bestefarsregelen), eller så kan regulatoren selje dei til bedriftene gjennom ein auksjon. Ei frivillig avtale gjev ei bedrift ei implisitt kvotetildeling, og desse "kvotane" er gratis, men til skilnad frå kvotesystemet kan ikkje kvotane omsetjast på ein marknad. Ei bedrift i eit kvotesystem kan selje overskotet av kvotar dersom den klarer å redusere sine utslepp til eit nivå under utsleppstaket i ein viss tidsperiode. Eit slikt sal er ikkje mogeleg dersom bedrifta har fått sine kvotar definert gjennom ei frivillig avtale. Omvendt kan ei bedrift i eit kvotesystem som finn at det vert for dyrt å redusere utsleppa ned til utsleppstaket kjøpe kvotar frå bedrifter der det er billigare å redusere utsleppa. Resultatet vert at samla utslepp blir lik summen av bedriftene sitt utsleppstak, og dette miljømålet vert nådd til minst mogeleg kostnad.

Dersom eit land har utstrekt bruk av frivillige avtaler kan desse fungere som eit utgangspunkt for opprettinga av eit nasjonalt kvotesystem. Bakgrunnen kan t.d. vere å førebu landet på gjennomføringa av Kyotoprotokollen og ta i bruk Kyoto-mekanismane. I så fall kan alle eller ein del av dei implisitte kvotane i dei frivillige avtalene bli omgjort til kvotar som kan kjøpast og seljast (tilfelle d.1 i Figur 1). I neste omgang kan det innanlandske kvotesystemet bli kopla opp mot internasjonal kvotehandel under Kyotoprotokollen (tilfelle d.2 i Figur 1).

Som vi har sett kan frivillige avtaler vere eit utgangspunkt for innføring av eit nasjonalt, og seinare eit internasjonalt, system for kvotehandel. Dersom reguleringssystemet fyrst var basert på konsesjonar og direkte regulering kan frivillige avtaler dermed fungere som ei "mjuk" overgangsfase mot Kyotoprotokollen og bruken av dei internasjonale Kyoto-mekanismane. Frivillige avtaler kan lettare spele ei slik overgangsrolle dersom dei har veldefinerte og kvantifiserte mål, er transparente, og er basert på rapporterings- og verifiseringsrutinar som skaper tillit.

## 6 Framtida for frivillige avtaler

Etter denne gjennomgangen av resultatene frå forskningsprogrammet "Frivillige avtaler i miljøpolitikken" og anna litteratur om frivillige avtaler er hovudresultatet at frivillige avtaler berre kan bli eit interessant verkemiddel i dei nisjane av miljøpolitikken der marknadsbaserte verkemiddel ikkje kan brukast eller fungerer dårleg av ulike grunnar. Slike nisjar kan oppstå når det er sterke restriksjonar på bruken av avgifter og kvotesystem, blant anna knytt til informasjons- og måleproblem, eller til lav politisk aksept. Frivillige avtaler er dermed best eigna til å supplere andre og meir effektive verkemiddel.

På grunn av dei få frivillige avtalene vi har i Noreg er det endå mindre grunn til å satse spesielt på slike avtaler framover. I andre OECD-land med omfattande bruk av avtaler er situasjonen noko anna, og frivillige avtaler kan då få ein større plass i framtidig miljøregulering sidan det tek tid å endre eit reguleringssystem. I slike land kan frivillige avtaler fungere som ei overgangsordning for innføring av eit nasjonalt kvotesystem, som seinare eventuelt kan koplast til internasjonal kvotehandel. Frivillige avtaler kan dessutan passe betre i nokre land enn andre land på grunn av ulike politiske kulturar og ulike økonomiske strukturar.

I alle høve finst det eit potensiale for å få frivillige avtaler til å fungere best mogeleg i dei nisjane slike avtaler er interessante, der klåre mål og referanse-situasjonar er til stades, saman med gode og pålitelege overvåkings- og rapporteringsrutiner. I tillegg kan legitimiteten til frivillige avtaler aukast dersom utviklinga og gjennomføringa av avtalene er mest mogeleg demokratisk og open for andre interesserte grupper i samfunnet.

## Referanseliste

EEA, 1997. 'Environmental Agreements – Environmental Effectiveness', European Environment Agency, Environmental Issues Series, nr. 3, vol. 1, København.

Golombek, Rolf & Espen R. Moen, 1999. 'Do Voluntary Agreements Lead to Cost Efficiency?', Memorandum nr. 24, Økonomisk institutt, Universitetet i Oslo.

Hagem, Cathrine, 1998. 'Climate policy, asymmetric information and firm survival', Working Paper, nr. 10, CICERO, Oslo.

Hagen, Rune Jansen, 2000. 'Voluntary Agreements as Environmental Policy Tools: A Preliminary Investigation' i Kjell Sunnevåg, red., 2000. 'Seven Essays on Voluntary Agreements', Working Paper, no. 38, SNF - Stiftelsen for samfunns- og næringslivsforskning, Bergen.

IEA, 1997. 'Voluntary Actions for Energy-related CO<sub>2</sub>-abatement', Report, Energy and Environment, Policy Analysis Series, International Energy Agency, Paris.

Jasinski, Piotr & Cathryn Ross, 2000. 'Voluntary Agreements and Innovation: The Case of the Dutch Chemical Industry' i Kjell Sunnevåg, red., 2000. 'Seven Essays on Voluntary Agreements', Working Paper, no. 38, SNF - Stiftelsen for samfunns- og næringslivsforskning, Bergen.



- Nyborg, Karine, 2000. 'Voluntary Agreements and Non-Verifiable Emissions', *Environment and Resource Economics*, vol. 17, nr. 2, s. 125-44.
- Storey, Mark, 1996. 'Policies and Measures for Common Action – Demand Side Efficiency: Voluntary Agreements with Industry', Working Paper, no. 8, Annex I Expert Group on the UN FCCC, OECD, Paris.
- Sunnevåg, Kjell, 1997. 'Frivillige avtaler som virkemiddel i norsk miljøpolitikk', SNF-rapport nr. 45, SNF - Stiftelsen for samfunns- og næringslivsforskning, Bergen.
- Sunnevåg, Kjell, 1998. 'Frivillige avtaler i miljøpolitikken', *Sosialøkonomen*, nr. 6, s. 28-35.
- Sunnevåg, Kjell, red., 1999. 'Seminar om frivillige avtaler, Oslo 16. september 1999', SNF – Stiftelsen for samfunns- og næringslivsforskning, Bergen.
- Sunnevåg, Kjell, 2000. 'Voluntary Agreements and the Incentives for Innovation', *Government and Policy: Environment and Planning C*, vol. 18, no. 5, s. 555-573.
- Torvanger, Asbjørn, 1997a. 'Frivillige avtaler som internasjonalt miljøpolitisk verkemiddel', Report, nr. 7, CICERO Senter for klimaforskning, Oslo.
- Torvanger, Asbjørn, red., 1997b. 'Proceedings from Workshop on Voluntary Agreements, Oslo 15 December 1997', CICERO Senter for klimaforskning, Oslo.
- Torvanger, Asbjørn & Tora Skodvin, 1999a. 'Implementing the Kyoto Protocol – The Role of Environmental Agreements', Report, no. 4, CICERO Senter for klimaforskning, Oslo.
- Torvanger, Asbjørn & Tora Skodvin, 1999b. 'Implementing the Kyoto Protocol – The Role of Environmental Agreements', The Earth Technologies Forum, Conference Proceedings, September 27-29, 1999, Washington, D.C., s. 63-72.
- Torvanger, Asbjørn & Tora Skodvin, 2001. 'Environmental Agreements in Climate Politics' i Patrick ten Brink, red., *Environmental Agreements: Process and Practice, and Future Trends*. Sheffield: Greenleaf Publishing.
- Yarrow, George, 2000a. 'Voluntary Agreements as an Alternative to Regulation in Environmental Policy' i Kjell Sunnevåg, red., 2000. 'Seven Essays on Voluntary Agreements', Working Paper, no. 38, SNF - Stiftelsen for samfunns- og næringslivsforskning, Bergen.
- Yarrow, George, 2000b. 'Environmental Agreements: Issues of Competition and Competitiveness' i Kjell Sunnevåg, red., 2000. 'Seven Essays on Voluntary Agreements', Working Paper, no. 38, SNF - Stiftelsen for samfunns- og næringslivsforskning, Bergen.

---

## Biografi

- **Asbjørn Torvanger** tok dr.polit.-graden i samfunnsøkonomi ved Universitetet i Oslo i 1993. I tillegg har han bak seg studiar i natur- og miljøfag, og sosiologi. Han er i dag forskingsleiar ved CICERO Senter for klimaforskning. Det viktigaste arbeidsområdet er utforming av klimapolitikk og klimapolitiske verkemiddel, byrdefordeling i internasjonale avtaler, og relasjonen mellom energibruk og miljø.
-