

Redaktion (ansv.):
Jesper Linell

Redaktør af dette nummer:
Henrik Knudsen

Redaktionssekretær:
Anne Gregersen

Tryk:
Handy-Print A/S, Skive

Forside:
Tim Bieber, The Image Bank

Ekspedition:
Center for Udviklingsforskning
Gammel Kongevej 5
1610 København V
Tlf. 33 25 12 00
Telefax 33 25 81 10

ISSN 0029 6775

Indhold

Miljøreguleringsmikroleksikon	5
Henrik Knudsen: Indledning	7
Mikael Skou Andersen: Økonomiske instrumenter i miljøreguleringen i Nord: Læreprocesser og resultater	20
Stefan Brendstrup: Overvejelser før springet	31
Jørgen Birk Mortensen: Økonomiske styringsinstrumenter - fordele og begrænsninger	43
Henrik Duer: Nogle erfaringer med økonomiske styringsmidler i miljøpolitikken i Syd	55
Peter Triantafyllou: Asiatiske erfaringer med grønne markedsbaserede styringsmidler	66
Asger Garnaak: Når man regner på skoven - om den grønne økonomi og de tropiske regnskove	82
Philip Raikes: Fremtidsudsigterne for miljøreguleringen i Tanzania	95
Inge Røpke: Underskud på den økologiske betalingsbalance	106
Jesper Jespersen: Grøn økonomi i et ulandsperspektiv	117
Henrik Secher Marcussen & Knud Erik Sørensen: Mod en bred miljøpolitisk forskningsdagsorden	128

Økonomiske instrumenter i miljøreguleringen i Nord: Læreprocesser og resultater

af Mikael Skou Andersen

Så godt som alle industrilande er inden for de seneste syv-otte år begyndt at interessere sig for anvendelsen af forskellige former for økonomiske styringsmidler i miljøreguleringen. Denne interesse er i høj grad en reaktion på problemerne med at sikre implementeringen af den lovgivning, der blev udformet under miljøreguleringens institutionaliseringsfase i de tidlige 1970'ere. For udviklingslande, hvor der foreløbig kun er sket en meget svag eller ingen institutionalisering af miljøreguleringen, er det selvfølgelig interessant, i hvilket omfang man kan undgå omvejen via command-and-control-reguleringer og gå mere direkte til anvendelsen af økonomiske styringsmidler

Mikael Skou Andersen er forskningsadjunkt ved Center for Samfundsvidenskabelig Miljøforskning, Århus Universitet

Anvendelsen af økonomiske instrumenter som styringsmiddel i miljøpolitikken er foregået sporadisk i de industrialiserede lande siden begyndelsen af 1970'erne, men tog for alvor fart i slutningen af 1980'erne, efter bl.a. Brundtland-rapportens anbefalinger. Det er bemærkelsesværdigt, at denne omstilling til brug af økonomiske styringsmidler har fulgt en international tendens, der er næsten lige så samtidig og markant, som da industrilande i 1970'erne begyndte at regulere forureningsproblemerne.

FNs Stockholm-konference i 1972 markerede i høj grad højdepunktet af institutionaliseringsfasen for den moderne miljøregulering i de industrialiserede lande. I årene omkring konferencen tog så godt som alle vestlige industrilande initiativ til at modernisere og udvikle gældende hygiejne- og forureningsreguleringer til en egentlig miljølovgivning. Japan, Sverige og USA var forløberne i denne proces; Japan vedtog i 1967 som det første industriland en omfattende miljøreform, Sverige oprettede i 1969 den første egentlige miljøstyrelse og USAs kongres vedtog i 1971 den berømte *Clean Air Act*, der sigtede på at reducere luftforureningen med 90%. En bølge af reforminitiativer skyllede i de tidlige 1970'ere hen over industrilandene, og ved FN-konferencen i 1972 havde mere end 30 lande gennemført eller udarbejdet forslag til en moderne miljølovgivning, og blandt disse var også de daværende planøkonomiske industrilande i Østeuropa.

Det, der prægede denne periodes valg af reguleringsinstrumenter, var de politiske krav om vidtgående indgreb over for den omsiggribende forringelse af miljøet. Reguleringen var derfor præget af ideale og ambitiøse målsætninger for begrænsning af udledningerne og bar generelt præg af en *command-and-control*-tilgang, baseret på forbud og påbud over for forurenere. Der gik imidlertid ikke mange år, før svaghederne ved command-and-control-strategien begyndte at tegne sig. For det første i form af manglende eller utilstrækkelig målopfyldelse, idet lokale myndigheder ofte havde vanskeligt ved at håndhæve lovgivningen. For det andet i form af manglende efficiens, idet regelstyringsens ufleksible krav påførte samfundet meget høje omkostninger, hvilket igen underminerede viljen til at sikre opfyldelsen af de stillede krav. For det tredje i form af manglende incitament til at skabe en mere forebyggende og præventiv miljøpolitik, herunder udvikling af de påkrævede procesintegrerede teknologier til at reducere belastningen. Gennem regelstyringen kunne kun påbydes kendte og standardiserede løsninger, mens de stadig mere diffuse forureningsproblemer (syreregn, iltsvind mv.) krævede mere forebyggende og integrerede svar end *end-of-pipe*-teknologierne.

Det var på denne baggrund, at Brundtland-rapporten (Brundtland 1987) kritiserede 1970'ernes og 1980'ernes miljøregulering for mangel på effektivitet, og at den anbefalede brug af økonomiske styringsmidler som et instrument, der både kunne sikre en mere forebyggende og en mere omkostningseffektiv miljøbeskyttelse. Muligheden for at anvende økonomiske styringsmidler i miljøpolitikken har været kendt siden århundredskiftet,

hvor den britiske velfærdøkonom Pigou første gang skitserede princippet. Han konstaterede, at luftforureningen påførte indbyggere i de engelske industribyer store og uudækkede omkostninger og grundlagde med forslaget om at beskutte udledninger den såkaldte *eksternalitetsbeskættning* (miljøafgifter). Princippet forblev efter en kort debat i 1920'erne længe på fodnotestadiet i de økonomiske lærebøger, men fra midten af 1960'erne udviklede der sig med afsæt i den amerikanske *water resource economics* (vandfor-syningsøkonomi) en egentlig miljøøkonomisk teori, der samtidig skarpt kritiserede den anvendte command-and-control-tilgang på miljøområdet. Udviklingen af miljøøkonomien var utvivlsomt med til at give kritikken af den gældende miljøregulering vægt, og med sin betoning af efficienstabet ved reguleringen var den med til at rykke de økonomiske styringsmidler i fokus i en periode, hvor bevidstheden om prisen for ineffektive offentlige reguleringer generelt var voksende.

Det er med en vis ret blevet indvendt over for miljøøkonomien, at den som oftest sammenligner en praktisk anvendelse af regulering med de teoretiske fordele ved anvendelse af økonomiske styringsmidler, og at den derfor idealiserer fordelene ved anvendelse af økonomiske instrumenter. Selvom den økonomiske analyse foregår i en såkaldt generel ligevægtsmodel, kan det ikke bestrides, at analysen er partiel, og at mange væsentlige og komplekse forhold i praktisk regulering lades ude af betragtning. På en konference i København i november 1994 medgav præstidenten for de amerikanske miljøøkonomers sammenslutning, Clifford Russell, da også, at miljøøkonomiens før-Watergate-rødder i vandforsyningsøkonomien havde ført til for optimistiske forestillinger om statsmagtens rolle som en rationelt intervererende enhedsaktør ved udformningen af økonomiske instrumenter. Som jeg vil uddybe senere i denne artikel, udformes afgifter i virkelighedens verden ikke efter en neoklassisk værdisætning af miljøgoderne, men i en mindre rationel politisk proces. Et centralt problem ved de økonomiske styringsmidler, som er tydeligt i f.eks. USA, er, at instrumentet trods sin overlegenhed har vanskeligt ved at opnå tilslutning i det politiske system. Paradoksalt nok er det formentlig netop afgiftsinstrumentets effektivitet, der sikrer det en del modstandere, når det sættes på den reguleringspolitiske dagsorden.

Anvendelsen af økonomiske instrumenter

Samtidig med at Brundtland-rapporten i 1987 opfordrede i- og ulande til at gøre øget brug af økonomiske styringsmidler, igangsatte industrilandenes samarbejdsorganisation, OECD, en kortlægning af anvendelsen af økonomiske instrumenter i miljøpolitikken. I en international oversigt, der blev publiceret i 1989, konstaterede OECD, at de økonomiske instrumenter havde nået en betydelig udbredelse, idet der blev registreret over 100 tilfælde af anvendelse. I de fleste tilfælde blev de økonomiske instrumenter imidlertid anvendt som et supplement til traditionel regulering, og miljøafgiftens finansielle funktion var ofte dominerende. Afgifterne var sjældent, for ikke at sige aldrig, fastsat ud fra en værdisætning af miljøskaderne, men som pragmatiske og ofte øremærkede afgifter til finansiering af specifikke miljøprogrammer og -formål. De var typisk for lave til at afspejle de anslåede miljøomkostninger (OECD 1989). Med i oversigten var dog ikke energi- og transportafgifter, hvis baggrund typisk har været rent fiskal. I de senere år har energi- og transportafgifterne været under gradvis omlægning til mere miljøprægede afgifter, der i højere grad afspejler miljøbelastningen ved forskellige brændselstyper.

I 1992 foretog OECD en ny opgørelse, som dokumenterede en gradvis forøgelse af anvendelsen af økonomiske instrumenter i miljøpolitikken, især i de nordiske og nordvesteuropæiske lande (OECD 1994). Anvendelsen er dog ikke øget helt så markant som debatten om de økonomiske instrumenter kunne forlede én til at tro; hvad der bl.a. må forklares med, at en del lande har afventet enighed på EU-plan. Ikke desto mindre er større komplekser af økonomiske styringsmidler under forberedelse i lande som Belgien, Holland, Østrig og Schweiz og også i Tyskland, som allerede ved genforeningen varslede indførelse af en CO₂-afgift. OECD-opgørelsen viste endvidere, at det ikke har været anvendelsen af de traditionelle emissionsafgifter, der er vokset. Komplexiteten i kombinationen og samspillet med reguleringen er øget, og et yndet felt for anvendelse af økonomiske styringsmidler er således tilbagetagningsordninger (pant mv.) til håndtering af affald og restprodukter.

Af nedenstående figur fremgår det, hvilke økonomiske instrumenter, der er blevet anvendt i OECD-landene i hhv. 1987 og 1992.

Figur 1. Udviklingen i anvendelsen af økonomiske styringsmidler i udvalgte industrilande

	Emissionsafgifter		Produktafgifter		Pantordninger		Omsættelige kvoter		Håndhævelsesgebyrer	
	1987	1992	1987	1992	1987	1992	1987	1992	1987	1992
Finland	3	3	6	10	1	3	-	-	-	-
Frankrig	5	5	1	2	-	-	-	-	-	-
Tyskland	5	4	2	3	1	2	1	1	-	-
Italien	3	3	2	2	-	-	-	-	-	-
Holland	6	5	5	4	2	2	-	-	-	-
Norge	2	4	8	8	2	3	-	-	-	-
Sverige	3	3	7	11	3	4	-	-	2	2
USA	4	5	?	6	?	4	3	8	1	2
I alt	31	32	31	46	9	18	4	9	3	4

Kilde: OECD 1994, 107.

Mens anvendelsen af grønne afgifter oprindeligt blev diskuteret som et spørgsmål om at tilvejebringe mere effektive miljøpolitiske styringsmidler, så er spørgsmålet om mere systematiske grønne eller økologiske skattereformer gradvist ved at komme på dagsordenen. Det karakteriserer således de fleste industrialiserede lande, at overbeskatningen af arbejdskraft og underbeskatningen af resourceforbrug fører til et overforbrug af ressourcer og et underforbrug af arbejdskraft (Commission of the European Communities 1994). I Sverige og Danmark blev der i 1992 og 1993 vedtaget skatteomlægninger med et stærkt islæt af økologisk skattereform, idet der begge steder skete en omlægning af skattebyrden fra lønindkomster til energi- og resourcekatter (Sterner 1994, Andersen 1994b). Men spørgsmålet om mulighederne og behovet for økologiske skattereformer diskuteres i flere og flere industrilande, ikke mindst i Tyskland, Østrig og Schweiz.

I udviklingslandene er der mig bekendt ikke en tilsvarende asymmetri mellem beskatningen af arbejdskraft og naturlige ressourcer (i de mindst udviklede lande er der dårligt nok en fungerende indkomstbeskatning).

Det er derfor først og fremmest miljøafgifternes styringspotentiale, der for tiden påkalder sig interesse i en tredje verdenssammenhæng, men det kan vel ikke udelukkes, at økologiske skattereformer i form af en stærkere resourcebeskatning kan være egnede til at holde bedre hus med forbruget af naturressourcerne. Dilemmaet illustreres dog ganske godt med de olieproducerende landes stærke modstand mod en europæisk CO₂-afgift, der vil reducere efterspørgslen og dermed verdensmarkedsprisen på olie. For mere specialiserede råstoffer kan situationen, afhængig af verdensmarkedsforholdene, dog stille sig anderledes.

Dokumenterede effekter af grønne afgifter

Det er vanskeligt at dokumentere de realiserede gevinster ved anvendelsen af de grønne afgifter miljømæssigt og økonomisk, idet der kun er gennemført ganske få evalueringer af disse. Der foreligger i nogle tilfælde modelbaserede ex-ante-analyser af effekterne af grønne afgifter, men det kan være vanskeligt at fæste lid til resultaterne af disse teoretiske overslag over afgifternes effekter, ikke mindst fordi afgifterne selv ofte bryder med logikken i kendte makroøkonomiske modeller. Først og fremmest har de kendte makroøkonomiske modeller vanskeligt ved at håndtere substitutionseffekter i teknologivalget. Egentlige ex-post-evalueringer, der empirisk belyser effekterne af grønne afgifter, er kun gennemført i nogle få efterhånden hyppigt citerede tilfælde. Man må undre sig over, hvorfor der er gennemført så få evalueringer af de økonomiske styringsmidler. Netop fordi de økonomiske styringsmidler anvendes under forhold, der adskiller sig markant fra antagelserne i den teoretiske miljøøkonomi, er der god grund til at teste, om hypoteserne vedrørende dynamisk virkning og målopfyldelse også holder stik.

Det klassiske eksempel er Japans afgift på svovldioxid (SO₂), der blev indført i begyndelsen af 1970'erne, egentlig til finansiering af pensioner til de knapt 100.000 statsanerkendte ofre for Japans hurtige industrialisering. Afgiften var differentieret efter forureningsbelastningen i forskellige regioner og medførte en meget hurtig reduktion i SO₂-emissionerne. Afgiften betød, at Japan i dag har de laveste SO₂-emissioner pr. indbygger i

de industrialiserede lande. En OECD-rapport har godtgjort, at denne afgift ikke havde negative effekter på den japanske økonomi. Selvom afgiften således blev fastsat på en anden baggrund end en værdisætning af miljøskaderne, var den alligevel tilstrækkelig kraftig til at sikre en afgørende reduktion i udledningerne. Samtidig medførte SO₂-beskatningen, at Japan blev pioner i røgensningsteknologi og stod med betydelige strategiske fordele, da Tyskland og andre europæiske lande i 1980'erne gik til kamp mod forsurening og skovdød (Weidner & Tsuru 1988).

Et andet klassisk eksempel på anvendelse af økonomiske styringsmidler er spildevandsafgifterne i Holland og Frankrig, der også blev indført i begyndelsen af 1970'erne. Også disse afgifter var øremærkede og blev i øvrigt kombineret med aftaler med industrien, der førte til omfattende indsatser i de mest belastende brancher. Afgifterne medførte på få år betydelige reduktioner i industriens udledninger, og da reduktionerne blev opnået ved kilden, formindskede de behovet for offentlige investeringer i renseanlæg. I sammenligning med Danmark, der anvendte regelstyring, blev den samfundsøkonomiske omkostning (ved samme rensningsniveau) i Holland kun en fjerdedel af omkostningerne i Danmark. Denne gevinst må forklares med, at mens det i Holland lykkedes at få industrien til selv at tage ansvar for sine udledninger og at reducere disse, hvor det kunne betale sig, så førte reguleringsfilosofien i Danmark, med et offentligt ansvar, til betydelige og passive investeringer i dyre end-of-pipe-løsninger (Andersen 1994a).

Sverige er blandt de førende lande, når det gælder anvendelsen af grønne afgifter, og svenskerne har efterhånden gennemført flere evalueringer. Et eksempel på en rimelig vellykket miljøafgift er den i Sverige i 1992 indførte NOx-afgift på 40 kr. pr. kg, der på to år medførte et fald i NOx-emissionerne på 33%. Afgiften førte til en mere omkostningseffektiv NOx-reduktion, idet de marginale kontrolomkostninger varierede væsentligt mellem de forskellige sektorer (Smith 1994). Et andet eksempel er den svenske pesticidafgift, der allerede det første år førte til en halvering af pesticidforbruget.

Designproblemer

Langt de fleste afgifter er imidlertid aldrig blevet evalueret, hvilket vanske-

liggør generelle udsagn om, hvorvidt de grønne afgifter er i stand til at indfri forventningerne. Der er imidlertid en del, der tyder på, at en række af de afgifter, der i de senere år er indført, næppe vil kunne leve op til de almindelige forventninger til afgifters effektivitet.

Fordi det er en politisk proces at udforme grønne afgifter, forekommer der designfejl, som medfører, at afgifternes styringseffekt svækkes. Politiske hensyn indebærer hyppigt, at afgifterne bliver lavere end ønskeligt. Der eksisterer desuden en konfliktlinie mellem miljømæssig præcision og administrative hensyn, som ofte fører til, at udformningen ikke bliver optimal (Andersen 1995). De interesser, der påvirker udformningen af grønne afgifter, er ikke kun politiske og økonomiske, men også bureaukratiske. Især skattemyndighederne synes at være ret konservative med hensyn til, hvilke afgiftskonstruktioner der kan accepteres ud fra administrative hensyn. Skattemyndighederne foretrækker simple opkrævningsmetoder, men miljøproblemerne er komplekse, og skal styringseffekten optimeres, må der tages hensyn til denne kompleksitet.

I forhold til de miljøøkonomiske idealforestillinger er der især tre forudsætninger for anvendelsen af økonomiske instrumenter, der ikke stemmer overens med virkeligheden: 1) forudsætningen om, at der foreligger rene markedsimperfektioner, 2) forudsætningen om den rationelle enhedsaktør og 3) forudsætningen om, at afgifterne kan anvendes universelt som erstatning for alle kendte reguleringer.

For det første kan det med hensyn til markedsimperfektioner konstateres, at mange miljøproblemer er blevet formet og forstærket netop af offentlige reguleringer, snarere end pga. fraværet af sådanne. Syreregningen er således en konsekvens af de længere rørs politik - fortyndingsstrategien. Dermed skal afgifterne ikke anvendes over for imperfektioner på et ureguleret marked, men i lige så høj grad til korrektion af reguleringsfejl i for eksempel sektorpolitikker (landbrug, trafik mv.), der er præget af store subsidier og fintmaskede reguleringer. For det andet er der mange forskellige aktører med hver deres interesser, idéer og dagsordener, der kan gøre deres indflydelse gældende på udformningen af specifikke økonomiske instrumenter. Til forskel fra de økonomiske lærebøger er der ikke en enkelt neutralt og rationelt agerende aktør, der efter værdisætning af miljøskader fastlægger afgiftens niveau. Derimod er der mange forskellige interesser, der skal deltage i processen. Resultatet af at enhver kræver det, der er

i egen interesse, betyder ofte, at resultatet bliver noget som ingen har villet. For det tredje anvendes de økonomiske instrumenter i samspil med andre reguleringer, og de bliver ofte mere komplekse og sammensatte end de emissionsafgifter, der opereres med i litteraturen.

Disse designproblemer betyder på den ene side, at en del afgifter udelukkende opnår en fiskal funktion - dvs. de skaber et provenu til statskassen, men deres styringseffekt er begrænset. På den anden side medfører designproblemerne, at det er nødvendigt at anlægge en vis grad af realisme omkring udformningen, idet det ganske enkelt ikke er muligt at indføre afgifter i et reguleringsmæssigt vakuum.

For at grønne afgifter kan resultere i en styringseffekt er der forskellige forudsætninger, der skal være opfyldt. De to mest centrale er:

1. Afgiften skal have en størrelse, der under de givne elasticiteter afgiver et tilstrækkeligt kraftigt prissignal.
2. Afgiften skal være baseret på et beregningsgrundlag, der er præcist i forhold til den miljøpåvirkning, der ønskes.

Det er ikke så afgørende, at der foretages en præcis værdifastsættelse af miljøomkostningerne. Metoderne hertil er stadig meget lidt udviklede, og i praksis arbejdes der som regel med Baumol og Oates' (1971) *scroun*-best-løsninger, der indebærer, at afgifterne fastsættes med henblik på at nå et på forhånd fastsat miljømål. Denne løsning betegnes også *standard-pricing*, fordi afgiftens størrelse fastlægges med udgangspunkt i en standard. Det bliver derfor afgørende, at afgiften er tilstrækkelig kraftig under de givne elasticitetsbetingelser og at afgiftsgrundlaget er præcist i forhold til den miljøpolitiske målsætning.

Det er dog ikke alle grønne afgifter, der opfylder begge disse betingelser, hvilket kan illustreres med den danske pesticidafgift, der blev vedtaget i 1995. Afgiftssalserne på gennemsnitlig 17% forventes ifølge lovteksten at medføre en reduktion på ca. 8-10% af det nuværende forbrug, hvilket er en væsentligt mindre reduktion end pesticidhandlingsplanens målsætning om en halvering inden 1997. Beregningsgrundlaget for afgiften er pesticiders monetære værdi, selvom Miljøstyrelsen oprindeligt foreslog, at der blev anvendt et mål, der i højere grad var relateret til giftighed,

for eksempel en afgift pr. standarddosis. Skatte- og landbrugsministerierne havde imidlertid forskellige indvendinger herimod, og resultatet blev, at pesticidafgiften blev udformet med den nu udfasede parfumeafgift som forbillede; en afgift baseret på produkternes listeværdi, kontrolleret gennem en særlig mærkningsordning svarende til den, der tidligere anvendtes ved parfumebeskatningen. Det problematiske ved denne udformning er, at afgiften dermed giver importører og producenter tilskyndelse til at holde prisen på deres produkter så lav som mulig, hvilket vil kunne neutralisere afgiften og i øvrigt reducere dens miljøeffekt betydeligt (se Andersen 1995).

Der er flere Gallupundersøgelser, som viser, at grønne afgifter er en af de få former for beskatning, der faktisk nyder en vis opbakning og legitimitet i befolkningen. Risikoen er imidlertid, at denne opbakning svinder ind, hvis de rent fiskale formål med afgifterne kommer til at dominere, og hvis der ikke kan dokumenteres en miljøeffekt.

Perspektiver

Der synes i dag at være en betydelig interesse for anvendelsen af økonomiske styringsmidler, specielt i de nyindustrialiserede lande i Asien. Her er der tale om økonomier, der er inde i en voldsom udvikling, hvor anvendelsen af mere markedskonforme styringsmidler umiddelbart appellerer til beslutningstagerne. Specielt muligheden for at tilrettelægge en mere omkostningseffektiv miljøregulering, der samtidig påvirker den teknologiske udvikling i retning af mindre ressourcespild, synes at have en vis appel. Anvendelsen af økonomiske styringsmidler er foreløbig ikke særligt grundigt kortlagt, men Japans SO₂-afgift er ikke enestående i regionen. Singapores betalingsring for biler i byens centrum er et af de hyppigst citerede eksempler på anvendelse af økonomiske incitamenter, men også i Thailand og Sydkorea vinder økonomiske styringsmidler gradvist indpas.

De nyindustrialiserede landes miljøpolitiske institutioner er dog generelt svage, og der er et pænt stykke vej igen, før der er opnået en kapacitet til at føre miljøpolitik som i de gamle industrilande. Selvom de nyindustrialiserede landes økonomiske udgangspunkt er stærkere, er situationen dog generelt ikke så forskellig fra de øvrige lande i den tredje verden, hvor der også er mangel på institutionel kapacitet til at føre miljøpolitik.

Det er derfor på sin plads at understrege, at økonomiske styringsmidler faktisk forudsætter en vis institutionel kapacitet i form af miljømyndigheder, der kan udarbejde og forestå administrationen af en grundlæggende miljølovgivning. De økonomiske instrumenter er et styringsmiddel, der med fordel kan anvendes, men som et element i en lidt større sammenhæng.

Litteratur

- Andersen, Mikael Skou. 1994a. *Governance by green taxes: Making pollution prevention pay*. Manchester: Manchester University Press.
- Andersen, Mikael Skou. 1994b. The green tax reform in Denmark: Shifting the focus of tax liability. *Journal of Environmental Liability* vol. 2, no. 2: 47-50.
- Andersen, Mikael Skou. 1995. *The importance of institutions in the design and implementation of economic instruments in environmental policy*. ENV/EPOC/GEEI(95)2. Paris: OECD Environment Directorate.
- Baumol, William J. & Wallace E. Oates. 1971. The use of standards and prices for protection of the environment. *The Swedish Journal of Economics* vol. 73, no. 1: 42-54.
- Brundtland, Gro Harlem, ed. 1987. *Vor fælles fremtid: Brundtland-kommisionens rapport om miljø og udvikling*. København: FN-forbundet & Mellemløst Samvirke.
- Commission of the European Communities. 1994. *Economic growth and the environment*. COM(94)465. Bruxelles: Commission of the European Communities.
- OECD. 1975. *The polluter pays principle*. Paris: OECD.
- OECD. 1989. *Economic instruments for environmental protection*. Paris: OECD.
- OECD. 1994. *Managing the environment: The role of economic instruments*. Paris: OECD.
- Smith, Stephen. 1994. *Evaluating the efficiency and effectiveness of economic instruments: Lessons from international experience*. ENV/EPOC/GEEI(94)8. Paris: OECD Environment Directorate.
- Stern, Thomas. 1994. Environmental tax reform: The Swedish experience. *European Environment* vol. 4, no. 6: 20-25.
- Weidner, Helmuth & Shigeto Tsuru, eds. 1988. *Environmental policy in Japan*. Berlin: Sigma.

Overvejelser før springet

af Stefan Brendstrup

Denne artikel søger at forklare baggrunden for de økonomiske styringsmidlers markante fremkomst i miljødebatten. Der peges på væsentlige forhold, som må tages i betragtning, når man skal udforme miljøpolitik. Når valget af virkemidler således sættes i en større sammenhæng, afføder det nye krav til de analyser, som må indgå i skabelsen af et tilfredsstillende beslutningsgrundlag

Stefan Brendstrup er studerende ved Institut for Samfundsøkonomi og Planlægning, Roskilde Universitetscenter

Den hidtidige miljøregulering i ulandene har ikke været ubetinget succesfuld. Derfor kan man med rette begynde at overveje nye midler, noget som væsentlige institutioner som OECD og Verdensbanken da også preser på for i ulandene. Lignende overvejelser har fundet sted i i-landene, heriblandt Danmark, siden slutningen af 1980'erne. Herigennem har grønne afgifter opnået en bemærkelsesværdig central placering i debatten, hvilket bl.a. afspejles i deres inddragelse i regeringsgrundlaget og andre politiske "signaldokumenter".

Mange opfatter det som helt naturligt at gøre afgifter til en del af miljøpolitikken, fordi deres teoretiske egenskaber står godt i forhold til flere af de dominerende miljøproblemer. Da dette imidlertid er en gammel erkendelse, er det ikke her, man kan finde forklaringen på afgifternes nye fremtrædende rolle.

Tanken om at anvende afgifter til at supplere prisdannelsen stammer fra velfærdøkonomiens første år (Pigou 1932) og var allerede genstand for omfattende faglig debat i 1950'erne (Kapp 1978). I 1970 udkom der på dansk en grundlig argumentation for brugen af afgifter i miljøreguleringen