

Valg af styringsinstrumenter i miljø- og naturpolitikken

Kendskab til egenskaber ved forskellige styringsinstrumenter er vigtig, når der skal vælges instrumenter til at realisere målsætninger på miljø- og naturområdet. Ud fra en økonomisk model, som beskriver forbrugernes og producenternes adfærdscendringer ved regulering, kan der opnås indsigt i fordele og ulemper ved forskellige styringsinstrumenter. Disse egenskaber kan vurderes i forhold en række kriterier. Rangordning af styringsinstrumenter afhænger både af miljø- og naturproblemets karakteristika og af vægtning af disse kriterier.



Jørgen Birk Mortensen,
lektor, Økonomisk Institut,
Københavns Universitet
Medlem af Det Økonomiske
Råds formandskab

Indledning

Reguleringsindgreb for at reducere skader knyttet til forurening har en lang tradition i Danmark. I 1850'erne indførtes sundhedsvedtægter i en række større byer f.eks. København, som stillede krav om, at økonomiske aktiviteter, som man anså for sundhedsskadelige, blev flyttet uden for byens centrum.

Denne første fase i miljøregulerings udvikling var kendetegnet ved direkte regulering også kaldet administrativ eller juridisk regulering. I forbindelse med den mere omfattende politiske interesse for miljøproblemer i 1970'erne blev denne tradition for regulering fortsat. Problemer som høje omkostninger og manglende fleksibilitet knyttet til denne form for regulering blev synlige, efterhånden som reguleringen kom til at omfatte flere erhverv og specielt erhverv med mange producenter. I U.S.A. blev det i en række studier påvist, at der var betyde-

lige forskelle i omkostningerne knyttet til forskellige styringsinstrumenter for at nå et givet miljømål (Se Tietenberg. (1990)). Det Økonomiske Råd (1995) påviste i en modelbaseret beregning, at omkostningerne ved at nå de nationale CO₂-reduktionsmål ville være 6-7 gange større ved brug af direkte regulering, hvor man reducerede med samme procent i alle sektorer, end hvis en ensartet CO₂-afgift blev anvendt.

Det blev så starten på en ny fase, hvor markedsbaseret regulering eller økonomiske styringsinstrumenter blev forsøgt indført i større omfang. De økonomiske styringsinstrumenter var attraktive, når et stort antal forurenere skulle reguleres, men gav også anledning til problemer, hvis et stort antal stoffer skulle reguleres, hvilket stillede store krav til reguleringskapaciteten. Endvidere gav brug af økonomiske styringsinstrumenter anledning til betydelig politisk modstand fra dem, der skulle reguleres og tidligere også fra en række grønne organisationer.

Der er imidlertid problemer ved anvendelse både af direkte og indirekte styringsinstrumenter, i tilfælde, hvor udledninger fra de enkelte forurenere ikke kan måles eller kontrolleres. Man kan hverken sætte et loft over udledningen eller benytte den udledte mængde som grundlag for miljøafgifter. Krav om teknologi eller beskatning af input eller output kan dog være en mulighed.

Det har givet anledning til en tredje fase (se Tietenberg 1999), hvor man regulerer ved tilveje-

bringelse af information. Denne »bløde« form har været anvendt i mange år, specielt som supplement for andre reguleringsinstrumenter, hvor reguleringsmyndigheden informerede producenter og forbrugere om hensigtsmæssig miljøadfærd. Noget nyt er systematisk at udnytte information fra dem, der frembringer forureningen som led i reguleringskontrol og håndhævelse.

I denne artikel diskuteres baggrunden for miljøregulering, kriterier for valg af styringsinstrumenter og egenskaber ved en række udvalgte styringsinstrumenter.

Økonomiske forklaringer på uhensigtsmæssig adfærd i forhold til miljø- og natur

Miljø- og ressourceproblemer er hyppigt kendetegnet ved forhold, som bevirker, at markedssystemet fungerer uheldigt. For at markedssystemet skal fungere, må de nødvendige markeder rent faktisk eksistere og fungere godt. Dette kræver f.eks., at der eksisterer markeder for affaldsprodukter og markeder for fremtidige leverancer, der kan afstemme planer med langsigtede konsekvenser, hvilket kun sjældent er tilfældet. Endvidere er natur- og miljøområdet præget af kollektive goder og eksterne effekter. Begge fænomener giver som bekendt problemer for markedssystemets evne til at frembringe ønskværdige tilstande. En smuk natur er et kollektivt gode, hvor en persons forbrug ikke reducerer andre personers muligheder for forbrug af samme gode, når man ser bort fra trængsel og nedslidning. I et markedssystem er det vanskeligt at få information om borgernes vurdering af kollektive goder og dermed sikre, at man frembringer dem i rette omfang. For den enkelte vil der være et incitament til ikke at afsløre sin interesse i disse goder, idet man dermed håber at komme til at betale en mindre andel af omkostningerne ved at frembringe goderne.

Eksterne effekter foreligger, når en producent eller forbruger ved sine handlinger påvirker andre producenters eller forbrugeres produktions- eller forbrugsmuligheder uden om markedssystemet. Eksterne effekter kan have både negative og positive konsekvenser for dem, som påvirkes heraf. Forurening er det væsentligste eksempel på en negativ ekstern effekt. Det er ofte vanskeligt at opkræve betaling for sådanne effekter, og der opstår derfor ikke et marked. Når der ikke opkræves betaling for eksterne effekter, vil disse ikke afspejles i

omkostninger og priser, og en række beslutninger vil derfor blive taget på forkert grundlag.

Manglende specifikation af ejendomsret eller kollektiv – gode – karakteren af mange miljøgoder kan være baggrunden for, at et passende marked ikke opstår eller kan fungere på sædvanlig vis. På miljø- og ressourceområdet er der derfor en række argumenter for en eller anden form for offentlig indgreb for at korrigere tilstanden. Manglende prissætning af miljøgoder og miljøskader og dermed manglende krav om betaling kan ofte opfattes som grunden til, at en række uhensigtsmæssige beslutninger tages. Det viser sig f.eks. i form af overudnyttelse af de ydelser, som miljøet eller naturen stiller gratis til rådighed for det økonomiske system, eller i form af forringelser af naturkapitalen. Det er derfor en oplagt ide i miljøpolitikken at forsøge at korrigere markedssystemet, f.eks. ved at indføre en passende form for prissætning og evt. betaling på goder og effekter, som ikke hidtil har været prissat. På denne måde kommer disse effekter til at indgå i beslutningstagernes overvejelser.

Er regulering nødvendig?

Markedsfejl knyttet til miljø- og ressourceproblemer giver et argument for offentlig intervention. Man kan spørge, om problemerne kan håndteres af de implicerede parter via forhandling uden, at det offentlige inddrages. I relation til denne diskussion henvises ofte til Coase-sætning. En fortolkning af denne er, at i en verden uden transaktionsomkostninger og med veldefinerede ejendomsrettigheder, dvs. enten ret til at udlede forurening eller ret til et rent miljø, og iøvrigt ideelle markedsforhold, vil de involverede forurenere og forureningsramte forhandle sig frem til den samfundsmæssige efficiente miljøtilstand. Dette resultat vil nås, uanset hvordan (miljø)rettighederne initialt er fordelt. Specielt forudsætningen om, at der ikke findes transaktionsomkostninger, forkommer urealistisk i forbindelse med de fleste miljøproblemer. Der er som regel mange skadelidte, hvis organisering vil give anledning til betydelige transaktionsomkostninger. Endvidere kan man indvende, at selvom der er mulighed for en gevinst ved samarbejde, som parterne kan fordele mellem sig, kan der være uenighed om, hvordan gevinsten skal fordeles, og dette kan blokere for en løsning. En indsigt fra Coase-sætningen er dog, at såfremt der er transaktionsomkostninger, vil den initiale fordeling af rettigheder få betydning for for-

handlingsresultatet – ikke blot for de indkomstfordelingseffekter, der er knyttet til forskellige initialfordelinger.

Princippet om at forureneren betaler

Princippet om at forureneren betaler blev vedtaget i 1972 i Stockholm af OECD-landene og er efterfølgende indført i en række landes miljølovgivning. Der er dog uklarhed omkring fortolkningen af dette princip. Sædvanligvis fortolker man princippet således, at forureneren skal betale omkostningerne ved at bringe forureningen ned til et ønsket niveau, som fastsættes af reguleringsmyndigheden (renseomkostningerne). Det har også været foreslået, at forureneren skal betale omkostningerne ved administration, kontrol og håndhævelse af miljøreguleringen. Uanset om dette er tilfældet eller ej, er det karakteristisk, at forureneren bliver tildelt en ret til at forurene op til et fastsat niveau. Dette sker uden, at forureneren skal betale kompensation for de skadevirkninger, der er knyttet til den tilladte forurening. Forurening op til den fastsatte grænse er gratis for forureneren.

Miljøregulering ved hjælp af afgifter eller omsættelige forureningsrettigheder, hvor rettighederne sælges via en auktion, bygger på en anden fortolkning af princippet om, at forureneren skal betale. Ved disse reguleringsformer kommer forureneren til at betale både renseomkostninger og afgifter for det tilbageværende forureningsomfang. Dette er en strengere, men måske også mere naturlig fortolkning af princippet om, at forureneren betaler. Ved overgang fra direkte regulering til brug af økonomiske styringsinstrumenter kan der således ske et væsentlig ændring i fordelingen af rettigheder til at forurene. Dette er en del af forklaringen på modstanden fra erhvervenes side mod brug af økonomiske styringsinstrumenter.

I forbindelse med ønsker om at forbedre naturkvalitet, f.eks. reetablering af en tidligere naturtilstand eller at anvende en traditionel driftsform i landbruget, som vil være underskudsgivende for landmanden, rejses ofte diskussionen, om samfundet skal betale private lodsejere for at tilvejebringe sådanne naturtydelser. En sådan betaling for tilvejebringelse af naturværdier kan siges at afspejle et princip, der er symmetrisk med princippet om, at forureneren betaler.

Kriterier for valg af styringsinstrument

I den politiske debat om valg af styringsinstrument indgår en række kriterier til vurdering af egenskaber ved forskellige styringsinstrumenter. Mest oplagt er naturligvis, hvorvidt styringsinstrumentet faktisk kan ændre tilstanden i ønsket retning og realisere målsætningen. Endvidere har der i de senere år været stigende interesse for, om målsætningen realiseres med de lavest mulige samfundsmæssige omkostninger.

I rapporten fra Det Økonomiske Råd (1995) findes en tabel, som sammenfatter og vurderer forskellige styringsinstrumenters egenskaber i forhold til følgende kriterier:

- Kan målsætningen realiseres.
- Minimeres de samfundsmæssige omkostninger ved reguleringen.
- Tilskynder instrumentet til at udvikle og introducere bedre og renere teknologi.
- Er instrumentet effektivt under ekstreme forhold.
- Øges virksomhedernes omkostninger i gennemsnit, sammenlignet med direkte regulering, hvis provenuet ikke tilbagebetales.
- Øges virksomhedernes omkostninger i gennemsnit, sammenlignet med direkte regulering, hvis provenuet tilbagebetales.

En væsentlig indsigt fra tabellen er, at der ikke findes nogen entydig rangordning af instrumenter. Rangordning afhænger af vægtning af kriterier og omstændigheder ved reguleringen.

Egenskaber ved en række udvalgte styringsinstrumenter

Valg af styringsinstrument analyseres sædvanligvis i miljøøkonomi ved opstilling af en reguleringsmodel, som beskriver adfærd for de implicerede agenter og muliggør en analyse af konsekvenser af, at forskellige styringsinstrumenter introduceres. Herved opnås indsigt i egenskaber knyttet til de forskellige instrumenter, og disse kan så sammenholdes med de kriterier for valg af styringsinstrument, som er væsentlige i den politiske debat, f.eks. sikkerhed i reguleringen eller de samlede omkostninger ved at nå et givet miljømål.

Styringsmidler inddeles sædvanligvis i to hovedgrupper:

1. Direkte regulering

Direkte regulering – den traditionelle form for regu-

lering – er kendetegnet ved, at reguleringsmyndigheden i omfattende grad fastsætter mængdemæssige og fysiske forhold i relation til forurenernes miljøpåvirkning.

Reguleringsmyndigheden indsamler den nødvendige information til at afgøre hvilke fysiske handlinger, der er nødvendige for at reducere forureningsproblemet. Dernæst påbyder reguleringsmyndigheden forurenere at gennemføre de nødvendige fysiske tiltag. I denne form for styring er reguleringsmyndigheden som regel meget præcis i sine krav over for forurenere. Der kan stilles krav om brug af en bestemt teknologi i produktionen, investering i specielt forureningsreducerende udstyr, overholdelse af grænser for udledning af bestemte stoffer, eller koncentrationen i udledningen. I praksis er denne form for regulering ofte kendetegnet ved, at der er forskel i krav til eksisterende virksomheder og til nye virksomheder. Systemet suppleres med et straffe- og bødesystem, hvis forurenere afsløres i ikke at leve op til kravene.

En væsentlig fordel ved direkte regulering er den sikkerhed, systemet giver, hvis reguleringen kan kontrolleres og håndhæves. Kravene til information hos reguleringsmyndigheden herunder kendskab til tekniske muligheder er imidlertid store.

En afgørende ulempe ved direkte regulering er, at omkostningerne ved at nå miljømålet ofte er væsentlig større end ved brug af den omkostningsminimerende regulering.

2. Indirekte regulering eller incitaments regulering

Ved indirekte regulering forsøger man at ændre de økonomiske rammer omkring forurenernes adfærd, således at der skabes tilskyndelse til en miljømæssig ønskværdig adfærd. Eksempler på nogle hovedtyper af styringsinstrumenter er:

- Afgifter
- Subsidier
- Pant – kombination af afgift og subsidie
- Omsættelige forureningsstilladelser
- Erstatningsansvar

Disse styringsinstrumenter skal beskrives i det følgende.

Miljøafgifter

En virksomhed, som ønsker at minimere sine omkostninger, vil ved introduktion af miljøafgifter sammenligne sine marginale renseomkostninger

med afgiften. Er de marginale renseomkostninger lavere end miljøafgiften, vil virksomheden kunne opnå en gevinst ved at øge renseindsatsen. Omvendt for en virksomhed med renseomkostninger der er højere end afgiften. På denne måde kommer renseindsatsen til at foregå, hvor omkostningerne er lavest, og samfundets samlede omkostninger til rensning minimeres derved.

På lidt længere sigt skaber miljøafgifter tilskyndelse til at udvikle og indføre ny teknologi. Investeringer i renere teknologi belønnes med et afkast i form af reduceret skat. Endvidere vil miljøafgifter på grund af ændring i de relative priser forskyde efterspørgslen over mod mere miljøvenlige varer og har derfor endnu en langsigtet struktureffekt.

En vanskelighed i forbindelse med miljøafgifter er fastsættelsen af den skatterate, der frembringer den ønskede renseaktivitet. Såfremt reguleringsmyndigheden ikke har den fornødne information, kan en skatterate, der efterfølgende korrigeres, anvendes. Uforudsete ændringer i den fremtidige skatterate kan dog føre til forkerte investeringer i virksomhederne.

Subsidier

Subsidier til nedbringelse af forurening er et alternativ til miljøafgifter. Når der ydes tilskud til nedbringelse af forurening, skabes tilskyndelse til, at virksomheden reducerer sin forurening til det niveau, hvor de marginale renseomkostninger svarer til subsidiet. Argumenter mod subsidier er, at man ikke får den nedgang af forureningsintensive varer, som en højere pris på disse ville fremkalde, og at subsidier skal finansieres af forvridende skatter.

Pantsystemer

Et pantsystem kan opfattes som en kombination af en miljøafgift, som betales ved erhvervelsen af et gode, og et subsidie, som udbetales, når godet efter brug tilbageleveres på et hensigtsmæssigt sted. Afgiften i et pantsystem kan have samme størrelse som subsidiet, men dette behøver ikke at være tilfældet. Afgiften kan afspejle de samfundsmæssige omkostninger ved produktion og transport. Subsidiet kan afspejle de omkostninger, som samfundet sparer ved, at godet ikke bortkastes på vilkårlige steder i naturen.

Omsættelige forureningsstilladelser

Reguleringsmyndigheden fastlægger det samlede

maksimalt forureningsomfang og udsteder et antal forureningsstilladelser, som svarer til dette omfang. For at udlede forurenende stoffer kræves tilladelser. Tilladelse fordeles mellem relevante virksomheder enten på samme måde som ved direkte regulering eller sælges på en auktion. Omsætteligheden vil medføre, at der ved handel dannes en markedspris på tilladelse. For virksomheder med høje marginale renseomkostninger vil det være fordelagtigt at købe tilladelse, og for virksomheder med lave renseomkostninger vil det være fordelagtigt at rense og sælge tilladelse. På denne måde kommer renseaktiviteterne på samme måde som ved miljøafgifter til at foregå, hvor renseomkostningerne er lavest, og de samlede omkostninger for samfundet minimeres. Den omkostningsminimerende fordeling af renseaktivitet fremkommer uafhængig af startfordelingen af forureningsrettigheder, når der ikke findes markedsmagt på forureningsstilladelsesmarkedet.

I U.S.A har man erfaringer med omsættelige forureningsstilladelser. Disse viser, at der i en række tilfælde har været omfattende omkostningsbesparelser ved at gøre forureningsstilladelse omsættelige, hvilket bl. a. har gjort det politisk muligt at stramme miljøreguleringen. Der er dog også eksempler på, at handlen med rettigheder har været mindre end forventet. I sådanne tilfælde har gevinsterne været beskedne, og systemet har virket næsten som den traditionelle direkte regulering med kvoter, som ikke kan omsættes. I Europa er der stigende interesse for at introducere omsættelige forureningsstilladelser. I Danmark har man indført omsættelige CO₂-udledningsrettigheder for kraftværkerne, og EU arbejder med planer for europæisk marked for sådanne omsættelige rettigheder.

Erstatningsansvar

Regulering kan også foregå via regler, der pålægger juridisk erstatningsansvar for skader fremkaldt af forurenende adfærd. Muligheden for at blive pålagt erstatningsansvar skaber incitament, der påvirker forureners adfærd. Forureneren betaler først for forurening, når skaden er indtrådt.

I forbindelse med forskellige typer juridisk erstatningsansvar kan man undersøge om sådanne regler skaber efficient adfærd, og hvordan de skal indrettes for at sikre noget sådant (Segerson (1996)). Forureneren kan pålægges erstatningsansvar for skaderne, uanset hvor omhyggelig han har

været i den forurenende aktivitet, eller kun hvis han ikke har levet op til en standard for passende omhu. Endvidere kan der stilles krav til de skaderamte om at bidrage til, at formindske skaderne – en sådan adfærd kan være en væsentlig del af forsøgene på at reducere skadevirkningerne. Væsentlige problemer i forbindelse med miljøregulering ved anvendelse af erstatningsansvar er knyttet til, at der ofte er en væsentlig tidsforskel mellem udledning af de forurenende stoffer og til det tidspunkt, hvor skaden kan konstateres, samt vanskeligheder med at bevise årsagssammenhængen.

Anvendelse af erstatningsansvar som reguleringsinstrument er måske mest oplagt ved stokastiske forureningsproblemer, dvs. når skaden har karakter af uheld.

Miljøforsikringer

Ved miljøskader, der har karakter af uheld, kan et forsikringsystem være hensigtsmæssigt, dels for at sikre, at skadesomkostningerne faktisk bliver betalt – at den forurenende virksomhed ikke blot bliver lukket og det offentlige kommer til at betale.

Ved et miljøforsikringssystem er det væsentligt, at indretningen sikrer et efficient udfald, dvs. at virksomheden får et passende incitament til at reducere risikoen for, at miljøskaden indtræder, og at denne bliver så lille som muligt. Dette kan sikres, hvis forsikringsselskabet konkret vurderer de enkelte virksomheder og belønner tiltag, der reducerer risikoen med præmienedsættelse.

Mere komplekse styringsproblemer

I gennemgangen af de udvalgte styringsinstrumenter er der ikke taget hensyn til, at skadevirkning af forurening ofte afhænger af udledningssted.

Befolkningstæthed og særligt følsomme naturområder m.v. kan være baggrunden for en sådan afhængighed, som vil gøre hensigtsmæssig brug af disse styringsinstrumenter væsentlig mere kompliceret. Endvidere er en række udledninger kendetegnet ved, at udledningen fra den enkelte virksomhed ikke direkte kan måles og kontrolleres. Et eksempel er landbrugets kvælstofstab og nedsvivning. Effekten i et område kan konstateres i vandløb og fjorde, men, det er ikke muligt at henføre andele til de enkelte landbrug. Lars Gårn Hansen (1999) har foreslået et pantsystem for kvælstof, hvor kvælstof i landbrugets input beskattes, men tilbagebetales for den andel, som er indeholdt i de producerede land-

brugsvarer. Dette vil give et bedre beskatningsgrundlag end det samlede kvælstof input, idet kun kvælstoftabet beskattes. Tilsvarende kan et system med omsættelige udledningsrettigheder for kvælstoftab udformes.

I miljøøkonomiske lærebøger behandles som regel kun strømforurening. De marginale skadesomkostningskurver og renseomkostningskurver, der anvendes i analysen, ligger fast over tid – dynamik er ikke indbygget. For en række typer af forurening er skadevirkningerne helt eller delvist knyttet til den akkumulerede beholdning af forurening. Med beholdningsforurening er de relevante kurver ikke konstante over tid – specielt ikke de marginale skadesomkostninger. Når den akkumulerede beholdning stiger over tid, vil de marginale skadesomkostninger som regel stige. Dette kan betyde at reguleringen skal strammes over tid, så længe beholdningen er stigende. Reguleringen skal indrettes, således at beholdning og strøm når en ønsket ligevægtstilstand, hvor beholdningen bliver konstant, hvor tilførsel er lig med nedbrydning.

Konklusion

Forskellige styringsinstrumenters fordele og ulemper skal vurderes i forhold til de karakteristika, der gælder på de enkelte reguleringsområder og i forhold til de konkrete formål med reguleringen. Der er derfor ikke nogen entydig konklusion om, at et bestemt styringsinstrument bør foretrækkes i alle situationer.

Fordelingsvirkninger synes ofte vigtigere for politiske beslutningstagere end de økonomiske effi- censegenskaber, som har præget den miljøøkonomiske debat.

Det bliver derfor også en vigtig del af økonomernes opgave at undersøge, hvad konsekvenserne for indkomst- og formuefordelingen er af at anvende forskellige instrumenter til at nå et givet mål.

Virksomheder, som giver anledning til forurening, foretrækker ofte direkte regulering frem for indirekte regulering. Dette på trods af, at indirekte

regulering giver mulighed for en decentraliseret beslutningstagen, som virksomhederne på andre områder lægger meget vægt på. Dette kan ofte forklares ud fra fordelingsvirkninger. Det er derfor ofte interessant at undersøge, om det offentlige kan sammensætte en samlet pakke af indgreb, således at miljømålet nås på omkostningseffektiv måde, samtidig med at fordelingen af indkomst og formue opretholdes eller ændres i ønsket retning.

Litteratur

Andersen, Peder & Jørgen Birk Mortensen (2000): Ressource- og miljøøkonomi. I Chr. Hjort-Andersen (Red). *Udviklingslinier i økonomisk teori*. DJØF's Forlag, København

Hansen, Lars Gårn (1999): A deposit-refund system applied to non-point nitrogen emissions from agriculture. *Environmental Economics and Policy Studies*, 2.

Det Økonomiske Råd. (1995) *Dansk Økonomi Forår 1995*, København.

Det Økonomisk Råd. (2000) *Dansk Økonomi Efterår 2000*, København.

Miljø og Økonomi. (1990). Miljøministeriet, København.

Mortensen, Jørgen Birk og Peder Andersen (1990). Økonomisk regulering – betydningen af ufuldkommen og asymmetrisk information. I *Regulering og styring II*. Redigeret af Ellen Margrethe Basse og Vibeke Jensen. Gad.

Mortensen, Jørgen Birk & Peter Birch Sørensen (1991): *Økonomiske styringmidler i miljøpolitikken*. Miljøministeriet. København

Segerson, Kathleen (1996). *Liability and Penalty Structure in Policy Design*. I D. Bromley: *The Handbook of Environmental Economics*. Blackwell 1996.

Tietenberg, Tom. H. (1990): Economic Instruments for Environmental Regulation. *Oxford Review of Economic Policy* 6.

Tietenberg, Tom. H. (1998): Disclosure strategies for pollution control. *Environmental & Resource Economics*. Vol 11. Nos. 3-4.