

**Cost-benefit-analyser af  
energipolitik samt  
energi- og transportafgifter**

**Jacob Krog Søbygaard**

**Arbejdsrapport 2002:4**

---

Sekretariatet udgiver arbejdsrapporter, hvori der redegøres for tekniske, metodemæssige og/eller beregningsmæssige resultater. Emnerne vil typisk være knyttet til dele af formandskabets redegørelser. Sekretariatet har ansvaret for arbejdsrapporterne.

Peder Andersen  
Sekretariatschef

ISSN 0907-2977 (Arbejdsrapport - Det Økonomiske Råds Sekretariat)  
Tidligere udgivne arbejdsrapporter: se sidste side.

Fås ved henvendelse til:

Det Økonomiske Råd  
Sekretariatet  
Adelgade 13, 5.  
1304 København K

Tlf.: 33 13 51 28

Fax: 33 32 90 29

E-post: [dors@dors.dk](mailto:dors@dors.dk)

Hjemmeside: [www.dors.dk](http://www.dors.dk)

Signaturforklaring:

- Oplysning kan ikke foreligge/foreligger ikke.

Som følge af afrundinger kan summen af tallene i tabellerne afvige fra totalen.

# **Cost benefit Analysis, Energy Policy and Taxes on Energy and Transport**

Jacob Krog Sørensen  
Secretariat of the Danish Economic Council  
Working Paper 2002:4

**Abstract:** This paper estimates the value of the most significant Danish Energy Policy initiatives in the nineties using Cost-benefit Analysis. Also the taxes on Energy and Transport are evaluated. Finally the paper looks into the robustness of the results.

**Keywords:** Cost-Benefit Analysis, Energy, Taxation, Subsidies and Revenue.

**JEL:** D6, Q4, H2

## Indholdsfortegnelse

1	Indledning.....	1
2	Metodeovervejelser og beregningsforudsætninger.....	2
3	Energipolitiske tiltag i 1990'erne.....	6
4	Energiafgifter.....	19
5	Transportafgifter på benzin- og dieslbiler.....	22
6	Følsomhedsanalyse.....	24
7	Sammenfatning.....	29
8	Referencer.....	31

## 1. Indledning<sup>1</sup>

Arbejdspapiret dokumenterer beregningerne i Det Økonomiske Råd (2002), kapitel III.4.

For en diskussion af metoden og anvendeligheden af cost-benefit-analyser henvises der til Det Økonomiske Råd (2002), kapitel III.3.

I det følgende gennemgås først nogle metodeovervejelser (afsnit 2), hvorefter de mere specifikke antagelser i cost-benefit-analyserne af energipolitik, energiafgifter samt transportafgifter gennemgås særskilt i afsnit 3-5. I afsnit 6 vurderes det, hvilke antagelser der er særlig kritiske for de opnåede resultater, og afsnit 7 konkluderer.

## 2. Metodeovervejelser og beregningsforudsætninger

Nedenfor gennemgås kort de væsentligste økonomiske effekter og antagelser, der er medtaget i cost-benefit-analyserne. Den mere konkrete anvendelse gennemgås i forbindelse med de respektive politikker i de efterfølgende afsnit 3-5.

I cost-benefit-analyserne medtages en række afledte samfundsøkonomiske omkostninger, der knytter sig til de analyserede tiltag. Disse er beregnet inden for en partiel modelramme. Det har den oplagte fordel – i sammenligning med en generel ligevægtsmodel – at det er lettere at håndtere meget detaljerede tiltag. Til gengæld skal man være opmærksom på, at visse afledte effekter er udeladt af beregningerne, jf. senere.

I beregningerne er der taget højde for at brug af offentlige tilskud og anden form for offentlige udgifter giver anledning til et afledt velfærdstab, idet udgifterne skal finansieres ved brug af skatter, som er forvridende. Denne omkostning betegnes **skatteforvridningstab**.<sup>2</sup> Skatter er forvridende, bl.a. fordi de reducerer arbejdsudbuddet, hvilket medfører et velfærdstab. På tilsvarende vis vil et tiltag, der reducerer de offentlige udgifter, skulle krediteres et sparet skatteforvridningstab. Det er nødvendigt at inkludere et skatteforvridningstab i forbindelse med forøgelse af offentlige udgifter. Der er imidlertid ikke konsensus om omkostnin-

- 1) En stor tak til Torben M. Andersen, Jan V. Hansen, Svend Jespersen, Jørgen B. Mortensen og Søren Bo Nielsen for nyttige kommentarer i forbindelse med udarbejdelsen af dette arbejdsrapport.
- 2) Den engelske betegnelse er Marginal Cost of Public Funds (MCGF).

gernes præcise størrelse.<sup>3</sup> Det er i beregningerne forudsat, at den marginale forvriddingsomkostning ved at indkræve skatter er 20 pct., som indregnes som en meromkostning ved bl.a. offentlige tilskud. Skatteforvriddningstab indgår også i cost-benefit-analyserne i de tilfælde, hvor et energipolitisk tiltag giver anledning til en adfærdsændring (ændret energiforbrug eller brændsels sammensætning) som ændrer punktafgiftsprovenuet og dermed skattefinansieringsbehovet, jf. uddybning i afsnit 3.<sup>4</sup>

Miljø- og energiafgifter giver anledning til en ændret adfærd hos husholdninger og erhverv. Hertil knytter der sig både et tab og en gevinst, som inkluderes i beregningerne. Tabet, der benævnes **forbrugsforvriddning**, opstår, fordi husholdninger eller virksomheder reducerer efterspørgslen af den pågældende vare til et niveau, hvor værdien af at forbruge en ekstra enhed er større end de privatøkonomiske omkostninger ved at producere varen. Gevinsten opstår, fordi adfærdsændringen giver anledning til et bedre miljø, jf. værdisætning af miljøgevinster nedenfor.

Ved brug af afgifter udløser afgiftsprovenuet ikke et sparet skatteforvriddningstab, selvom provenuet antages at sænke andre forvriddende skatter, idet afgifter selv er forvriddende. Det er sandsynligt, at den samlede effekt af øget afgift og reduceret skat er et (ikke-miljømæssigt) velfærdstab pga. et reduceret arbejdsudbud, jf. f.eks. Bovenberg (1999).<sup>5</sup> Forklaringen er, at skat på specifikke varer på en gang er en skat på arbejde – da skatter udhuler den disponible realløn – og samtidig

- 3) I den generelle ligevægtsmodel DREAM er det marginale velfærdstab ved at hæve moms eller bundskatten omkring 10 pct. af provenuet, mens forvriddingsomkostningerne knyttet til selskabs- og kapital skatter er lidt højere, jf. Madsen og Pedersen (2001). Tallene afhænger dog af vægtningen mellem forskellige generationers velfærd. I Økonomiministeriet (2000) benyttes 15 pct. og i Finansministeriets vejledning fra 1999 anbefales det at benytte 20 pct., som også benyttes i Trafikministeriet og Energistyrelsen (2000). I Møller mfl. (2000) medtages dog ikke noget skatteforvriddningstab
- 4) I cost-benefit-analyserne er der set bort fra tiltagenes fordelingsvirkninger. Hermed tillægges benefits og omkostninger for alle individer samme betydning.
- 5) Det fremføres undertiden, at det på en gang skulle være muligt at opnå både en miljømæssig og en ikke-miljømæssig velfærdsgevinst. Denne såkaldte stærke dobbelte dividende holder dog kun i visse særlige tilfælde, jf. oversigten i Bovenberg (1999). Fælles for disse tilfælde er, at skattesystemet initialt ikke er varet optimalt i forhold til at maximere den ikke-miljømæssige velfærd. Dermed muliggøres velfærdsgevinster ved at gøre mere brug af visse skattefinansieringskilder – eksempelvis miljøskatter – og mindre brug af andre skatte kilder.

tilskynder til at ændre forbrugssammensætningen væk fra den afgiftsbelagte vare. Herved muliggøres ikke en nedsættelse af indkomstkatten, der er tilstrækkelig stor til at opretholde arbejdsudbuddet. Det er der set bort fra i beregningerne, som – ved kun at inkludere forbrugsforvridningstab – dermed højst sandsynligt undervurderer omkostningerne ved afgifter.<sup>6</sup>

Antagelserne om skatte- og forbrugsforvridningstab kan sammenfattes sådan, at en forøgelse af offentlige udgifter med 1 kr. antages at koste samfundet 1,20 kr., fordi finansieringen sker med forvridende skatter (hvis udformning ikke er nærmere specificeret). Endvidere ses der bort fra skatteforvridningstab i forbindelse med omlægninger i finansieringen, idet det ikke ændrer det offentlige udgiftsniveau. Dog er der et tab forbundet med at ændre finansieringen fra indkomstkatter til afgifter, idet de relative priser ændres. Dette velfærdstab er antaget at svare til tabet i konsumentoverskud på den afgiftsbelagte vare.

I beregningen af de samfundsøkonomiske omkostninger skal omkostninger, der er opgjort i faktorpriser, opregnes til forbrugerpriser. Forklaringen er, at de velfærdsøkonomiske konsekvenser bør opgøres ud fra betalingsvilligheden hos forbrugerne. Betalingsvilligheden må generelt være mindst lige så stor som den pris, forbrugeren betaler – uafhængigt af, hvor meget heraf der er moms og punktafgifter. For at bestemme opregningsfaktorens størrelse – der betegnes **nettoafgiftsfaktor** (forholdet mellem forbruger- og faktorpriser) – skal det afgøres, hvilken type forbrug der fortrænges af projektets ressourceforbrug. Dette er vanskeligt at afgøre. I beregningerne er det antaget, at den marginale forbrugsenhed er momsbelagt, men ikke punktafgiftsbelagt. Der anvendes således en nettoafgiftsfaktor på 1,25. I Finansministeriet (1999) og Møller mfl. (2000) anbefales det derimod at benytte en gennemsnitlig nettoafgiftsfaktor på 1,17, som er forholdet mellem BNP og BFI.<sup>7</sup> Valget her af de 1,25 afspejler, at de energipolitiske tiltag og indførelse af afgifter – i sidste ende – vurderes overvejende at fortrænge privatforbrug. Det skyldes, at afgifter og eksempelvis meromkost-

- 6) Der er ikke medtaget velfærdseffekter (konsumentoverskud og forurening) af ændret forbrug på andre markeder end de afgiftsbelagte.
- 7) Endvidere anbefaler Møller mfl. (2000) at benytte en særskilt nettoafgiftsfaktor for internationalt handlede varer på 1,25. Dette gøres også i beregningerne her, da der intet behov er for at skelne mellem import og udenlandsk producerede varer.

ninger til udbygning med vindmøller i sidste ende overvæltet i forbrugerpriserne (bl.a. på el) og dermed reducerer forbrugernes købekraft.<sup>8</sup>

Nettoafgiftsfaktoren anvendes i beregningerne for alle typer omkostninger (der ikke er i forbrugerpriser). Det vil sige omkostninger til investeringer, drift- og vedligeholdelse, administration og brændsler samt skatte- og forbrugsforvridningstab. Når nettoafgiftsfaktoren også benyttes for skatte- og forbrugsforvridningstab, skyldes det, at der også her er tale om et ressourcestab, som dermed fortrænger forbrugsmuligheder (bl.a. via et mindre arbejdsudbud).

For at kunne afveje konsekvenser, der indtræffer på forskellige tidspunkter, er det nødvendigt at benytte en **diskonteringsrate**. Der kan argumenteres for, at det i en lille åben økonomi som den danske med adgang til internationale kapitalmarkeder er en international rente inklusiv en projekt- og landespecifik risikopræmie, der skal benyttes. Det er konkret valgt at benytte en (real) diskonteringsrate på seks procent som hovedscenarie, hvilket også benyttes i Finansministeriet mfl. (2001). Til at illustrere følsomheden i resultaterne benyttes alternativt en diskonteringsrate på tre pct., jf. uddybning i afsnit 6.

En central antagelse i cost-benefit-analyserne vedrører **værdisætning** af marginale miljøforbedringer. Sådanne beregningspriser kan estimeres ud fra befolkningens erklærede betalingsvilje for en miljøforbedring eller ud fra den kompensation, som befolkningen forlanger for at acceptere en forringelse af miljøet (præferencebaserede metoder). Beregningspriser kan alternativt estimeres ud fra sparede omkostninger ved at bekæmpe forurening eller udbedre dens skader (ikke-præferencebaserede metoder).

Vedrørende energipolitik og energiafgifter er der i høj grad anvendt resultater fra det fælleseuropæiske ExternE projekt, jf. Schleisner og Nielsen (1997). Disse beregninger er baseret på en detaljeret beregning af årsagssammenhængen mellem stigninger i forureningen i Danmark og stigninger i forureningsrelaterede skader, såsom sygdom og dødsfald. Helbredsskader er værdisat ved hjælp af betalingsvillighedsundersøgelser. De eksterne omkostninger ved transport er baseret på COWI (1999), der overvejende bygger på skøn fra ExternE af helbredsskader

- 8) Et reduceret privatforbrug påvirker den offentlige saldo negativt bl.a. via et lavere moms- og afgiftsprovener. Den "sande" nettoafgiftsfaktor afhænger derfor af, i hvilken udstrækning den offentlige sektor dækker det afledte budgetunderskud ved at indkræve flere skatter – der reducerer privatforbruget – eller ved at reducere omfanget af offentlige ydelser (som ikke er momsbelagt).



forårsaget af luftforurening fra trafikken. Værdien af at forhindre disse helbreds-skader er derefter fundet ud fra danske betalingsvillighedsundersøgelser. De anvendte studier vurderes som relevante til værdisætning af velfærdsgevinsterne fra dansk miljøpolitik.

Der benyttes to CO<sub>2</sub>-priser, jf. tabell. Den højeste af de to er på 270 kr. pr. ton CO<sub>2</sub> og er sat til gennemsnittet af yderpunkterne i EU-Kommissionens “illustrative restricted range”, 152-388 kr., jf. metodologi-annex V på ExternEs hjemmeside (<http://externe.jvc.es/reports.html>). Det er generelt vanskeligt at sikre indbyrdes konsistens i cost-benefit-analyser. Eksempelvis er det valgte skøn for CO<sub>2</sub> på 270 kr. pr. ton fra ExternE-studiet baseret på gennemsnittet mellem at benytte en diskonteringsrate på 1 pct. (388 kr. pr. ton) og 3 pct. (152 kr. pr. ton). Dette er dermed ikke konsistent med den valgte diskonteringsrate på 6 pct., som benyttes i hovedscenariet.<sup>9</sup> Dette er isoleret set et argument for at vælge en lavere CO<sub>2</sub>-beregningspris. Som alternativ benyttes en pris på 47 kr. pr. ton, som stammer fra Fankhauser (1994).

*Tabel 1 Marginale omkostninger ved forurening, kr. pr. ton, 2002 priser*

	<b>Energiproduktion</b>	<b>Transport</b>
CO <sub>2</sub>	47/270	47/270
SO <sub>2</sub>	35.000	58.000
NO <sub>x</sub>	33.000	87.000
NMVOC	53.000	•
HC	•	21.000
Partikler	•	440.000

Anm.: NMVOC er flygtige organiske forbindelser (undtagen metan (CH<sub>4</sub>)), og HC er kulbrinter, som er en del af NMVOC. Skønnet for partikler (PM<sub>10</sub>), der vedrører dieselbiler, tager ikke højde for, at de mindste partikler (PM<sub>2,5</sub> eller mindre) forventes væsentligt mere skadelige. Drivhusgasserne CH<sub>4</sub> og N<sub>2</sub>O (lattergas) indgår også i beregningerne vedrørende energiproduktion. Disse er baseret på en omregningsfaktor til CO<sub>2</sub>-ækvivalenter på 21 henholdsvis 310.

Kilde: Schleisner og Nielsen (1997), COWI (1999), Fankhauser (1994), Finansministeriet mfl. (2001) og egne beregninger.

9) Der findes argumenter for at benytte en lavere diskonteringsrate på det helt lange sigt (100 år) end på det mellemlange sigt (frem til 2021), jf. hyperbolske præferencer. For en diskussion se f.eks. Laibson (1998) og Weitzman (1998).

Der findes dog undersøgelser, der estimerer skadesomkostninger ved CO<sub>2</sub>, der er betydeligt højere end de valgte 270 kr. pr. ton. ExternE opererer da også med et interval for CO<sub>2</sub>-beregningspriser på 32-1.173 kr. Valg af beregningspriser har stor betydning for resultatet af cost-benefit-analysen og der foretages derfor følsomhedsberegninger heraf i afsnit 6. I afsnit 5 om transportafgifter omhandles endvidere andre eksternaliteter end luftforurening (vejslid, trængsel, støj og ulykker).

De anvendte **brændselspriser** i perioden 1992-2021 er taget fra Energistyrelsen (2001) og er dermed identiske med forudsætningerne i Finansministeriet mfl. (2001). Energistyrelsen (2001) er overvejende baseret på Energistyrelsens 1999-brændselsprisforudsætninger. Der er dog den forskel, at for halm og træpiller benytter Energistyrelsen (2001) markedsprisen, mens der i Energistyrelsens 1999-brændselsprisforudsætninger er fratrukket et skøn for landmændenes fortjenester for alene at medtage produktionsomkostningerne.

### **3. Enerkipolitiske tiltag i 1990'erne**

Nedenfor domkumenteres forudsætningerne, der ligger til grund for resultatet i Det Økonomiske Råd (2002) tabel III.8.

Udgangspunktet for analysen af de væsentligste energipolitiske tiltag i 1990'erne er de cost-benefit-analyser som Finansministeriet mfl. (2001)<sup>10</sup> foretog – baseret på en baggrundsrapport fra Energistyrelsen (2001)<sup>11</sup>, som beskriver de forventede virkninger og omkostninger ved tiltagene.

Nærværende analyse ser på de samme tiltag, men beregningerne adskiller sig på en række punkter. Heraf er de væsentligste:

- Andet referenceværk, dvs. elproduktionen fra vindmøller og decentral kraftvarme samt energibesparelser fortrænger en anden type elproduktion
- Elproduktionen fra bl.a. vindmøller sparer alene brændselsomkostninger på referenceværket, idet der antages at være rigelig elkapacitet
- Skatteforvridningstab ved at opkræve provenu er inkluderet

10) Finansministeriet mfl. (2001): Miljøpolitikens økonomiske fordele og omkostninger, side 117-21.

11) Energistyrelsen (2001): Miljøpolitikens fordele og omkostninger på luftområdet.

- Forbrugsforvridninger, som følge af højere elpriser, er inkluderet

Disse fire ændrede forudsætninger går alle i retning af, at den samfundsøkonomiske rentabilitet ved de energipolitiske tiltag i 1990'erne forværres i forhold til beregningerne i Finansministeriet mfl. (2001).

### **Referenceværk - emissioner**

I Finansministeriet mfl. (2001) er det antaget, at elproduktionen fra vindmøller, decentral kraftvarme og biomasse fortrænger elproduktion på et centralt kulfyret kraftværk uden røgrensning. Her er det valgt i stedet at benytte et gennemsnitligt centralt kraftværk som den marginale elproduktionsenhed, hvormed der tages højde for, at der i dag røgrenses i stor udstrækning. Konkret er der i hvert af årene 1992-2000 beregnet emissionsfaktorer på baggrund af de faktiske målte emissioner og elproduktionen fra centrale kraftværker (der omfatter både de gamle anlæg, der udelukkende er elproducerende og de centrale kraftvarmeanlæg), jf. tabel 2.

I Danmark er der rigelig elkapacitet. Derfor er der ikke behov for, at de ældste og mindst effektive kraftværker kører hele året. Dermed producerer eksempelvis vindmøller el både på tidspunkter, hvor kun de mest effektive kraftværker kører, og på tidspunkter, hvor der også er behov for at de ældre og mindre effektive værker kører. For at afspejle, at vindmøllestrøm ikke altid fortrænger den mest forurenende form for elproduktion, er det antaget, at vindmøllestrøm erstatter elproduktion svarende til den gennemsnitlige elproduktion på de centrale kraftværker (referenceværk).<sup>12</sup>

- 12) Der kan argumenteres for, at det ideelle referenceværk (anno 2000) er et centralt kulfyret kraftværk med røgrensning, også selv om der i dag er enkelte kraftværker, der ikke røgrenser. Det skyldes, at i fravær af aftagerpligtig produktion fra vindmøller mv. ville disse værker (uden røgrensning) have en højere kapacitetsudnyttelse. Hermed ville det bedre kunne betale sig at investere i røgrensningsanlæg, ligesom værkerne med højere kapacitetsudnyttelse har gjort. Det anvendte referenceværk (gennemsnitligt centralt kraftværk) adskiller sig herfra på to måder. Dels var der ikke røgrensning på alle værker i 2000, hvorfor de anvendte emissioner i tabel 2 – alt andet lige – er højere end i dette "ideelle" referenceværk. Dette trækker i retning af at overvurdere miljøfordelene ved tiltagene. Dels anvendes et gennemsnit af centrale kraftværker, som bl.a. dækker elproduktion med naturgasbaseret kraftvarme. Dette trækker i retning af at undervurdere miljøfordelen ved tiltagene. Nettoeffekten af de to forhold vurderes at være beskedne, hvorfor det anvendte referenceværk formodes at være en relevant beskrivelse af den fortrængte elproduktion anno 2000. I det omfang der regnes med, at udbygning med vindmøller, decentral kraftvarme mv. reelt har sparet omkostninger

Af tabel 2 fremgår det, at der har været meget kraftige reduktioner i SO<sub>2</sub>-og NO<sub>x</sub>-emissionerne på de centrale kraftværker i 1990'erne pr. produceret enhed el på mere end 90 pct., henholdsvis 65 pct. Disse reduktioner skyldes kun i begrænset omfang, at der produceres på andre og nyere anlæg (sammensætningseffekt). Eksempelvis for svovl kan en ændret sammensætning af elproduktionen mellem de centrale kraftværker "kun" forklare, at emissionsreduktionen skulle reduceres med omkring 15 pct. – heraf to tredjedele (10 pct.) fra en højere andel af naturgasbaseret kraftvarme og en tredjedel (5 pct.) fra større effektivitet (højere gennemsnitlig elvirkningsgrad). Dermed er langt den overvejende årsag til emissionsreduktionerne den udbredte brug af røgrensning og anvendelse af svovlfattigere kul (og fuelolie).

*Tabel 2 Emissionskoefficienter for elproduktion på referenceværket*

	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000
Faktiske gennemsnitlige emissioner på centrale kraftværker (DØR, 2002), gr./GJ:										
CO <sub>2</sub>	240	234	232	219	217	216	212	210	202	203
SO <sub>2</sub>	<b>1,34</b>	1,16	0,83	0,73	0,80	0,79	0,51	<b>0,42</b>	0,32	0,10
NO <sub>x</sub>	<b>0,95</b>	0,74	0,73	0,64	0,59	0,61	0,48	0,42	0,35	<b>0,31</b>
Kulfyret kraftværk uden røgrensning (Finansministeriet mfl. 2001), gr./GJ:										
CO <sub>2</sub>	229	229	229	229	229	229	229	229	229	229
SO <sub>2</sub>	1,47	1,47	1,47	1,47	1,47	1,47	1,47	1,47	1,47	1,47
NO <sub>x</sub>	1,05	1,05	1,05	1,05	1,05	1,05	1,05	1,05	1,05	1,05

Anm.: De faktiske gennemsnitlige emissioner er ikke korrigeret for nettoeksport. I Finansministeriet mfl. (2001) er der regnet med en elvirkningsgrad på 37 pct. Herved er f.eks. emissionen af SO<sub>2</sub>=0,542(gram/GJ i kul)/0,37 (GJ el/GJ kul) = 1,47 gram/GJ el.

Kilde: Danmarks Statistik: *Emission fra kraftværker*, diverse udgivelser, Finansministeriet mfl. (2001).

Fra 2001-21 er det antaget, at emissionskoefficienterne er lig med niveauet i 2000. Det er meget sandsynligt, at de fremtidige emissioner for referenceværket dermed

til røgrensning på de værker, der i dag kun fungerer som back-up kapacitet, bør disse besparelser tilskrives tiltagene med vindmøller og decentral kraftvarme. Det er ikke gjort i beregningerne.

overvurderes, da det marginale værk med tiden bliver et naturgasbaseret centralt kraftværk.<sup>13</sup>

Af tabel 2 fremgår det, at der er markant forskel mellem de to antagelser om referenceværker. Værdien af at reducere elproduktionen med 1 kWh i 2000 er 0,25 kr. i nærværende analyse og 0,67 kr. i Finansministeriet mfl. (2001) i 2002-priser, jf. beregningspriserne i tabel 1 (270 kr. pr. ton CO<sub>2</sub>).

### **Reducerede emissioner fordelt på tiltag**

Som nævnt spiller røgrensning afgørende ind på emissionerne fra referenceværket og dermed på størrelsen af de miljøfordele, der fremkommer ved at producere el på decentrale kraftværker, vindmøller mv.

Som et selvstændigt tiltag analyseres røgrensning på de centrale kraftværker. Konkret er det antaget, at virkningen i 1992-98 af tiltaget var forskellen mellem årets faktiske SO<sub>2</sub>- og NO<sub>x</sub>-udledning og den udledning, der ville have været med uændrede SO<sub>2</sub>- og NO<sub>x</sub>-emissionskoefficienter fra 1991 (før røgrensning), jf. tabel 2 (markeringer med fed). Det er forudsat, at virkningen af tiltaget efter 1998 er forskellen mellem 1991- og 1998-SO<sub>2</sub>-emissionskoefficienten beregnet for de respektive års elproduktion på de centrale kraftværker.<sup>14</sup>

Røgrensningstiltaget får herved (beregningsteknisk) også tilskrevet betydningen af den tidligere omtalte sammensætningseffekt (mere gas og mindre kul samt mere effektive værker). Ligesom miljøvirkningen af at skifte til svovlfattigere kul og fuelolie også kommer røgrensningstiltaget til gode (uden at omkostningerne til

- 13) I Energistyrelsen (1999): Brændselsprisforudsætninger regnes der således med, at det marginale værk overgår til at være et naturgasbaseret kraftværk fra 2007 til 2011. I Finansministeriet mfl. (2001) er denne antagelse om ændret referenceværk fra 2007 benyttet vedr. CO<sub>2</sub>-udledning (111 gram/GJ el fra 2011-21). Den er derimod ikke anvendt vedrørende SO<sub>2</sub> og NO<sub>x</sub>, hvor referenceværket i hele perioden er et kulbaseret kraftværk uden røgrensning.
- 14) Som følge af svovlafgiften, der trådte i kraft fra 1996, men først var fuldt indfaset fra 2000, er det skønsmæssigt antaget, at svovlafgiften var det effektive instrument i reduktionen af SO<sub>2</sub>-emissionskoefficienterne fra 1999. Dette er selvsagt en usikker antagelse, men er sandsynligvis mere retvisende end at antage, at svovlafgiften først var effektiv fra 2000, jf. uddybning i afsnit 4.

dyrere kul er medtaget).<sup>15</sup> Da der blandt de analyserede energipolitiske tiltag ikke indgår skift til naturgas på de centrale værker, er det kun miljøfordelen herved og ikke de tilknyttede meromkostninger til brændsler mv., der er medtaget. Isoleret set trækker det i retning af, at nettofordelen af de energipolitiske tiltag under et bliver for positiv, hvilket som nævnt tilskrives røgrensningstiltaget.

Det skal generelt undgås, at de samme virkninger bliver godskrevet mere end et tiltag. Eksempelvis falder miljøvirkningen af en opstillet vindmølle i takt med udbredelsen af røgrensning, da den fortrængte el bliver mindre forurenende. Samtidig reduceres virkningen af de installerede røgrensningsanlæg i takt med, at der produceres mindre på de centrale kraftværker som følge af vindmølleudbygning mv.<sup>16</sup> En generel pointe er derfor, at tiltagene spiller sammen og derfor ikke kan analyseres uafhængigt af hinanden.

Dette er håndteret ved, at røgrensningsningstiltaget sekventielt kommer *før* andre tiltag (vindmøller mv.). Da røgrensningstiltaget er klart det bedste tiltag, svarer dette metodevalg til at foretage en hensigtsmæssig planlægning i energipolitikken.

Valg af referenceværk påvirker summen af nettofordelene af de energipolitiske tiltag, da virkningen af røgrensning kun tælles med en gang til forskel fra Finansministeriet mfl. (2001).

### **Meromkostninger i forhold til produktion på referenceværket**

Det vurderes, at udbygningen af vindmøller, decentral kraftvarme mv. i 1990'erne reelt blot har resulteret i opbygning af overskudskapacitet for elproduktion og dermed kun har sparet variable omkostninger på kraftværkerne i form af brændselsudgifter. Betydningen heraf vurderes i følsomhedsberegningerne.<sup>17</sup>

For de forskellige tiltag er der medtaget omkostninger til investeringer, drift- og vedligeholdelse fratrukket brændselsbesparelser. Den relevante samfundsøkon-

- 15) Omvendt krediteres tiltaget ikke virkningerne af de planlagte NO<sub>x</sub>-afsvovlningsanlæg efter 2000, da NO<sub>x</sub>-niveauet som nævnt holdes konstant på 2000-niveauet frem til 2021. Følgelig er omkostningerne til de planlagte røgrensningsinvesteringer efter 1998 udeladt af beregningerne.
- 16) Således er skadesomkostningen ved at producere 1 kWh på referenceværket faldet fra 46 øre i 1992 til 25 øre i 2002.
- 17) For vindmøller er der det yderligere aspekt, at elproduktionen er ulige fordelt over året. Af hensyn til forsyningssikkerheden er det derfor nødvendigt at opretholde anden elkapacitet (backup).

miske brændselspris er markedsprisen uden afgifter, men inkl. transportomkostninger.

Konkret er det antaget, at de sparede brændsler svarer til det gennemsnitlige brændselsforbrug til elproduktion på centrale kraftværker i perioden 1992-2000. Fra 2001-21 benyttes 2000-brændselsforbrug og -sammensætning.

I beregningen af de samfundsøkonomiske meromkostninger opregnes investerings-, drifts- og brændselsomkostninger samt skatte- og forbrugsforvridningstab fra producent- til forbrugerpriser ved at benytte nettoafgiftsfaktoren på 1,25.

### **Skatte- og forbrugsforvridningstab**

I beregningerne er inkluderet et direkte skatteforvridningstab, der knytter sig til, at finansieringen af f.eks. elproduktionstilskuddet til vindmøller, decentral kraftvarme og biomasse sker ved brug af skatter, der bl.a. forvrider arbejdsudbudet. Skatteforvridningstabet er opgjort som 20 pct. af tilskuddet.

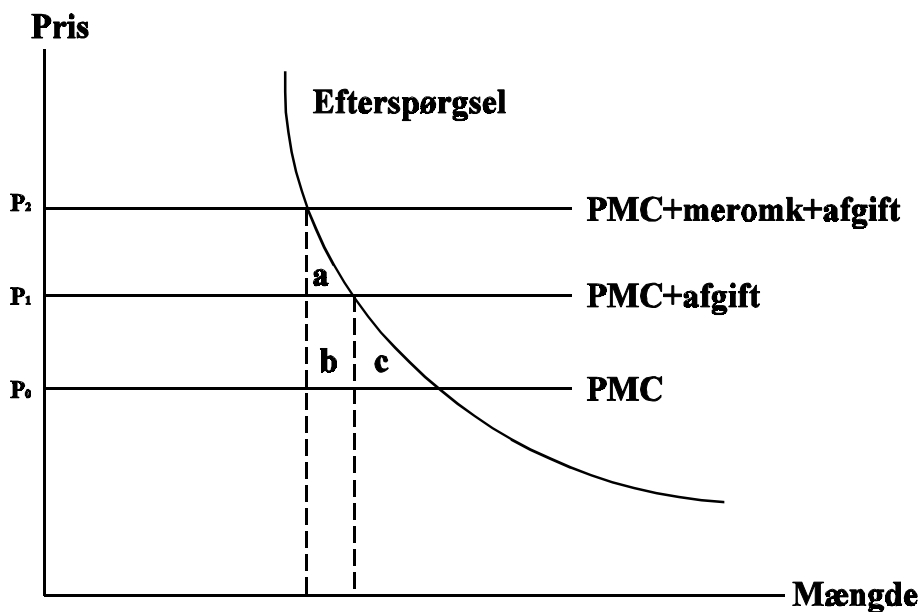
Herudover er der i beregningerne inkluderet afledte forbrugsvirkninger som følge af højere elpriser, der fremkommer ved, at meromkostningerne til elproduktion vha. vindmøller mv. skal betales af forbrugerne.<sup>18</sup> Det lavere elforbrug giver dels anledning til et lavere afgiftsprovenu (energiavgifter), dels til et forbrugsforvridningstab. Det lavere afgiftsprovenu øger skattefinansieringsbehovet på linje med anvendelse af tilskud. Derfor er der inkluderet et indirekte skatteforvridningstab på 20 pct. af provenutabet. Dette udgør sammen med forbrugsforvridningstabet de afledte forvridninger af tiltagene.

Størrelsen af forbrugsforvridningstabet og det afledte skatteforvridningstab afhænger bl.a. af, hvilke tiltag der antages at være de marginale, og hvilke der antages allerede at være gennemført. I beregningerne er det lagt til grund, at energifgifterne er gennemført *før* de energipolitiske tiltag, jf. figur 1, hvor energifgifterne på el har bevirket, at elprisen er steget fra  $P_0$  til  $P_1$  (uddybes i afsnit 4). Vindmøller mv. giver anledning til meromkostninger af størrelsen  $P_2 - P_1$ ,

18) Det er antaget, at merokostningerne for tiltagene alene betales af elkunderne. Dette er ikke en helt korrekt antagelse vedrørende decentral kraftvarme og biomasse, hvor en del af omkostningerne betales af varmekunderne.

der er antaget fuldt overvæltet i elprisen (som prioriteret el).<sup>19</sup> Det afledte samfundsøkonomiske tab ved at opføre vindmøller mv. (bortset fra miljøvirkningen) fremgår af figuren som summen af forbrugsforvridningstabet på  $a+b$  og det afledte skatteforvridningstab på  $0,2*b$  (20 pct. af provenutabet). Det fremgår endvidere af figuren, at forvridningsomkostningerne ved at opføre vindmøller mv. er højere givet eksisterende energiafgifter, da de billigste forbrugsreduktioner (op til afgiftsniveauet) allerede er foretaget.

Figur 1 *Forvridningsomkostninger fra udbygning af (dyrere) elkapacitet*



Anm.: PMC udtrykker de privatøkonomiske marginalomkostninger ved at producere el – uden energipolitiske tiltag. PMC + meromkostninger er de privatøkonomiske marginalomkostninger med de energipolitiske tiltag.

For at bestemme netto-værdien af tiltaget skal værdien af den reducerede luftforurening naturligvis indgå. Den kommer dels direkte fra producentsiden i form af lavere emissioner fra vindmøller mv. end fra referenceværket (ved et

19) For at den beregnede stigning i elprisen nogenlunde rammer den faktiske ekstra regning fra prioriteret el, har det været nødvendigt at antage, at meromkostningerne fra investeringer og drift (fratrasket brændselsbeparelser) afskrives noget hurtigere end kapacitetens sande økonomiske levetid.



uændret forbrug), og dels indirekte fra det lavere forbrug, som antages at reducere elproduktionen på referenceværket. I figuren kan den indirekte virkning skitseres. Hvis det eksempelvis antages, at den oprindelige afgift er optimal, dvs. afspejler de sande marginale skadesomkostninger (der forudsættes konstante), vil værdien af miljøvirkningen som følge af det reducerede forbrug være lig med  $b$ . Hermed er den samlede afledte virkning af vindmøller mv. (bortset fra lavere emissioner i produktionen) et tab på  $a + 0,2*b$ , jf. figur 1.

Forbrugsændringerne for el er beregnet særskilt for husholdninger og erhverv, som igen er opdelt på rumvarme og proces. Der er benyttet de langsigtede egenpriselasticiteter fra Danmarks Statistiks EMMA-model, hvor der er estimeret en elasticitet for husholdninger og erhverv særskilt. I beregningerne er det dog antaget, at erhvervenes rumvarmeforbrug bedre lader sig beskrive ved egenpriselasticiteten for husholdninger end for erhvervene, jf. tabel 3 (vedr. brændsler benyttes elasticiteten først i afsnit 4).

*Tabel 3 Langsigtede egenpriselasticiteter*

	<b>El</b>	<b>Brændsler</b>
Husholdninger og rumvarme i erhverv	-0,15	-0,54
Erhverv, procesformål	-0,25	-0,35

Kilde: Danmarks Statistik, Modelgruppen (1999): Oversigt over priselasticiteter i EMMA99.

### **Evaluering af røgrensning samt udbygning med vindmøller, decentral kraftvarme og biomasse**

Af tabel 4 fremgår størrelsen af de forskellige omkostningselementer for røgrensningstiltaget, udbygning med vindmøller, decentral kraftvarme og biomasse. Nedenfor kommenteres tiltagene med privatejede vindmøller og biomasse.

For **privatejede vindmøller** er det kun vindmøller opstillet fra 1992 og frem, som er med i beregningerne. Det er antaget, at udbygningen af vindmøllekapacitet efter 2001 er meget begrænset sammenholdt med udbygningen indtil 2000. Samtidig er der taget højde for, at der sker en vis skrotning af vindmøller som følge af en levetid på omkring 15 år, jf. Energistyrelsen (2001) for en uddybning af forudsætningerne. Fra 2012-21 er det lagt til grund, at der årligt investeres for

knap 300 mio. kr. (2002-forbrugerpriser) svarende til 2011-niveauet, og at dette udelukkende går til at erstatte skrottede vindmøller, således at elkapaciteten og den forventede elproduktion (og miljøvirkningen) er konstant fra 2012-21. De samlede investerings- og driftsomkostninger i perioden 1992-2021 andrager 27 mia. kr. (2002-nutidsværdi). Elproduktionen fra privatejede vindmøller sparer samtidig brændsler på de centrale kraftværker for ca. 10 mia. kr.<sup>20</sup>

Det direkte skatteforvridningstab på 0,5 mia. kr. er omkostningerne knyttet til elproduktionstilskuddet, der ophørte i 1999. Dette er relativt højt sammenlignet med det tilsvarende for elværksejede vindmøller (knap 50 mio. kr.) pga. det højere tilskud pr. kWh.

Det indirekte skatteforvridningstab og forbrugsforvridningstabet på i alt 0,9 mia. kr. stammer fra den forudsatte reduktion i elforbruget, som er en følge af højere elpriser. Elprisen er antaget at stige sådan, at elproducenterne får dækket meromkostningerne til udbygning af privatejede vindmøller i forhold til elproduktion på referenceværket. Meromkostningen er investerings- og driftsomkostningerne (27 mia. kr.) fratrukket brændselsbesparelsen (10 mia. kr.). Herfra trækkes elproduktionstilskuddet, da det er et subsidie til elproduktion med vindmøller. Endvidere er det lagt til grund, at investeringsomkostningerne betales af elforbrugerne i perioden 1992-2005. Meromkostningen giver på den baggrund anledning til en elprisforhøjelse på 2,4 øre/kWh ekskl. moms i 2002.<sup>21</sup> Efter 2005 – hvor investeringsomkostningen er afholdt – er elprisen derimod en anelse lavere end uden vindmølleudbygning pga. brændselsbesparelsen. Følgelig relaterer det beregnede indirekte skatteforvridningstab (som følge af mistet afgiftsprovener) og forbrugsforvridningstabet sig til perioden 1992-2005.

- 20) I Energistyrelsen (2001) er værdien af elproduktion derimod beregnet på basis af en elpris. Da denne også dækker faste omkostninger (kapacitetsomkostninger) bliver værdien af produceret vindmøllestrøm med denne antagelse højere, end i nærværende analyse, hvor værdien alene er sparede brændsler på referenceværket.
- 21) Denne prisstigning vurderes at give anledning til en reduktion i elforbruget hos husholdninger og erhverv på ca. 0,25 mia. kWh (0,9 PJ) i 2002 svarende til ca. 0,8 pct. af det samlede elforbrug.

Tabel 4 Nutidsværdi af omkostninger og fordele i 1992-2021 ved kapacitet-sudbygning mv.

	RØG	VM_PR	VM_EL	DKV	BIO	Total
Investeringer, drift og vedligehold	14,9	27,3	10,6	21,1	6,5	<b>80,4</b>
Brændselsbesparelser	0,0	-9,9	-4,4	-2,1	3,7	<b>-12,7</b>
Direkte skatteforvridningstab	0,0	0,5	0,0	1,6	0,4	<b>2,5</b>
Indirekte skatteforvridningstab	0,1	0,1	0,1	0,1	1,0	<b>1,5</b>
Forbrugsforvridning	0,8	0,8	0,4	0,5	0,2	<b>2,6</b>
Omkostninger i alt	15,8	18,8	6,7	21,2	11,8	<b>74,3</b>
Miljøfordele i alt	108,5	14,8	6,0	16,5	7,2	<b>153,0</b>
Heraf CO <sub>2</sub> :	0,0	11,0	4,6	12,4	4,2	<b>32,1</b>
<b>Total</b>	<b>92,7</b>	<b>-4,0</b>	<b>-0,7</b>	<b>-4,7</b>	<b>-4,6</b>	<b>78,8</b>

Anm.: De fem tiltag er røgrensning mv. (RØG), privatejede vindmøller (VM\_PR), elværksejede vindmøller (VM\_EL), decentral kraftvarme (DKV) og biomasseanvendelse (BIO). Alle omkostninger er opgjort i forbrugerpriser på baggrund af en nettoafgiftsfaktor på 1,25. Nutidsværdierne er i 2002-niveau. Værdisætningspriserne for de forskellige typer emissioner fremgår af tabel 1 i afsnit 2. Der er anvendt en CO<sub>2</sub>-pris på 270 kr. pr. ton og en diskonteringsrate på 6 pct. Det indirekte skatteforvridningstab refererer til det mistede afgiftsprovener som følge af et lavere elforbrug. I forhold til Energistyrelsen (2001) er der for elværksejede vindmøller trukket de tre planlagte havvindmølleprojekter (2005-08) ud, der ikke længere er aktuelle i den oprindelige udformning, jf. uddybning nedenfor.

Anvendelse af **biomasse** (halm) – som erstatning for kul – på de centrale kraftvarmeværker adskiller sig markant fra de andre tiltag i tabel 4 på to måder. For det første er der tale om en samfundsøkonomisk brændselsfordyrelse, da halm er et dyrere brændsel end kul (ekskl. moms og afgifter). For det andet er det indirekte skatteforvridningstab på 1,0 mia. kr. meget højt relativt til tiltagets omfang. Skatteforvridningstabet skyldes et mistet afgiftsprovener, idet en del af halmen (40 pct.) antages at gå til varmeproduktion, hvorved de centrale kraftvarmeværker sparer energiafgifter på de sparede kul, samtidig med at der kun er en beskedne (svovl-) afgift på halm.<sup>22</sup> Trods afgiftsreduktionen er brændsels-

22) Det samme gør sig ikke gældende, når det er kul til elproduktion, der fortrænges, idet kraftværkerne kun betaler energiafgifter på den del af brændslerne, der går til varmeproduktion.

omkostningen til elproduktion inkl. afgifter dog steget for kraftværkerne ved omlægningen fra kul til halm. Dette resulterer i en beskedent elprisforhøjelse for elkunderne på knap 0,5 øre/kWh frem til 2005, hvorved der opstår en forbrugsreduktion med tilhørende miljøvirkning og forbrugsforvridning.<sup>23</sup>

I Det Økonomiske Råd (2002) er der også regnet på mulige kommende havvindmølleprojekter. Konkret er der regnet på de tre havvindmølleparker på hver 150 MW, der var planlagt af den tidligere regering, men som den nuværende regering indtil videre har valgt ikke at gennemføre i den oprindelige udformning. Her er der lagt de samme forudsætninger til grund som i Energistyrelsen (2001), hvor de indgik i tiltaget med elværksejede vindmøller.<sup>24</sup>

Resultatet af de tre havvindmølleprojekter er en nettofordel på 1,7 mia. kr., der er sammensat af en miljøfordel på ca. 3,9 mia. kr. (heraf 3,1 mia. kr. fra CO<sub>2</sub>) og omkostninger på ca. 2,2 mia. kr. Omkostningerne består overvejende af 5,5 mia. kr. til investeringer og drift fratrukket 3,4 mia. kr. i brændselsbesparelser.<sup>25</sup>

### **Energipolitiske tiltag, der har til formål at sikre energibesparelser**

For tiltag der vedrører energibesparelser er der taget udgangspunkt i de direkte omkostninger til investeringer, drift og vedligehold samt brændselsbesparelser, som de er skønnet af Energistyrelsen (2001). Hertil er der i beregningerne også medtaget et direkte skatteforvridningstab på baggrund af de udbetalte tilskud samt et indirekte skatteforvridningstab, der opstår, pga. et ændret afgiftsprove- nu, når der sker brændselsomlægninger og brændselsbesparelser. Resultaterne fremgår af tabel 5.

**Tilskuddene til vedvarende energikilder (VE)** vurderes stort set ikke at have haft en gavnlige netto-miljøvirkning. I beregningerne er det lagt til grund, at

- 23) Beregningsteknisk er meromkostningerne alene overvæltet i elprisen. Det ville dog være mere korrekt at lade en del af meromkostningen blive betalt af varmekunderne.
- 24) Investeringssomkostningerne er antaget at falde fra 11 mio. kr. pr. MW i 2001 til 9 mio. kr. pr. MW i 2008 i løbende priser, mens driftsomkostningerne er antaget at være konstant 8,6 øre/kWh i 2002-priser. Vindmøllerne antages endvidere at have et fuldlasttimetal på 3200 timer om året. Elproduktionen på de tre havvindmølleparker bliver herved 1,44 mia. kWh (5,2 PJ) om året fra 2008 (3\*150.000 KW\*3200 timer).
- 25) I det omfang emissionsfaktorerne på de centrale kraftværker måtte falde yderligere i fremtiden i forhold til 2000-niveauet, vil miljøfordelen reduceres, jf. uddybende følsomhedsberegninger.

tilskuddene har fået husholdninger til at fyre med træpiller som erstatning for oliefyring (og i mindre omfang har det erstattet naturgas). Emissioner i form af flygtige organiske forbindelser (VOC) er imidlertid betydeligt højere for træpiller, når forbrændingen foregår i husholdningerne sammenlignet med f.eks. decentrale kraftvarmeværker, hvor forbrændingen sker ved højere temperaturer.<sup>26</sup> Erstatningen af olie med træpiller resulterer derfor i en miljøforringelse vedrørende VOC (methan og ikke-methan-VOC) på knap 0,9 mia. kr., hvilket næsten udligner miljøfordelen som følge af lavere CO<sub>2</sub>- og SO<sub>2</sub>-udledning.

De to tiltag, der kommer ud med et positivt resultat i tabel 5, er investingstilskuddene til erhverv og aftaleordningen, der begge var en del af Erhvervspakken fra 1995. Erhvervene har mulighed for at opnå **tilskud til investeringer**, der er energibesparende eller på anden måde har en miljøgavnlig virkning, forudsat, at investeringen vurderes at have en tilbagebetalingstid på mindst 2 år og ikke over 9 år. Som for de andre tiltag er det Energistyrelsens egne vurderinger af virkningerne, der er lagt til grund for beregningerne.<sup>27</sup> Energistyrelsen har vurderet omfanget af skiftet fra el, kul og olie og over imod naturgas. Hertil kommer, at Energistyrelsen har regnet med en samlet kraftig energibesparelse på 10 PJ om året som følge af tiltaget.

- 26) Dette adskiller sig ikke fra antagelserne i Energistyrelsen (2001). Der er for de enkelte tiltag benyttet emissionsfaktorer afhængigt af, om brændslerne forbrændes på i) centrale kraftværker, ii) decentrale kraftværker, iii) i industrielle processer eller som her iv) i husholdningerne. Emissionsfaktorene er taget fra Fenhann (2001) tabel 8.
- 27) For dette tiltag har Energistyrelsen dog opdateret de forudsatte virkninger i forhold til Energistyrelsen (2001). Ændringen indebærer, at Energistyrelsen regner med noget større virkninger af investeringstilskuddene end i Energistyrelsen (2001) og dermed Finansministeriet mfl. (2001).

*Tabel 5 Nutidsværdi af omkostninger og fordele i 1992-2021 ved energibesparende foranstaltninger*

	<b>VE</b>	<b>KV</b>	<b>ÆLD</b>	<b>EL</b>	<b>INV</b>	<b>AFT</b>	<b>MK</b>	<b>Total</b>
Investeringer og driftsomkostn.	5,6	0,8	4,1	3,4	18,4	4,7	13,5	<b>50,5</b>
Brændselsbesparelser	-1,7	-0,2	0,1	-1,8	-14,5	-4,4	-5,2	<b>-27,8</b>
Direkte skatteforvridningstab	0,4	0,0	0,4	0,1	1,3	0,7	0,0	<b>2,9</b>
Indirekte skatteforvridningstab	0,6	0,3	0,7	1,0	0,6	0,2	0,7	<b>4,2</b>
Omkostninger i alt	4,9	0,9	5,3	2,6	5,9	1,1	9,1	<b>29,8</b>
Miljøfordele i alt	0,1	0,2	1,1	1,6	10,4	3,4	1,8	<b>18,7</b>
Heraf CO <sub>2</sub> :	0,8	0,4	0,8	1,2	6,3	2,0	1,3	<b>12,8</b>
<b>Total</b>	<b>-4,8</b>	<b>-0,7</b>	<b>-4,1</b>	<b>-1,0</b>	<b>4,6</b>	<b>2,3</b>	<b>-7,3</b>	<b>-11,1</b>

Anm.: De syv tiltag er flg: Tilskud til vedvarende energi (VE), tilslutning til kraftvarme (KV), ældre boliger til kraftvarme (ÆLD), tilskud til elvarmekonvertering (EL), tilskud til investeringer i erhvervene (INV), aftaleordning med Energistyrelsen (AFT) og bygningsenergimærkning (MK): Alle omkostninger er opgjort i forbrugerpriser på baggrund af en nettoafgiftsfaktor på 1,25. Nutidsværdierne er i 2002-niveau. Værdisætningspriserne for de forskellige typer emissioner fremgår af tabel 1 i afsnit 2. Der er anvendt en CO<sub>2</sub>-pris på 270 kr. pr. ton og en diskonteringsrate på 6 pct. Det indirekte skatteforvridningstab refererer til det ændrede afgiftsprovener som følge af brændselsomlægninger.

**Aftaleordningen** indebærer, at virksomhederne kan få godtgjort en del af CO<sub>2</sub>-afgifterne til procesformål ved at indgå aftaler med Energistyrelsen om energibesparende foranstaltninger. I beregningen i tabel 5 er det alene de direkte virkninger af investeringerne, der er medtaget., jf. Energistyrelsen (2001). Det er beregnet, at den indirekte negative miljøvirkning, der kommer af, at virksomhederne står over for lavere afgiftssatser, når de har foretaget deres investeringer, giver et tab på omkring 0,4 mia. kr. i nutidsværdi. Det ændrer dermed ikke på, at tiltaget er positivt totalt set.<sup>28</sup>

28) Det er forsimplet antaget, at der for el og alle typer brændsler gælder, at der er indgået aftaler for al tung proces og ingen aftaler for let proces.

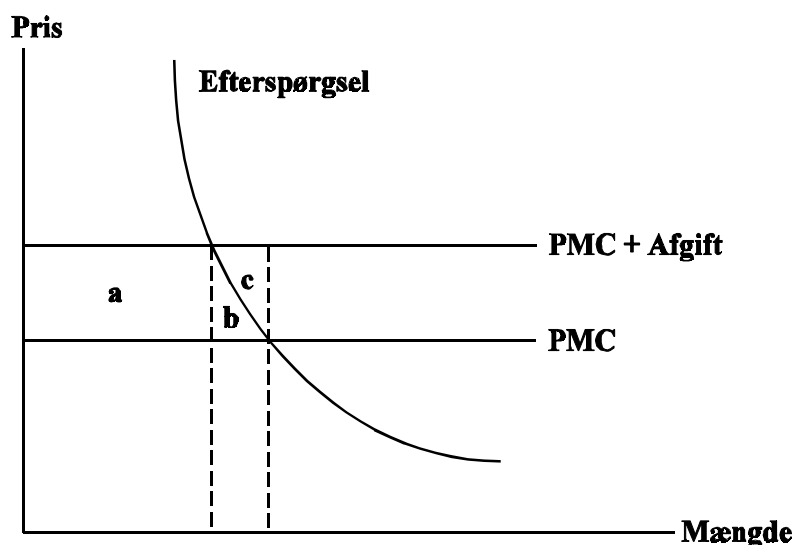
## 4. Energiafgifter

Det er i det følgende søgt vurderet, hvad virkningerne af energi- og CO<sub>2</sub>-afgifter på el og brændsler hos virksomheder og husholdninger samt SO<sub>2</sub>-afgift på emissioner er i perioden 1992-2021 – i forhold til en situation helt uden afgifter, jf. Det Økonomiske Råd (2002) tabel III.9.

Energi- og CO<sub>2</sub>-afgifterne tilskynder virksomheder og husholdninger til et lavere forbrug, der på en og samme tid giver en gavnlig miljøvirkning og forvriddningsomkostninger hos forbrugeren. I beregningerne håndteres el og brændsler (fuel- og gasolie, kul, naturgas og fjernvarme) lidt forskelligt. For brændsler anvendes de faktiske mængder og priser i 1992-2000, hvorefter der er antaget konstante mængder og priser (real) frem til 2021. For el derimod er priser og mængder korrigeret for afledte forbrugsændringer af de energipolitiske tiltag, da disse som nævnt opfattes som marginale tiltag i forhold til energiafgifterne. Eksempelvis var det faktiske elforbrug 117 PJ i 2000, mens det uden energipolitiske tiltag skønnes at ville have været 120 PJ som følge af en lavere elpris.<sup>29</sup> Denne korrektion er foretaget i hele perioden 1992-2021, hvor der efter 2000 er forudsat konstante mængder og priser (real). For el kan denne beregningsforudsætning ses af figur 1, mens princippet i beregningen for brændsler er enklere, jf. figur 2.<sup>30</sup>

- 29) Eksempelvis var elprisen 1,44 kr./kWh i 2000 for husholdninger, mens den uden energipolitiske tiltag ville have været 1,35 kr./kWh. For virksomheder er prisforskellen den samme blot ekskl. moms: 0,42 kr./kWh og 0,49 kr. /kWh (tjekkes for industrien).
- 30) Oplysninger om mængder af el og brændsler er taget fra Energistyrelsens Energistatistik (Energistyrelsens hjemmeside). Prisoplysninger for el 1992-2000 er taget fra Dansk Energi (2001): Dansk Elforsyning Statistik 2000, hvor der sondres mellem husholdninger og erhvervskunder (mindre industri). Brændselspriserne er som tidligere nævnt baseret på Energistyrelsen (2001). De anvendte brændselspriser sonderer dog ikke mellem forskellige priser til husholdninger og erhverv. Det betyder isoleret set, at virkningen i husholdninger bliver overvurderet relativt til virkningen i erhvervene.

Figur 2 Forvridningsomkostninger for brændsler



Afgiftssatserne er kraftigt differentierede mellem energi, der på den ene side bruges til procesformål (reducerede satser) og på den anden side husholdninger og rumvarme, der betaler fulde afgiftssatser. Derfor er der beregnet forbrugsændringer særskilt for husholdninger og erhverv opdelt på rumvarme og proces. For at beregne de effektive afgiftssatser for energi til procesformål er der for el og brændsler benyttet en fordeling efter anvendelse.<sup>31</sup>

Virksomheden af afgifterne efter formål er skitseret i tabel 6 nedenfor. Det fremgår at afgifterne har reduceret forbruget af el og brændsler relativt mest for husholdninger og erhvervenes rumvarmebrug – som følge af højere afgiftssatser. Det fremgår endvidere, at reduktionen i procesenergiforbruget har været lavest for brændsler (især kul og fuelolie), da det i størst omfang omfatter tung proces, hvor afgiften er lavest.

31) Der er stor variation i erhvervenes anvendelse af forskellige brændsler og el. Især kul og fuelolie anvendes til tung proces, og betaler derfor de laveste CO<sub>2</sub>-satser, mens el typisk benyttes til let proces. Fjernvarme er overvejende rumvarme. Kilden til fordelingen af anvendelser er industritællingen fra 1996, der også ligger til grund for Regeringens "Evaluering af de grønne afgifter og erhvervene" fra 1999 samt forbrugerundersøgelsen der dækker husholdninger. Efterfølgende er forbruget for serviceerhverv og den offentlige sektor skønnet ud fra kendskabet til det samlede energiforbrug. Endelig er andelen fremskrevet til 2002-niveau, som er anvendt i hele perioden 1992-2021.



Tabel 6 Virkninger af energi- og CO<sub>2</sub>-afgifter

	Husholdn. og rumvarme	Proces- formål	Total
	----- 2002-niveau -----		
El, reduceret forbrug, PJ	-5,1	-3,9	-9,0
El, reduceret forbrug, pct.	-11,0	-4,7	-7,0
El, forbrugsforvridning, mio. kr	470	50	520
Brændsler, reduceret forbrug, PJ	-36,1	-2,3	-38,4
Brændsler, reduceret forbrug, pct.	-19,2	-2,6	-13,8
Brændsler, forbrugsforvridning, mio. kr	1.090	10	1.100
	1992-2021-nutidsværdi, mia. kr.		
El og brændsler, forbrugsforvridning	35,4	1,3	36,7
El og brændsler, miljøvirkning	29,6	8,2	37,8
<b>El og brændsler, total (nettovirkning)</b>	<b>-5,9</b>	<b>7,0</b>	<b>1,1</b>

Anm.: De beregnede pct.-vise ændringer tager udgangspunkt i en situation uden afgifter. Det er beregningsmæssigt antaget, at afgiftssatserne er uændrede frem til 2005 hvorefter de antages at følge inflationsudviklingen (2 pct.). Brændsler inkluderer fuelolie, gasolie, naturgas, kul og fjernvarme.

**Svovlafgiften** adskiller sig fra energi- og CO<sub>2</sub>-afgifterne ved at være en afgift på kraftværkernes målte emissioner. Afgiften på 10 kr/kg SO<sub>2</sub> har siden 1. januar 2000 omfattet alle udledninger. Fra 1996 og til ultimo 1999 omfattede afgiften kun brændsler medgået til varmeproduktion. Centrale kraftvarmeværker har foretaget tilpasninger før ultimo 1999, mens centrale elværker må formodes at have udskudt tilpasninger til ultimo 1999. Svovlafgiften har virket ved at kraftværkerne har benyttet svovlfattigere kul og optimeret røgrensningen, da det gav en direkte økonomisk besparelse. Dette adskiller sig fra opfyldelse af en kvote, hvor kraftværkerne ikke har noget økonomisk incitament til at optimere røgrensningen, når først kvoten er nået.

Det er i beregningerne antaget, at SO<sub>2</sub>-afgiften har haft en virkning svarende til faldet i SO<sub>2</sub>-emissionsfaktoren på de centrale kraftværker *efter* 1998. Dermed antages virkningen fra 2000 at være forskellen mellem 0,42 gram SO<sub>2</sub>/GJ el i 1998 og 0,10 gram SO<sub>2</sub>/GJ el i 2000, jf. tabel 2. Denne forskel multipliceres med den producerede mængde el på de centrale kraftværker, som er antaget at være

konstant fra 2000-21.<sup>32</sup> Fra 2000 og frem er det forudsat, at afgiften giver en årlig SO<sub>2</sub>-reduktion på 26.500 ton. Med en SO<sub>2</sub>-værdi på 35 kr/kg SO<sub>2</sub> giver det en årlig miljøgevinst på 925 mio. kr. Omkostningen for kraftværkerne er beregnet som forbrugsforvridningstabet. Med en afgiftssats på 10 kr/kg SO<sub>2</sub> er det skønsmæssigt vurderet, at de foretagne reduktioner i gennemsnit har kostet kraftværkerne halvdelen af afgiftssatsen, hvilket resulterer i en årlig omkostning på ca. 130 mio. kr.

## 5. Transportafgifter på benzin- og dieslbiler

I Det Økonomiske Råd (2002) blev der foretaget en vurdering af de samfundsøkonomiske virkninger af de eksisterende bilafgifter (anno 2000), jf. tabel III.12.

Bilafgifterne reducerer kørselsomfanget og brændstofforbruget og nedbringer dermed en række eksternaliteter som vejslid, trængsel, støj og ulykker – der alle afhænger af kørselsomfanget – samt luftforurening, som afhænger af brændstofforbruget. Samtidig giver den ændrede adfærd – det reducerede kørselsomfang og brændstofforbrug – anledning til et velfærdstab hos forbrugerne.

Virkningerne af at fjerne samtlige afgifter på benzin- henholdsvis dieslbiler er taget fra Skatteministeriet (2002) samt tilhørende baggrundsnotat, jf. Skatteministeriet (2001). Det er beregningsteknisk antaget, at der sker en sekventiel afvikling af afgifterne: Først brændstofafgiften, herefter vægtafgiften og til sidst fjernes registreringsafgiften. De samlede virkninger for benzinbiler vurderes at være en stigning i antallet af kørte km med knap 40 pct. og en forøgelse af benzinformbruget med henved 65 pct., jf. tabel 7.

De samlede virkninger er baseret på, at alle tre typer af afgifter påvirker bilparkens størrelse, dens sammensætning samt det kørte antal km.

32) Der er set bort fra svovlafgiftens virkninger uden for de centrale kraftværker. Skatteministeriet (2000) vurderer, at den samlede SO<sub>2</sub>-reduktion i 2000 var omtrent det dobbelte, nemlig ca. 52.500 tons.

*Tabel 7 Virkninger af at fjerne alle bilafgifter på benzinbiler*

	<b>Med afgifter</b>	<b>Uden afgifter</b>	<b>Ændring, pct.</b>
Bilbestand, 1000 stk.	1.850	2.494	34,8
Kørsel pr. bil, km.	17.200	17.600	2,2
Kørsel i alt, mia. km.	31,8	43,8	37,8
Brændstoføkonomi, l/100 km.	8,33	9,93	19,1
Brændstofforbrug, mio. l.	2.652	4.352	64,1
Bilpris uden afgifter, kr.	72.000	105.600	46,7
Levetid, år	15	13	-13,3
Nybilsalg, 1000 stk.	123,3	191,8	55,6

Anm.: De pcv.vise ændringer tager udgangspunkt i niveauerne i dag med afgifter. Virkningerne er i 2000-niveau og 2000-prisniveau.

Kilde: Skatteministeriet (2001).

Skatteministeriet har beregnet et samlet forvridningstab på afgifter på benzinbiler på godt 11 mia. kr. Dette dækker bl.a. over et forbrugsforvridningstab for hver af de tre afgiftstyper ved at have færre og mindre biler, som benyttes mindre.<sup>33</sup>

Endvidere er der i velfærdstabet også inkluderet afledte provenuvirkninger, idet de tre afgiftstyper er indbyrdes afhængige. Eksempelvis betyder en (marginal) forøgelse af benzinafgiften, at nogle vil vælge at skille sig af med deres bil og andre vil skifte til en mindre bil. Det vil kun påvirke disse personers velfærd marginalt, mens til gengæld statens afgiftsprovenu reduceres væsentligt pga. det tabte provenu fra registreringsafgiften (og den grønne ejerafgift).<sup>34</sup>

Endvidere bør det fremhæves, at registreringsafgiften antages at forlænge bilernes levetid, idet afgiften især påhviler nye biler, da disse har større afskrivninger end gamle biler. Dette giver et velfærdstab på 1,7 mia. kr. Endelig er der i beregnin-

33) Eksempelvis er det for benzinafgiften vurderet (alt andet lige), at den giver anledning til et reduceret benzinformbrug på 485 mio. liter. Herved er det beregnede forbrugsforvridningstab på omkring 1,2 mia. kr., idet benzinafgiften er 5,09 kr./liter inkl. moms.

34) For eksempelvis benzinafgiften er de afledte provenuvirkninger på registrerings- og vægtafgiften af færre og mindre biler omkring 4,3 mia. kr.

gerne inkluderet en bytteforholdsgevinst (på 2,2 mia. kr.), da registreringsafgiften har bevirket, at bilproducentprisen er lavere i Danmark end i andre lande.

På baggrund af virkningerne af afgifterne, jf. tabel 7, er de forskellige typer eksternaliteter værdisat. For vejslid, trængsel, støj og ulykker er der benyttet beregningspriserne i Trafikministeriet (1997). Det bør dog pointeres, at trængsel er værdisat ud fra omkostningerne til opførelse af nyanlæg. Det ville være bedre i stedet at opgøre velfærdstabene knyttet til det ekstra tidsforbrug ved trængsel. Ideelt set bør det bestemmes ud fra trafikanternes betalingsvillighed til at undgå ventetid. Alternativt kan det dog opgøres som den tabte produktionsværdi.

Beregningspriser vedrørende luftforurening er baseret på COWI (1999), jf. tabel 1. De beregnede emissioner til luften fra benzin- henholdsvis dieslbiler vedrørende CO<sub>2</sub>, SO<sub>2</sub> og NO<sub>x</sub> er baseret på Fenhann (2001), mens emissionsfaktorerne for HC og partikler stammer fra COWI (1999).<sup>35</sup>

## 6. Følsomhedsanalyse

Der er nedenfor foretaget en følsomhedsanalyse af de energipolitiske tiltag (afsnit 3) vedrørende bl.a. diskonteringsrate og værdisætning af CO<sub>2</sub>.

Af tabel 8 fremgår det, at resultaterne især er følsomme over for valg af CO<sub>2</sub>-pris, som er den type udledning, der knytter sig størst usikkerhed til.<sup>36</sup> Eksempelvis for privat- og elværksejede vindmøller er der en betydelig forskel, idet der med en lavere CO<sub>2</sub>-pris på 47 kr. pr. ton er et nettotab på knap 18 mia. kr. sammenholdt med et nettotab på knap 5 mia. kr. (begge ved en diskonteringsrate på 6 pct.).

Også valg af diskonteringsrate har stor betydning for resultatet. Med en rate på 3 pct. forbedres den samfundsøkonomiske rentabilitet eksempelvis for vindmøller under et fra et underskud på knap 4 mia. kr. til et overskud på godt 1 mia. kr. (ved en CO<sub>2</sub>-pris på 270 kr. pr. ton).

35) For NO<sub>x</sub> er der foretaget en lineær interpolation mellem 1999- og 2005 emissionsfaktorerne, jf. Fenhann (2001). For HC og partikler er der anvendt et simpelt gennemsnit mellem land og by, hvilket overvurderer beregningsprisen, da størstedelen af kørselsomfanget finder sted uden for byerne. For HC og partikler er det endvidere lagt til grund at 70 pct. af bilerne har katalysator.

36) Denne observation er naturligvis afhængig af de specifikt valgte alternative værdier.

Som følge af usikkerheden, der knytter sig til CO<sub>2</sub>-beregningsprisen, er der i tabel 8 også anført skyggepriser for CO<sub>2</sub>. Skyggeprisen er den pris på CO<sub>2</sub>, der medfører, at tiltagene netop kommer ud med en nutidsværdi på nul. For vindmøller og decentral kraftvarme er skyggeprisen på 310-370 kr. pr. ton alt andet lige. Der er her ikke foretaget følsomhedsberegninger for andre typer emissioner.<sup>37</sup>

### **Eloverløb**

Hidtil er det antaget, at strøm produceret på vindmøller har samme værdi som anden elproduktion. I Energistyrelsen (2002) behandles eloverløbs-problematikken, der har en fysisk og en økonomisk side. Fysisk eloverløb betyder, at elproduktionen ikke kan udnyttes fuldt ud, da vindmøller undertiden producerer mere el, end det eksisterende elnet kan udnytte. Økonomisk eloverløb knytter sig til, at elproduktionen fra vindmøller ikke kan planlægges og dermed generelt ikke bliver produceret, når der er mest behov for det, dvs. når markedsprisen er høj. Det vurderes, at økonomisk eloverløb er klart det væsentligste af de to former.

Som et regneeksempel, der kan indikere følsomheden i resultaterne af vindmølleudbygningen, antages det skønsmæssigt, at elproduktionen på referenceværket kun fortrænges med 90 pct. af vindmøllestrømmen. Herved reduceres nettofordelen for privat- og elværksejede vindmøller fra et underskud på knap 5 mia. kr. i nutidsværdi til et underskud på ca. 8 mia. kr. Dette er en følge af mindre miljøfordel og lavere brændselsbesparelse. Dette eksperiment kan opfattes som en kombination af et fysisk eloverløb, samt et økonomisk eloverløb – eksempelvis som følge af bunden elproduktion på centrale kraftvarmeværker, hvor den ekstra elproduktion fra vindmøller ikke har en alternativ anvendelse (som følge af restriktioner på eksportmængden eller en meget lav eksportpris).

37) Af tabel 4 og 5 kan miljøværdien, som ikke skyldes CO<sub>2</sub>, dog aflæses. Derved muliggør tabellerne en følsomhedsberegning af ændrede beregningspriser for de andre emissioner under et.

Tabel 8 Følsomhedsanalyse af energipolitiske tiltag, 2002-nutidsværdi

	3 pct.		6 pct.		Skygge- pris
	47 kr/ton	270 kr/ton	47 kr/ton	270 kr/ton	
	----- Mia. kr. -----				Kr. pr. ton CO <sub>2</sub>
Røgrensningsanlæg (SO <sub>2</sub> og NO <sub>x</sub> ) og svovlfattigere kul	99,7	99,7	92,7	92,7	•
Decentral kraftvarme	-12,6	-1,9	-14,7	-4,7	372
Privat vindmølleudb. på land	-10,4	0,1	-13,1	-4,0	368
Elværkers vindmølleudbygning på land og på havet	-3,3	1,3	-4,5	-0,7	310
Biomasseanvendelse	-8,8	-4,6	-8,0	-4,6	566
Tilskud til vedvarende energi	-5,8	-5,0	-5,5	-4,8	1.849
Tilslutningstilskud til kraftvarme	-0,8	-0,4	-1,0	-0,7	721
Omstilling af ældre boliger til kraftvarme	-4,2	-3,4	-4,8	-4,1	1.664
Elvarmekonvertering	-1,7	-0,5	-2,0	-1,0	512
Tilskud til erhverv	2,8	9,1	-0,7	4,6	75
Tilskud til CO <sub>2</sub> -afgift (aftaleordning)	1,4	3,6	0,7	2,3	-44
Bygningsmærkning	-9,2	-7,8	-8,4	-7,3	1.817
<b>Energipolitiske tiltag i alt</b>	<b>47,2</b>	<b>90,4</b>	<b>30,7</b>	<b>67,7</b>	<b>•</b>

Anm.: For røgrensning giver det ikke meget mening at beregne skyggeprisen, da tiltaget ikke har til formål at reducere CO<sub>2</sub>. Tallene er i 2002-prisniveau og nutidsværdien er opgjort i 2002.

Kilde: Energistyrelsen (2001) og egne beregninger.

Det bør også nævnes, at der i beregningerne ikke er taget hensyn til netforstærkninger på land som følge af vindmølleudbygningen, der ofte forekommer i tyndt befolkede områder. En del af disse netforstærkninger skulle være foretaget alligevel, men på et senere tidspunkt (hvilket dog har en rentevirkning). Det er derfor vanskeligt at skønne over den sande meromkostning til netforstærkning som følge af vindmølleudbygning.

### **Brændselsprisforudsætninger**

Som nævnt er det lagt til grund, at brændselspriserne udvikler sig, som antaget i Energistyrelsen (2001), hvilket overvejende er baseret på Energistyrelsens egen 1999-brændselsprisforudsætning (med undtagelse af halm og træpiller, hvor der i Energistyrelsen (2001) er anvendt markedspriser).

Det er undersøgt, hvordan resultaterne af de energipolitiske tiltag påvirkes, hvis der i stedet benyttes de opdaterede brændselsprisforudsætninger fra 2001, jf. Energistyrelsen (2001b). I forhold til Energistyrelsen (2001) er priserne for kul, fuelolie, gasolie og naturgas ændret.

Resultatet er, at det for alle de energipolitiske tiltag i tabel 4 og 5 giver en beskedent reduktion i brændselsbesparelsen og dermed reduktion i nettofordelen ved tiltagene på 0,3 mia. kr.

For decentral kraftvarme er der dog tale om en forøgelse af brændselsbesparelsen på ca. 1,5 mia. kr., mens der for alle de resterende tiltag er der tale om små reduktioner i omkostningsbesparelsen, der ikke betyder noget væsentligt for konklusionen. Eksempelvis bliver samfundsøkonomien ved vindmøllerne med de nye prisforudsætninger forværret med 0,2 mia. kr.

### **Fortrængning af elproduktionskapacitet**

Det er i beregningerne forudsat, at der er rigelig elkapacitet i Danmark. Derfor antages elproduktionen fra vindmøller og decentral kraftvarme alene at spare omkostninger til brændsler på kraftværkerne.

Det er nedenfor undersøgt, hvad det vil betyde, hvis det i stedet antages, at der blev mangel på elkapacitet fra 2010 og frem til 2021. I den situation er det rimeligt at forudsætte, at vindmøller mv. sparer investeringsomkostninger til opførelse af ny elkapacitet.

Dette kan gøres på to måder. En måde er at beregne de sparede investerings- og driftsomkostninger på et nyt (hypotetisk) værk. Dette blev gjort i Munksgaard mfl. (1995), hvor der blev taget hensyn til, at vindmøller kræver en back-up-kapacitet samt skønnet, at vindmøller fortrænger 20 pct. af kapaciteten. Resultatet var en sparet omkostning ved vindmøller på et naturgasbaseret referenceværk på 6-7 øre/kWh (2002-priser) ekskl. brændselsbesparelser.

En anden måde – som er anvendt her – er i stedet at benytte markedsprisen på el. I tabel 9 fremgår det, at den samfundsøkonomiske værdi af de privat- og

elværksejede vindmøller herved forøges med godt 2 mia. kr. ved en international elpris i forhold til antagelsen om, at produktionen kun sparer brændsler. Som følge af elliberaliseringen og den nordiske elbørs Nordpool er det naturligt at benytte denne pris i det omfang, der måtte komme mangel på kapacitet.<sup>38</sup>

Anvendes alternativt en højere elpris som svarer til den forventede elpris på kraftværkerne i fravær af elreformen og Nordpool kommer vindmøllerne ud med et samfundsøkonomisk overskud, jf. alternativ B i tabellen.

*Tabel 9 Følsomhedsanalyse vedrørende fortrængning af elkapacitet fra 2010-21, 2002-nutidsværdi*

	Privatejede vindmøller	Elværks-ejede vindmøller	Decentral kraftvarme
	----- Mia. Kr. -----		
Benchmark: Brændselsbesparelser	-4,0	-0,7	-4,7
Alternativ A: International elpris	-2,6	0,0	-3,0
Alternativ B: Dansk elpris	-0,8	1,0	-0,7

Anm.: Som mål for den internationale markedspris på el er skønnet fra udarbejdelsen af elreformen benyttet, jf. også Energistyrelsen (2001). Denne er i 2010 godt 23 øre pr. kWh i 2002-priser. Det er antaget, at prisen frem til 2021 er konstant på dette niveau. Elprisen i alternativ B er taget fra Energistyrelsen (2001) og er konstant 32 øre pr. kWh i 2002-priser i perioden 2010-21. Til sammenligning er brændselsomkostningen på de centrale kraftværker 17 øre/kWh. Alle priser er her ekskl. nettoafgiftsfaktoren.

Kilde: Energistyrelsen (2001) og egne beregninger.

### **Lavere fremtidige emissioner**

Det er yderst sandsynligt, at den el, som vindmøller mv. vil fortrænge i fremtiden, vil være renere, end den er i dag (som angivet i tabel 2 vedrørende et gennemsnitligt centralt kraftværk).

Hvis det antages – som i Energistyrelsens 1999-brændselsprisforudsætninger – at det fra 2010 er et naturgasbaseret værk (combined cycle anlæg), der bliver det marginale værk, reduceres CO<sub>2</sub>- og SO<sub>2</sub>- emissionerne i forhold til i dag.

38) Antagelsen foretaget af AKF (1995) giver omtrent samme resultat.



I tabel 10 er det alene værdien af lavere CO<sub>2</sub>-emissioner, der er taget med. Herved indregnes ikke de fulde konsekvenser af den ændrede antagelse. For vindmøller bliver den fortrængte elproduktion mere miljøvenlig, og miljøfordelen ved vindmøllerne reduceres med 2 mia. kr.

For de tre havvindmølleparker ligger en relativt større del af elproduktionen efter 2010, hvormed dette tiltag er mere afhængig af antagelsen om fremtidige emissioner. Havvindmøllernes samfundsøkonomiske værdi reduceres fra 1,7 mia. kr. til 0,7 mia. kr. med den ændrede forudsætning om CO<sub>2</sub>-emissioner.

*Tabel 10 Følsomhedsanalyse vedrørende fremtidige CO<sub>2</sub>-emissioner fra 2010-21, 2002-nutidsværdi*

	Privatejede vindmøller	Elværks- ejede vindmøller	Decentral kraftvarme
	----- Mia. kr. -----		
Benchmark: Gennemsnitligt kraftværk anno 2000	-4,0	-0,7	-4,7
Alternativ: Naturgasværk fra 2010	-5,3	-1,4	-6,4

Anm.: Forskellen i de to antagelser vedrører alene perioden 2010-21, hvor CO<sub>2</sub>-emissionen i det alternative scenarie er 111 gram/GJ i overensstemmelse med antagelserne i Energistyrelsen (1999) – og dermed kun omkring halvt så store som i benchmark, jf. tabel 2. Dette svarer til, at den marginale elproduktionsenhed på sigt bliver et naturgasbaseret værk (combined cycle-anlæg). Der er i beregningen ikke taget hensyn til, at også SO<sub>2</sub> herved reduceres kraftigt.

Kilde: Energistyrelsen (1999) og egne beregninger.

## 7. Sammenfatning

De præsenterede cost-benefit-analyser af den danske miljø- og energipolitik afspejler en række forudsætninger og antagelser, som i sagens natur er usikre. Følsomhedsanalyser kan afdække betydningen af usikkerhed, og derfor har der i dette arbejdsrapport været fokuseret på følsomhedsanalyser.

Det er ikke overraskende, at en halvering af diskonteringsraten fra 6 til 3 pct. får investeringstiltagene til at blive mere gunstige, og det afspejler vigtigheden af fastlæggelsen af denne størrelse.

Der kan argumenteres for, at antagelsen om, at der er overskudskapacitet i det danske elsystem i slutningen af perioden, der går til 2021, er urealistisk. Antages i stedet, at overkapaciteten forsvinder i 2010, bliver vindmøller og decentral kraftvarme mere gunstige tiltag. I modsatte retning trækker, at den nye kapacitet, der må forventes opført i Danmark, forurener mindre end et gennemsnitligt værk i dag. Antages, at der opføres et naturgasbaseret værk (combined cycle-anlæg), som bliver det marginale anlæg, betyder dette særskilt en forværring af samfundsøkonomien i vindmøller og decentral kraftvarme.

## 8. Referencer

Bovenberg, L. (1999): Green Tax Reforms and the Double Dividend: an Updated Reader's Guide. *International Tax and Public Finance*, 6 (3), pp. 421-443.

Cowi (1997): Samfundsøkonomisk omkostningseffektivitet i transportsektoren. Arbejdsrapport nr. 1. Trafikministeriet, København.

COWI (1999): *Værdisætning af trafikens eksterne omkostninger. Luftforurening*. Udkast. Trafikministeriet, København.

Det Økonomiske Råd (1996): *Dansk Økonomi, forår 1996*. København.

Energistyrelsen (2000): Energistyrelsens tilskudsordninger – beskrivelser og vurderinger, Februar 2000. København.

Energistyrelsen (2001): *Omkostninger og miljøgevinster*. København.

Energistyrelsen (2001b): *Opdatering af brændselsprisforudsætninger fra juni 1999, januar 2001*. København.

Fankhauser, S. (1994): The Social Cost of Greenhouse Gas Emissions: An Expected Value Approach. *Energy Journal*, 15, 2, pp. 157-184.

Fenhann, J. (2001): *Denmark's Greenhouse Gas Projections until 2012*. Risø National Laboratory, Risø.

Finansministeriet (1999): *Vejledning i udarbejdelse af samfundsøkonomiske konsekvensvurderinger*. København.

Finansministeriet, Erhvervsministeriet, Miljø- og Energiministeriet, Skatteministeriet og Økonomiministeriet (2001): *Miljøpolitikens fordele og omkostninger*. København.

Kidholm, K. (1995): *Estimation af betalingsvilje for forebyggelse af personskader ved trafikulykker*. Center for Helseforskning og Socialpolitik, Odense Universitet.

Laibson, D. (1998): Life-Cycle Consumption and Hyperbolic Discount Functions. *European Economic Review*, 42 (3-5), pp. 861-71.

Madsen, A. D. og L. H. Pedersen (2001): Velfærdseffekter ved skattesænkninger i DREAM. *Nationaløkonomisk Tidsskrift*, 139 (3), s. 298-315.

Munksgaard, J., R. M. Pedersen, og J. Rahbæk Pedersen (1995): Samfundsmæssig værdi af vindkraft. Delrapport 1: Snæver samfundsøkonomisk vurdering. AKF Forlaget, København.

Møller, F. (1989): *Samfundsøkonomisk Projektvurdering*. Finansministeriet, København.

Møller, F., S. P. Andersen, P. Grau, H. Huusom, T. Madsen, J. Nielsen og L. Strandmark (2000): *Samfundsøkonomisk vurdering af miljøprojekter*. Danmarks Miljøundersøgelser, Miljøstyrelsen og Skov- og Naturstyrelsen, København.

Schleisner, L. og P. S. Nielsen (1997): *ExternE National Implementation Denmark*. The European Commission, Bruxelles.

Skatteministeriet (2000): *Tilpasningsomkostninger ved energiafgifter mv.* København.

Skatteministeriet (2001): *Notat om virkningerne af afgifterne på trafik*. København.

Skatteministeriet (2002): *Afgifter og eksterne effekter*. København.

Trafikministeriet (1997): Samfundsøkonomisk omkostningseffektivitet i transportsektoren. Arbejdsrapport 1. Dokumentation til hovedrapport: CO<sub>2</sub>-reduktioner i transportsektoren. København.

Økonomiministeriet (2000): *Et bæredygtigt pensionssystem*. København.

Weitzman, Martin L. (1998) : Why the Far-Distant Future Should Be Discounted at Its Lowest Possible Rate. *Journal of Environmental Economics and Management*, 36 (3), pp. 201-8.