

Miljømæssige målsætninger for transportsektoren - om anvendelse, forankring og revision af sektormiljømål

Indlæg ved Trafikdage på Aalborg Universitet 2000

Henrik Gudmundsson

Danmarks Miljøundersøgelser

PO Box 358, DK-4000 Roskilde

tel.: 46 30 12 00; fax.: 46 30 12 12

email: hgu@dmu.dk; internet: www.dmu.dk

1. Introduktion

Både herhjemme og i en række andre lande er der opstillet konkrete, nationale mål for transportsektorens miljøpåvirkninger. Danmark var blandt de første lande til at vedtage sådanne mål, hvilket skete med Transporthandlingsplanen fra 1990 og Trafik 2005 fra 1993. De danske sektormål har været udsat for en del kritik. Fra miljøorganisationer er målene fx. blevet kritiseret for ikke at være vidtgående nok, ikke at blive fulgt op med de nødvendige initiativer osv. (fx Eikard & Hansen 1994). Fra økonomiske eksperter er de separate sektormål omvendt blevet kritiseret for at bryde med samfundsøkonomiske hensyn, specielt CO₂ målet (DØR 1996). Den faktiske udvikling siden 1990 viser at udviklingen for CO₂ går i den modsatte retning af målet, mens det går bedre for de andre mål, uden det dog nødvendigvis kan tilskrives målsætningerne i sig selv. Målstyringen fungerer altså ikke uproblematisk, hverken i teori eller praksis.

I Regeringens Natur- og Miljøpolitiske redegørelse fra 1999 er der da også lagt op til en revision af de miljømæssige mål for transportsektoren. Dette har allerede været aktuelt i forbindelse med regeringens klimastrategi, hvor Trafikministeriet har foreslået at lempe den separate målsætning om stabilisering af transportsektorens CO₂ udslip på 1988 niveauet inden i år 2005. Dette netop ud fra det samfundsøkonomiske synspunkt om at realisere de overordnede klimamål på den mest omkostningseffektive måde (Trafikministeriet 2000).

I dette indlæg drøftes forskellige måder hvorpå miljømæssige sektormål kan udformes, forankes og anvendes på. Indlægget ser på den generelle baggrund for brugen af miljøpolitiske sektormål, belyser brugen af miljømål for transport i andre lande, og diskuterer herefter mulige kriterier og modeller for opstilling og revision af de eksisterende sektormiljømål. Der rundes af med nogle konklusioner og anbefalinger til det videre arbejde.

Indlægget skal ikke ses som et udtryk for Miljø- og Energiministeriets synspunkter på sektormål. Det er alene forfatterens bud på nogle af de overvejelser som kan være relevante. Indlægget bygger på et nyligt afsluttet ph.d. arbejde som er gennemført med støtte fra Transportrådet, Forskerakademiet, Handelshøjskolen og Danmarks Miljøundersøgelser. Jeg

vil gerne takke disse institutioner for deres støtte til arbejdet, uden disse dog på nogen måde kan tages til indtægt for synspunkter eller lastes for fejl i det følgende.

2. Miljømålsætninger generelt og på sektorniveau

Der anvendes i vid udstrækning mål indenfor det miljøpolitiske område. Målene skal primært skabe rammer for styringen af de forskellige miljøbelastende aktiviteter og derigennem sikre en acceptabel natur- og miljøkvalitet. Miljømål kan imidlertid antage mange former og bruges på forskellig måde. I Box 1 er angivet en oversigt over nogle hyppigt anvendte typer af miljørelaterede mål.

- **Hovedmål**, dvs. mål der angiver det generelle politiske sigte
Eksempel: at sikre en bæredygtig transportudvikling

- **Hovedstrategier** (objectives) dvs. kvalitative indsatsområder der skal realisere hovedmålet.
Eksempel: at fremme de mest miljøvenlige transportformer

- **Tilstandsmål**, dvs. mål der beskriver miljøets ønskede tilstand
Eksempel: luftens kvalitet overholder WHO's grænseværdier og UNECEs tålegrænser

- **Belastningsmål** i form af **kvantitative slutmål** (goals), dvs. mål der konkret angiver hvor langt man ønsker belastningen på sigt skal ned, fx for at sikre sundhed eller bæredygtighed
Eksempel: kulbrinteemissionen skal på sigt bringes ned til 10% af dagens niveau

- **Belastningsmål** i form af **kvantitative etapemål** (targets), dvs. mål der med tal og tidsrammer fastlægger hvor langt man vil nå i retning af at opfylde slutmål
Eksempel: kulbrinteemissioner fra kilde x,y,z reduceres med 75% inden år 2020

- **Aktivitetsmål**, dvs. mål der retter sig mod bestemte aktiviteter (produktion, forbrug, byggeri, trafik el. lign.) bag miljøbelastningen
Eksempel: Trafikvæksten dæmpes til 1% per år frem til 2020

- **Handlingsmål**, dvs. mål for hvilke tiltag eller beslutninger, der agtes gennemført, typisk indenfor en

Box 1 Forslag til terminologi vedr. miljømål, med tænkte eksempler indenfor transportsektoren

De forskellige mål kan optræde hver for sig, eller de kan indgå i mere sammenhængende planlægningssystemer, hvor fx. politiske hovedmål ledsages af konkrete belastningsmål som igen bygger på tilstandsmål. Sådanne målhierarkier findes i reguleringen både herhjemme og andre lande. I Sverige opbygges fx i disse år en samlet strategi for miljømæssigt bæredygtig udvikling, baseret på et omfattende, integreret målstyringskoncept (se fx. Prop. 1997/98:145).

I praksis kan det dog være vanskeligt at operere med integrerede målsætningshierarkier, dels på grund af de mange komplekse årsags- og virkningssammenhænge som indgår, og dels på grund af de begrænsede politiske styringsmuligheder. Dette har i nogle tilfælde ført til at målsystemer har slået fejl og er opgivet. Erfaringerne har dog snarere ført til en modifikation af de rationalistiske forventninger, end en generel forkastelse af målstyring. Det må bl.a.

tilskrives den betydelige reduktion af kompleksiteten, som konkrete miljømål kan tilføre kommunikation og handling i forhold til miljøproblemer (Rehbinder 1997).

I det følgende fokuseres på mål af typen kvantitative, tidssatte miljømål på sektorniveau.

Opstilling af sektormiljømål er nærliggende i forbindelse med ideen om *sektorintegration*.

Integrationsstrategiens primære rationale er at undgå at miljøhensyn isoleres som en politik for sig, som alene reparerer på resultaterne af andre sektors aktiviteter og strategier. Målene kan være et udgangspunkt for dialog og forhandling mellem miljø- og sektormyndigheder i integrationsprocessen (Hey 1996). De kan herefter benyttes til at fastlægge mere specifikke tiltag og virkemidler indenfor sektoren. Målene kan imidlertid også medvirke til at fastholde opmærksomheden om problemer som der måske netop ikke umiddelbart er nogen løsninger på, og som derfor risikerer at blive negligeret. Dette kræver til gengæld at målene indarbejdes i de relevante organisationers opgavedefinition, selvforståelse og arbejdsrutiner, altså at de præger de såkaldt institutionelle sider af sektorintegration. (Sørensen 2000).

En række mulige funktioner for miljømæssige sektormål er (jf. også Bina & Vingoe 2000):

- at skabe rammer for valg og dosering af miljømæssige indgreb nationalt og lokalt
- at synliggøre miljømæssige problemer der ellers ignoreres
- at fokusere integrationsprocessen i de enkelte sektorer om centrale problemer
- at gøre det lettere at følge op på politiske udmeldinger via indikatorer mv.
- at motivere og fastholde sektororganisationer i en iterativ proces
- at medvirke til at legitimere den politiske indsats i den enkelte sektor

3. Hvem bruger sektormål - og hvordan?

I dette afsnit eksemplificeres hvordan kvantitative miljømål for transportsektoren optræder i forskellige lande (kilder er især Route & Andersson, 1999 og Bina & Vingoe, 2000). Jeg ser først på hvilke temaer som typisk indgår i målene (venstre kolonne i tabel 1), og i punkt 3.2 diskuteres hvordan målene er hængt op i forskellige institutionelle rammer (højre kolonne i tabel 1). Det skal bemærkes at oversigten langt fra er fuldstændig.

3.1 Indholdet i de nationale miljømål i transportsektoren

Som det fremgår dækker mange lande de samme temaer som også er målsat i Danmark, dvs. især luftforureningsemissioner, CO₂/energi og støj. Dette er velkendte områder hvor transportsektorens bidrag er rimelig godt dokumenteret og opfattes som markante.

Der opstilles især mål for sektorens totale emissioner (Danmark, Finland, Sverige, Holland, til dels Japan, USA). Der fokuseres mest på stoffer, som er omfattet af internationale aftaler (CO₂, NO_x, HC), dvs. hvor der findes en overordnet ramme at bryde målene ned fra (top-down tilgang). I nogle lande opstilles dog i stedet mål for bilers specifikke

energi/emissionsniveau (UK, Irland), eller blot andelen af køretøjer med særlige drivmidler (Frankrig, Italien) (bottom-up tilgang).

Støj mål indgår også flere steder (Danmark, Holland, Tyskland, Sverige, USA), men de udtrykkes meget forskelligt, bl.a. fordi metoder til opgørelse af totalbelastningen er ikke så standardiserede som for emissioner. Det danske mål (mål for antal støjplagede boliger) synes at være blandt de mest udbyggede, men også mest komplicerede mål at følge op på.

Der ses også enkelte eksempler på mål for andre aspekter af transportens miljøpåvirkninger. Herunder naturpåvirkning (USA), affald og genanvendelse (Finland, Danmark, USA), samt for udslip af olie og farlige stoffer (USA). Disse områder er altså langt mere sporadisk dækket end de konventionelle emissioner.

Land	Mål –temaer	Ophæng	Kilde
Danmark	Energi, CO ₂ , NO _x , kulbrinter, partikler, støj, genanvendelse af batterier og dæk	National transporthandlingsplan + Natur og miljøreddegørelse	5
Finland	Energi, CO ₂ , NO _x , kulbrinter, vejsalt, genanvendelse af biler, batterier, dæk, mv	Transporthandlingsplan 1994 + 1999	1
Frankrig	Alternativ energi til offentlige køretøjer	Lov om luftkvalitet	1
Tyskland	NO _x , Kulbrinter, Partikler, benzen, støj	Regeringsbeslutning + UBA forslag	1
Holland	CO ₂ , NO _x , Kulbrinter, Støj	National transportplan SVV2 National miljøplan NEPP3	1, 2
Irland	Specifikt energiforbrug pr person/tonkm	Miljøministerium forslag	1
Italien	Alternativ energi til offentlige køretøjer	Lov om bæredygtig mobilitet i byer	1
Portugal	CO ₂	-	1
Sverige	CO ₂ , NO _x , Kulbrinter, SO ₂ , støj	National transportpolitik, 1998	4
UK	Reducere specifik CO ₂ emission fra nye biler	National transportpolitisk plan, 1998	1
Østrig	NO _x emission fra transit lastbiler	Juridisk protokol ifm EU accession	1
Schweiz	CO ₂	CO ₂ lov	1
US DOT	Sum af (CO+HC+NO _x +PM10), vådområder, Støj, Oliespild, Farlige udslip	Performance Plan for DOT	3

Tabel 1 Eksempler på kvantitative miljøpolitiske transportsektormål som er eller har været anvendt i en række lande. OBS1: Nogle mål er siden revideret eller opgivet. OBS2 Nogle lande har også andre mål. Kilder: 1) Route & Andersson (1999); 2) Bina & Vingoe (2000); 3) US DOT (1998); 4) SIKA (1999); 5) Miljø- og Energiministeriet (1999).

3.2 Målenes institutionelle forankring

De viste mål i tabel 1 er alle udmeldt i forskellige politisk forpligtende sammenhænge. Det er imidlertid forskel på hvordan målene er ophængt, og dermed på forpligtelsens karakter og

formål. Man kan sige at målenes *institutionaliseringsform* varierer. Jeg vil her indføre nogle simple termer til at belyse betydningen af dette.¹

Jeg vil for det første skelne mellem en *formel juridisk* institutionalisering i lovgivningen og mere *uformel politisk* institutionalisering, hvor målene er udmeldt af parlament eller regering i planer og programmer. For det andet vil jeg skelne mellem institutionalisering af *procedurer* og af *indhold*, som altså vedrører hhv. formen for processen frem mod målene, og disses status bagefter. Der er dermed forenklet sagt fire kombinationer af institutionaliseringsform: Procedurer for målfastlæggelse kan være kodificeret i lovgivningen eller de kan være mere politisk/stokastiske. Tilsvarende kan målenes indhold være udmøntet i formelle lovdokumenter eller i politiske planer og programmer.

Ser vi på den konkrete praksis ved opstilling af miljømål for transport (jf tabel 1, kolonne 2) så er en politisk forankring langt mest udbredt, med mål opstillet i miljøhandlingsplaner, transportplaner og bæredygtighedsstrategier. De er dermed som oftest regeringernes officielle politiske mål. I en række tilfælde er målene desuden vedtaget eller accepteret af parlamenterne (fx Danmark, Sverige, Holland). Der er stort set ikke fundet eksempler på reduktionsmål på sektorniveau, fastlagt som egentlige lovkrav.²

Der findes derimod eksempler på formelle *procedurekrav* for opstilling af specifikke sektormål. Dette gælder specielt i USA. Myndighederne (ministerierne) skal i henhold til den såkaldte Results Act opstille planer med konkrete mål, kaldet performance measures. Dette kan (men behøver ikke formelt) omfatte miljømål. De mål for USA's transportsektor der er vist i tabel 1 er opstillet i et sådan dokument (US DOT 1999). *Proceduren* er ret stærkt formaliseret, med årlig evaluering og revision af mål, men målenes *indhold* er ikke normeret i lovgivningen.

Forholdet mellem brede handlingsplaner versus formaliserede procedurer har et par implikationer, som her skal trækkes frem.

De formelle procedurer som i USA sigter primært mod at kunne stille den udøvende magt til regnskab i forhold til borgerne og kongressen, såkaldt accountability, dvs. tilregnelighed. Målene er derfor fokuseret på en kort horisont, som gør det muligt at følge op og vurdere aktiviteterne. Desuden er proceduren nært knyttet til de enkelte ministeriers resultater og ansvarsområder. Dermed er det umiddelbart vanskeligt at håndtere tværgående og langsigtede problemstillinger, fordi det måske ikke er i det enkelte ministeriums interesse eller

¹ Det skal understreges at jeg ikke har haft adgang til at foretage en nærmere analyse af sektormålenes formelle status eller institutionelle indlejring i de enkelte lande.

² Derimod findes i mange lande eksempler på samlede nationale mål som er kodificeret i lovgivningen, men altså ikke de specifikke sektormål. En undtagelse synes dog at være den schweiziske CO2-lov (jf Route & Andersson 1999); men dette har jeg ikke undersøgt nærmere.

kompetence område at fokusere på dem. Dette kan cementere den eksisterende sektorstruktur. Til gengæld kan forankringen og kontrollen ved hjælp af indikatorer mv. systematiseres kraftigt.

De politiske handlingsplaner anlægger derimod typisk en videre horisont, hvor temaer som bæredygtig udvikling kommer ind og strækker trækker perspektiverne ud, både i tid og emner og aktørkreds. Til gengæld er det ofte mindre klart hvordan målene skal følges op, og hvad der skal ske i fald udviklingen går den forkerte vej. Der kan også opstå uklarhed om kompetencer, og risiko for dobbeltarbejde når der i planerne indgår mål og initiativer, hvis realisering afhænger af mange faktorer og involverer en bred vifte af ministerier.

De forskellige tilgange vil dog ikke nødvendigvis udelukke hinanden. Tværtimod må man gå ud fra at forankringen og institutionaliseringen af mål om miljømæssig bæredygtighed vil blive styrket, hvis man kan kombinere langsigtede intentioner med konkrete forpligtelser.³

En ting er dog forankringen af målsætningsarbejdet i sig selv. Et andet vigtigt aspekt er hvordan dette influerer på implementeringen af virkemidler (output) og den fysiske miljøtilstand (outcome). Som det fremgår af fx de empiriske analyser heraf hos Hey (1996) behøver der ikke at opstå nogen tæt kobling mellem disse elementer,). En afkobling af mål og midler kan give anledning til at påpege svigt i reguleringen, når målene ikke nås, sådan som det er set i flere lande (Tengström 1999). Dermed udsætter myndighederne sig for kritik.

I Holland vil man derfor nu angiveligt nedtone de langsigtede og ambitiøse sektormål, som blev fastlagt i forbindelse med landets tidligere pionérindsats på dette område. Specielt målene om at bremse trafikvæksten kunne ikke nås uden urealistiske indgreb med store omkostninger (Bina & Vingoe 2000).

Forholdet mellem mål og midler har altså betydning for flere forhold, herunder:

- om der opnås fremskridt i miljøtilstand og bæredygtighed,
- om reguleringen fremstår som legitim, og
- om miljøpolitikken er samfundsøkonomisk optimal.

Dette diskuteres videre i næste afsnit.

³ Processen i Sverige kan ses som et eksempel i den retning: Administrationen har i samarbejde med aktørorganisationer i transportsektoren opstillet en række langsigtede miljømål (Naturvårdsverket 1996), som har dannet grundlag for etapemål opstillet af en parlamentarisk kommission, som igen har dannet oplæg til regeringens officielle etapemål på området (Prop. 1997/98: 56). Efter vedtagelse af målene i parlamentet er bolden igen spillet tilbage til administrationen, m.h.p. at videreudvikle grundlaget for mål indenfor andre områder.

4. Revision af sektormiljømål

4.1 Kriterier for kvantificering af mål

Det grundlæggende spørgsmål skal her formuleres således: Skal sektormål rent faktisk opfattes som samfundets *mål*, eller skal de snarere ses som *midler* i miljøplanlægningen?

Hvis sektormål ses som instrumenter til at realisere mere overordnede allerede fastlagte (politiske) mål, så bliver det væsentligt om sektormålene fremmer valget af de mest hensigtsmæssige virkemidler. Deres *effektivitetsaspekter* bliver med andre ord afgørende. Hvis de ses som samfundsmæssige mål, så er det en politisk opgave at fastlægge dem indenfor rammerne af en demokratisk proces. Målenes politiske *legitimitetsaspekter* bliver det afgørende.

Dette peger på at to typer af kriterier kan være væsentlige:

1) Kriterier knyttet til samfundsøkonomiske betragtninger, hvor sektormålene ses i et instrumentelt perspektiv. Dette omfatter hensyn som samfundsøkonomisk efficiens, fordelingseffekter og økonomisk dynamik osv. For at målene kan være samfundsøkonomisk optimale må de vurderes ud fra deres konsekvenser for den samlede økonomi. Kun hvis transportsektoren bærer hele belastningen, kan der ses bort fra tværsektorielle betragtninger.

2) Kriterier knyttet til demokratisk legitimitet, hvor målene ses som dannelsen af en gyldig samfundsmæssig norm. Dette omfatter kriterier som åbenhed, gennemskuelighed, retfærdighed, dialog, involvering og medindflydelse i fastlæggelse af målene. For at målene skal være legitime, må i de opleves sådan af de aktører de skal gælde for, dvs. i princippet organisationer og aktører i transportsektoren og befolkningen generelt.

Jeg mener opgaven bør betragtes ud fra begge perspektiver. Forpligtende sektormål vil uanset hvad være instrumenter til at allokere miljømæssige goder efter en bestemt nøgle. Dette har implicite økonomiske konsekvenser, som bør tages i betragtning. Samtidig tjener målene imidlertid også et integrativt, *politikskabende* (frem for blot politikimplementerende) formål i relation til sektoren. Politikskabelsen er vanskelig at underlægge en samfundsøkonomisk rationalitet, da den indebærer at viden, opfattelser og præferencer bearbejdes og forandres (March & Olsen 1995).

Den hidtidige debat om målene har imidlertid næsten udelukkende været ført ud fra et snævert efficiensperspektiv, nemlig om det aktuelle stabiliseringsmål for CO₂ i transportsektoren udtrykker en omkostningseffektiv strategi for reduktion.

4.2. Fire hypotetiske modeller

For at tydeliggøre nogle af problemstillingerne vil jeg i det følgende opstille 4 hypotetiske principmodeller for kvantificering af sektormål (se i øvrigt Nijkamp & Vleugel 1995 og Gudmundsson 2000). I det følgende præsenteres hver af de fire modeller, og deres fordele og ulemper diskuteres i forhold til de ovennævnte kriterier.

1) Proportional fordeling

I denne model brydes målene for de enkelte sektorer ned fra allerede formulerede, overordnede mål for den samlede belastning. Målene defineres således at hver sektor skal svare en andel af det samlede reduktionsbehov, som er proportional med belastningen i dag (15% af belastningen medfører ansvar for 15% af målet). Betragtningen kan være at alle dele af samfundet må tage et ligeligt ansvar og være med til at sikre at de overordnede mål nås.

Fordelene ved denne model er at der kan tages afsæt i allerede definerede miljøproblemer, og metoder til at opgøre disse. Den proportionale model er simpel og udarbejdelsen kræver en begrænset mængde informationer. Desuden sikres det at alle relevante sektorer inddrages i bestræbelserne for at opnå de generelle mål.

Ulempen er især at reduktionsmuligheder og -omkostninger er forskellige i de enkelte sektorer. Dette kan skyldes tekniske forhold, befolkningens præferencer eller resultaterne af en hidtidig indsats, som har udtømt mulighederne for yderligere reduktioner. Dermed kan den proportionale fordeling indebære et samfundsøkonomisk velfærdstab. Makroøkonomiske analyser af en politik med proportionale CO₂ kvoter for alle sektorer i Danmark har fx vist at en sådan strategi kan føre til et mærkbart fradrag i BNP (Munksgaard & Pedersen 1997). Der kan også være tale om arbitrære fordelingseffekter, på trods af den tilsyneladende ”ligelige” behandling som proportionaliteten giver. En yderligere ulempe er at det ikke er muligt at målsætte miljøproblemer, som ikke allerede er omfattet af en overordnet planlægning. Miljøindsatsen i sektoren betinges altså af en stærk overordnet styring.

2) Omkostningsbaseret allokering

Målene for de enkelte sektorer brydes også i denne model ned fra allerede formulerede, overordnede mål for den samlede belastning. Målene fastlægges på en sådan måde, at de virkemidler som er nødvendige for deres realisering indebærer de laveste samfundsøkonomiske omkostninger på tværs af sektorer. Det vil sige at den enkelte sektors mål defineres af afskæringsprisen ved tiltag i den enkelte sektor, altså prisen på det dyreste tiltag i sektoren, som netop er nødvendigt for at det samlede mål nås (COWI 1997).

Fordelen er selvsagt at de enkelte mål alt andet lige nås på den mest omkostningseffektive måde (Maddison 1996). Dette kan samtidig frigøre midler til at kompensere for eventuelle negative fordelingsaffekter. Samtidig er princippet baseret på en rationel tankegang, som umiddelbart må anses for legitim i brede kredse, specielt hvis der er enighed om niveauet for de overordnede mål som sektormålene brydes ned fra.

Der er dog også ulemper. For det første forudsætter modellen at der er høj information om virkemidler og disses effekter og omkostninger på tværs af sektorer. Vejen til målet skal så at sige være kendt for at modellen kan fungere, og i så fald er målene reelt overflødige.⁴ For det andet forudsættes at hvert mål kan behandles for sig. I realiteten vil en række virkemidler have effekter på forskellige mål på en gang. Fx vil indførelse af renere diesel primært vil reducere partikeludslippet, mens reduktion af trafikarbejdet have en positiv effekt på de fleste mål. Forskellene er endnu større på tværs af sektorer. Det er altså vanskeligt at isolere de enkelte mål fra hinanden. I det omfang de enkelte miljøbenefits kan opgøres i samme enhed (nemlig penge) undviges denne ulempe, men dette er forbundet med betydelige vanskeligheder. Heller ikke omkostningerne vil nødvendigvis være af samme karakter på tværs af sektorer, idet fx tidsomkostninger spiller en stor rolle i transportsektoren, til forskel fra miljøtiltag i energisektoren. Af samme grund er der ikke fuld overensstemmelse mellem de metoder der benyttes til økonomiske analyser i de enkelte sektorer (COWI 1997). Endelig har omkostningsmodellen samme problem som den proportionale model, at der forudsættes en overordnet ramme. Sektorerne kan altså ikke ”gå foran” med miljøinitiativer, men forudsættes underlagt en overordnet styring.

3) Dynamisk perspektiv

I denne model er sigtet at fremme den miljømæssige omstilling af de enkelte sektorer mest muligt. Dette kan gøres ved at opstille ambitiøse mål, som giver mulighed for at gennemføre en grundlæggende omstilling eller ”økologisk modernisering” indenfor de enkelte sektorer (Jänicke 1990). Antagelsen kan fx være, at det på lang sigt vil være nødvendigt at omstille samtlige sektorer til en væsentligt lavere miljøbelastning, og at dette på langt sigt derfor også bedst vil kunne betale sig. Der kan også argumenteres med at den økonomiske udvikling er dynamisk og varierer mellem sektorerne, hvilket gør det umuligt at dokumentere den optimale statiske allokering af mål mellem disse.

Fordelen ved denne model er især dens potentielt store miljømæssig effektivitet. Ambitiøse mål kan medvirke til at igangsætte en udvikling, hvor omkostningsforventninger ikke umiddelbart får lov at bremse presset for at søge nye løsninger. Eksempler fra USA viser fx at ambitiøs målstyring på luftforureningsområdet har medvirket til at nye, miljøeffektive teknologier er blevet indført (Brown et al 1994). Der er opnået vidtgående reduktioner af belastningen, og ex post har omkostningerne ifølge en række analyser vist sig at være mindre end fordelene, på trods af forudgående dokumentation af prohibitivt høje omkostninger (Ringquist 1993). Strategien kan give grundlag for fremvækst af nye teknologiske eller strukturelle vækstområder, og dermed i bedste fald indebære fordele for både den økonomiske udvikling og miljøet.

⁴ Jf også de økonomiske vismænds analyse: : “Den separate målsætning for transportsektoren er [...] ikke hensigtsmæssig, da CO₂ fra transportaktiviteter beskattes for hårdt i forhold til CO₂ fra andre økonomiske aktiviteter” (DØR, 1996 p 153).

Ulempen er naturligvis at det er vanskeligt at vide om ambitiøse mål reelt vil føre til at der udvikles holdbare løsninger. Løsningerne kan slå fejl, de kan vise sig (alligevel) at blive uforholdsmæssigt dyre, eller de kan medvirke til at der opstår nye miljømæssige problemer (fx øget forbrug af pesticider og kunstgødning ved substitution af fossile brændstoffer med biobrændsler). Det er altså en risikabel strategi, som næppe kan forsvares uden en velbegrundet forventning om mulige tekniske eller strukturelle gennembrud. Der kan være behov for en vifte af indbyrdes velafstemte mål (reduktionsmål, aktivitetsmål, handlingsmål, mv.), som igen følges af initiativer indenfor fx forskning, forsøgsordninger, afgifts/subsidiopolitik, mv. .

4) Dialog proces

I denne model fastlægges målene af de relevante aktører i sektoren (herunder offentlige og private organisationer). Vægten ligger ikke på at nå frem til at allokere en bestemt del af et overordnet mål, men på at skabe opbakning og tilslutning blandt de berørte aktører om til at arbejde målrettet i retning af miljøforbedringer. Rationalet kan være at deltagerstyret målfastlæggelse ofte har vist sig at øge sandsynligheden for at mål ses som legitime og tages alvorligt.⁵

Fordelene knytter sig umiddelbart til legitimiteten og den dermed følgende mulighed for effektivitet. Set i et længere perspektiv kan involveringsmodellen også være med til at fremme omkostningseffektivitet og dynamik i løsningen af miljøproblemerne, hvis aktørerne i stigende grad lader deres viden og orientering styre ind efter et miljøperspektiv. I Holland har miljøpolitikken på bl.a. transportområdet været tilrettelagt så udvalgte "target groups" har været med til at definere mål og strategier. Dette hævdes at være en vigtig faktor bag den brede accept af den relativt ambitiøse miljøpolitik i Holland (de Jongh 1996). En lignende model har været benyttet i Sverige (jf. fodnote 4), hvor målene også har opnået bred accept.

Også i denne model er der svagheder. En nærliggende risiko er naturligvis at sektorens aktører kun kan blive enige om mål, der ikke strider mod deres egen umiddelbare interesser. Problemerne skubbes måske over på andre sektorer. Processen garanterer med andre ord ikke en tilstrækkelig miljømæssig effektivitet. Denne tendens kan modvirkes hvis miljømæssige interesser og eksperter inddrages aktivt i processen. Hvad dette betyder for proces og resultat vil dog afhænge meget af hvilken status disse repræsentanters bidrag tillægges af de andre aktører. I det svenske eksempel har miljømyndighedernes udspil til sektormål haft meget stor gennemslagskraft i dialogfasen (se fx Naturvårdsverket 1996), mens de er blevet noget nedtonet i den politisk forpligtende behandling. Det er altså ikke nødvendigvis sektoraktører der holder igen på ambitionerne, men deres medvirken er omvendt heller ingen garanti for hurtigt fremskridt i implementeringen (jf. Holland og Sverige).

⁵ Indenfor organisationslitteraturen generelt se fx Hatch 1997; indenfor miljølitteraturen se fx Rehbinder 1997.

Et andet væsentligt spørgsmål er hvem de relevante aktører overhovedet er, og hvem der dermed repræsenterer sektoren. Den relative disintegration af sektoren gør det formentlig til en vanskelig opgave at involvere dens aktører fuldt ud i forpligtende og effektive målsætningsprocesser.

4.3. Modellernes anvendelse

De ovennævnte modeller er stiliserede og fremstår umiddelbart som modsætninger. Modellerne har imidlertid forskellige egenskaber, som gør at de kan benyttes i forskellige sammenhænge:

- Den proportionale model er overskuelig, men også forenklet. Den kan især benyttes som udgangspunkt til at afklare hvilke miljøproblemer og –mål sektoren på lang sigt bør arbejde mod. Dvs. inden der træffes mere forpligtende beslutninger om sektorandele og etapemål (hvor spørgsmål om omkostninger, forankring mv. bliver vigtige)
- Den omkostningseffektive model er rationel, men også statisk og informationskrævende. Den er især relevant for miljøproblemer med ensartede effekter på tværs af sektorer, og hvor virkemidlerne og deres omkostninger er nogenlunde kendte og sammenlignelige.
- Den dynamiske model er ambitiøs men også risikabel. Den kan danne grundlag for at overvinde barrierer der hindrer gennembrud for løsninger af miljøproblemer, frem for at tage disse barrierer til efterretning. Den kræver stærke miljømæssige argumenter, politisk høj prioritering, og en bred opfølgning med handlingsmål og initiativer.
- Den processuelle model er integrativ, men også selektiv. Den er især egnet til at fremme den miljømæssige ansvarlighed og accept af miljøtiltag blandt sektorens aktører. Det kan lede til dybere forankring af miljøhensyn, men også til en yderligere sektorisering. Det afgørende er formentlig især hvem der inddrages og under hvilke præmisser det sker.

5. Konklusioner og anbefalinger

Opstilling af konkrete etapemål/targets kan have forskellige perspektiver, formål og konsekvenser. De bør derfor vurderes ud fra forskellige kriterier. Forpligtende sektormål indebærer en allokering af goder og omkostninger indenfor institutionelt bestemte sektorgrænser. Denne allokering kan have (arbitrære) økonomiske konsekvenser både udenfor og indenfor sektoren, og omkostningerne bør derfor så vidt muligt tages i betragtning.

Men sektormål behøver ikke kun at optræde som passive allokeringsinstrumenter i en statisk verden. De kan også være dynamiske elementer i at fremme udviklingen af erkendelser og løsninger og i at fremme dialog og forankring af miljømål hos aktørerne. Hvis man ønsker en dynamisk, aktørstyret udvikling, eller hvis der mangler den nødvendige viden, kan det være

nødvendigt at nedtone efficienskravet i visse sammenhænge. Kriteriernes respektive relevans vil afhænge af hvilke problemer man har med at gøre og hvilket stade i processen man befinder sig på. Der er ikke noget grundlag for på forhånd at tillægge visse kriterier en afgørende vægt.

Sektormålsætninger kan udformes forskelligt. Fastlæggelse af kvantitative etapemål bør logisk set bygge på forudgående overvejelser om mere langsigtede kvantitative slutmål, og de bør følges op af konkrete handlingsmål, hvis der skal bringes sammenhæng mellem overordnede mål og konkrete tiltag. De langsigtede mål kan drøftes relativt uafhængig af hvilke konkrete løsninger der p.t. er mulige og realiserbare, og hvilke omkostninger disse vil indebære. De mere konkrete etapemål bør derimod så vidt muligt bestemmes i lyset af viden om virkemidler og organisering af opfølgningen, for at sikre at opstilling af mål og midler er mest muligt i fase.

Det bør derfor under alle omstændigheder overvejes hvordan sektorens aktører og organisationer inddrages i opstilling og drøftelse af både slut-, etape- og handlingsmål, dels med henblik på at tilføre deres viden til processen, og dels med henblik på at fremme deres forståelse for og aktive forpligtelse på de miljømæssige mål.

Referencer

Bina, Olivia & Vingoe, Jenny: Integrating Environment in Transport - a Survey of EU Member States Policies. Swedish Environmental Protection Agency, Stockholm, May 2000.

Brown, Mark B; Canzler, Weert; Fischer, Frank & Knie, Anders: Air pollution and the politics of mobility. Paper Wissenschaftszentrum Berlin für Sozialforschung. Forschungsschwerpunkt Technik, Arbeit, Umwelt, nr.FSII, 94-105 WZB, Berlin, 1994. 26 p.

COWI: Samfundsøkonomisk omkostningseffektivitet i transportsektoren. CO₂-reduktioner i transportsektoren. Arbejdsrapport 1. Trafikministeriet, København. Marts 1997.

De Jongh, Paul E.: The Netherlands approach to environmental policy integration. Integrated environmental policy planning as a step towards sustainable development. Centre for Strategic & International Studies, Washington, DC, 1996.

DØR: Transport: Økonomi og miljø. Kapitel 3 (pp 93-161) in: Dansk Økonomi forår 1996. København. Det Økonomiske Råd. 1996.

Eikard, Ulla & Hansen, Klaus Bruun: Trafik 2005. Den grønne korrektur. Danmarks Naturfredningsforening, København. 1994.

Gudmundsson, Henrik: Mobilitet og bæredygtighed – strategier, mål og institutioner i reguleringen af persontransport. Ph.D-serie 8.2000. Handelshøjskolen i København. Økonomisk Fakultet. Frederiksberg, 2000.

Hatch, Mary Jo: Organization Theory. Modern, Symbolic, and Postmodern Perspectives. Oxford University Press, Oxford, 1997.

Hey, Christian (ed.): The Incorporation of the Environmental Dimension into Freight Transport Policies. Final Report- EURES, Freiburg 1996.

Jänicke, Martin: State Failure. The Impotence of Politics in Industrial Society. Polity Press, Cambridge, 1990.

March, James G. & Olsen, Johan P.: Democratic governance. Free Press, New York, 1995.

Maddison, David: The true costs of road transport. Blueprint, nr.5. Earthscan, London, 1996.

Munksgaard, Jesper & Pedersen, Jørgen Rahbæk: Environmental Targets and Macroeconomics. Amternes og Kommunernes Forskningsinstitut, København, 1997.

Naturvårdsverket: På väg mot ett miljöanpassat transportsystem. Slutrapport från MaTs-samarbetet. Rapport 4636. Naturvårdsverket. Stockholm. 1996.

Nijkamp, Peter & Vleugel, Jaap: In Search of Sustainable Transport Systems. pp 287-299 in: Banister, David; Capello, Roberta & Nijkamp, Peter (eds.): European Transport and Communications Networks. Policy Evolutions and change. John Wiley & Sons, Chichester, 1995.

Porter, Michael E. & van der Linde, Claas: Toward a New Conception of the Environment-Competitiveness relationship. Journal of Economic Perspectives, Vol. 9. Nr. 4, Fall 1995. pp. 97-118

Prop. 1997/98:145: Svenska miljömål – Miljöpolitik för ett hållbart Sverige. (prop. 1997/98:145) Stockholm, 1998

Prop.1997/98:56: Transportpolitik för en hållbar utveckling. Regeringens proposition 1997/98:56. Stockholm 1998.

Rehbinder, Eckard: Environmental Agreements. A new policy Instrument of environmental policy. [online] European University Institute, Jean Monet Chair Paper RSC No 97/46, 1997: URL: <http://www.iue.it/RSC/WP-Texts/rehbinder.html> [Cited: 31. maj 1999]

Ringquist, Evan J.: Environmental Protection at the State Level. Politics and progress in Controlling Pollution. M.E. Sharpe; New York, 1993.

Route, Mona & Andersson, Stefan: Environmental Goals for Sustainable Transport in Europe. A report from the Swedish Euro-EST project. Swedish Environmental Protection Agency. Report 4978, Stockholm 1999.

SIKA: De transportpolitiska målen – uppföljning våren 1999 (SIKA Rapport 1999:3). Statens Institut för Kommunikationsanalys. Stockholm, 1999

Sørensen, Claus Hedegaard: Er sektorintegration mulig? pp 162-173 in. Holten-Andersen, John; Pedersen, Thomas Nicolai; Stensen Christensen, Hanne & Manninen, Sanni (red.): Dansk naturpolitik - i bæredygtighedens perspektiv. Temarapport nr. 2 2000, Naturrådet, København, 2000.

Tengström, Emin: Towards Environmental Sustainability? A Comparative study of Danish, Dutch and Swedish transport policies in a European context. Ashgate, Aldershot 1999.

Trafikministeriet: Begrænsning af transportsektorens CO₂- udslip. Muligheder og virkemidler. Trafikministeriet, København, 2000.

US DOT: Performance Plan Fiscal Year 1999. U.S Department of Transportation, Washington, D.C 1998.