

# Kritisk vurdering av tiltaksanalyser og forslag til forbedringer

Av Ståle Navrud.

Ståle Navrud er dr.scient og forsker ved Seksjon for ressursøkonomi og planlegging, Institutt for skogfag, Norges landbrukshøgskole og ved Senter for Anvendt Forskning, SAF-Oslo.

*Innlegg på møte i Norsk Vannforening  
7. desember 1989*

## 1. Innledning

Lokaltilpassede tiltaksanalyser er nytte-kostnadsanalyser (NKA) av mulige tiltak for å redusere lokale forurensningsproblemer. Statens Forurensningstilsyn (SFT) har hittil gjennomført tiltaksanalyser for fire resipienter: Luftkvalitet i Oslo og Sarpsborg/Fredrikstad-området samt vannkvalitet i Mjøsa og Indre Oslofjord.

NKA er en samfunnsøkonomisk konsekvensanalyse hvor en vurderer nytte og kostnader av enkelttiltak sett fra samfunnets synsvinkel og forsøker å kvantifisere disse virkningene i én felles enhet, vanligvis kroner. NKA bidrar til å strukturere problemstillingen og er således et nyttig verktøy for beslutningsfatterne. Slike analyser vil derfor kunne være en viktig del av beslutningsgrunnlaget. Imidlertid har NKA bare i liten grad blitt brukt som grunnlag for miljøpolitiske beslutninger (se Navrud 1989 b). SFT's tiltaksanalyser representerer det første norske forsøket på en mer systematisk og regelmessig bruk av samfunnsøkonomiske conse-

kvensanalyser ved beslutninger om igangsetting av miljøverntiltak. I USA har en imidlertid lang erfaring med bruk av såkalte «Regulatory Impact Analysis» (RIA). Disse analysene skiller seg fra tiltaksanalysene ved at de ser på effektene av bestemte nasjonale miljøverntiltak/-programmer, mens tiltaksanalysene vurderer alle aktuelle miljøverntiltak for en bestemt resipient. Begge typer analyser er imidlertid avhengig av at en har naturvitenskapelige dose-responsfunksjoner slik at en kan utføre en miljøkonsekvensanalyse av de aktuelle tiltakene. I tillegg må nytten og kostnadene av miljøtiltakene og deres konsekvenser kunne verdsettes. Dette forutsetter at endringer i helserisiko og miljøgodenes kvalitet beskrives v.h.a. endringer i parametre som de berørte individer kan oppfatte. Samtidig skal beskrivelsen være vitenskapelig korrekt. Hvordan denne transformasjonen av naturvitenskapelige data til samfunnsvitenskapelige data best skal kunne utføres finnes det intet fasitsvar på. I flermåls beslutningsanalyse (FBA)-språkdrakt benevnes modellene som disse to typer data skal puttes inn i henholdsvis konsekvens-

og preferansemodellen. Spesifiseringen av disse modellene er ikke uproblematisk. Jeg vil derfor først ta for meg noen av de *metodiske problemene* ved tiltaksanalysene og de muligheter for forbedringer som foreligger. Deretter vil *jeg se på eventuelle begrensninger for bruken* av tiltaksanalyser i den miljøpolitiske beslutningsprosessen.

## 2 Metodiske problemer/utfordringer

I tiltaksanalysen er kostnadene relativt greie å verdsette v.h.a. markedspriser. Nyttevirkningene, i form av økt kvalitet av miljøgoder som ren luft og rent vann, omsettes ikke i noe marked, og har derfor ingen markedspris. Det må derfor brukes andre metoder for å verdsette endringer i disse miljøkvalitetene, se f.eks. Navrud (1988, kapittel 2) for en metode-oversikt. Tilsvarende problemer oppstår når en skal beregne den samfunnsøkonomiske verdien av endret helserisiko ved miljøverntiltak. Navrud (1989 a, kapittel 2) gir en oppdatert oversikt over metoder og empiriske resultater på dette området.

I tiltaksanalysen veies verdsatte nytteeffekter og kostnader av ulike tiltak opp mot hverandre ved å konstruere en nytte-kostnads (N/K)-brøk for hvert tiltak. N/K-brøken viser hvor store nyttevirkinger en får for hver krone investert i tiltaket. Alle tiltak som har en N/K-brøk som er større enn 1 er samfunnsøkonomisk lønnsomme. Tiltakene rangeres etter økende N/K-brøk. Gjennomføring av tiltakene med størst N/K-brøk vil gi den mest effektive utnyttelsen av et begrenset budsjett. Konstruksjonen av N/K-brøken er imidlertid ikke uproblematisk. Vurderingen av

om sparte kostnader skal plasseres i telleren som en nytteeffekt eller i nevneren som et fradrag i kostnadene, og om en skal plassere alle nytteeffekter eller kun miljønyttene i telleren vil kunne gi ulik rangering av tiltakene (Rådahl & Steinshamn 1989). Korrelasjon mellom tiltakene (synergieffekter) vil også kunne medføre endringer i rangeringen. Disse problemene synes imidlertid å ha fått en rimelig bra løsning i SFT's tiltaksanalyser. Større er problemene når det gjelder verdsetting av nyttekomponentene. Med unntak av Indre Oslofjord-analysen er vurderingen av nyttekomponentene i tiltaksanalysen basert på overføring av tall fra tidligere verdsettings-studier, både norske og utenlandske, til å gjelde den aktuelle resipienten. Da en vet lite om hvor overførbare slike nytteestimer er og eventuelt hvordan en skal korrigere for forskjeller i institusjonelle og sosio-økonomiske forhold, metodikk og ressurskvalitet, og da antallet empiriske studier i Norge er svært begrenset (se Navrud 1989 b, kapittel 2), medfører dette meget usikre anslag for verdsetting/vekting av ulike nyttekomponenter.

En evaluering av tiltaksanalysene på luftsiden (Navrud 1989 a, kapittel 3) konkluderer med at det vil være effektivt å satse på «sammenlignende forskning» dvs. forskning omkring hvor overførbare naturvitenskapelige dose-responsfunksjoner og verdsettingsestimater er, fra et land til et annet og fra et område (en resipient) til en annen innen et land. På denne måten kan en dra bedre nytte av, og sikre riktigere bruk av, den store mengde utenlandske (spesielt amerikanske) studier som foreligger. Smith & Kaoru (1989) representerer, såvidt jeg vet, det første bidraget

innen slik sammenlignende forskning på verdsettingsstudier.

Det bør også gjennomføres flere empiriske studier innen verdsetting av miljøgoder og risiko for helseskader i Norge. Disse studiene kan med fordel kombineres med metodeutvikling og -tilpasning, og bør være beslutningsrettet, dvs. rettet inn mot behovet for kvantifisering av «nyttevektene» i framtidige tiltaksanalyser.

De verdsettingsstudier som ble gjennomført i forbindelse med Oslofjordanalysen (se Aarskog 1988 og Heiberg & Hem 1988) er således et skritt i riktig retning. Her ble det gjennomført en postal spørreundersøkelse av et tilfeldig utvalg av husstandene i de ni kommunene som grenser til Indre Oslofjord. Lav svarprosent og et ikke-representativt utvalg bidrar imidlertid til å svekke tilliten til resultatene. Husstandenes betalingsvillighet for en rensing som medførte at ingen deler av fjorden ville være «nevneverdig forurenset» ble estimert v.h.a. Contingent Valuation Metod (CVM); se Mitchell & Carson (1989) for en oppdatert beskrivelse av denne metoden. I tillegg ble en forenklet versjon av FBA, benevnt SMART (Simplified Multi Attribute Rating System) brukt i den samme spørreundersøkelsen. Som en tredje metode ble FBA anvendt separat på tre grupper som skulle representere brukerne av fjorden, den vannfaglige ekspertisen og offentlig forvaltning. Resultatene fra spørreundersøkelsen viser at CVM ga signifikant større gjennomsnittlig betalingsvillighet pr husstand enn SMART. Utformingen av metodene, bl.a. med angivelse av rensekostnadene i SMART, men ikke i CVM, kan forklare denne forskjellen. En annen ulempe med denne undersøkelsen er at det kun ble

spurt om folks betalingsvillighet for én kvalitetstilstand av fjorden. Folks preferanser for ulike «trade-off» mellom forskjellige vannkvalitetsnivåer (rensegrader) og kostnadene ved å oppnå disse burde vært undersøkt. Dette er senere forsøkt gjort i tilknytning til en lignende tiltaksanalyse for Drammensfjorden, se Dahlgard (1989).

Når det gjelder resultatene fra FBA konkluderer Heiberg & Hem (1988:46) som følger:

«Det er behov for å omarbeide spørreprosedyren på de punkter som har med kostnader å gjøre slik at spørsmålene blir mer forståelige. Det kan forøvrig stilles spørsmål ved om flermålsanalyse overhodet egner seg til økonomiske verdsettinger det her er tale om».

Brukt med varsomhet synes imidlertid denne typen metode å kunne være et nyttig supplement til de tradisjonelle verdsettingsmetodene hvor en undersøker folks preferanser/betalingsvillighet for miljøendringer (f.eks. CVM). FBA gir imidlertid ikke publikums preferanser for miljøgoder, men bare «eksperternes» (og/eller utvalgte representanter for interessegruppene) preferanser eller deres oppfatning av folks preferanser. På den annen side bør jo «eksperternes» ha bedre kunnskap om konsekvensene av de aktuelle miljøendringene og være bedre mentalt forberedt på avveiningen mellom miljøgoder og andre goder, som slike verdsettingsteknikker innebærer.

Et annet sentralt metodisk problem er behandling av *usikkerheten* i konsekvens- og preferansemodellene. I Oslofjordanalysen ble det gjennomført følsomhetsanalyser for preferansemodeller. Resultatene viste at rangeringen av tiltakene (i den foreslåtte tiltakspakken) var robust overfor end-

ringer i «nytte-vektene»/nyttefunksjonene (SFT 1989, bilag 2). Imidlertid ble det ikke gjennomført tilsvarende følsomhetsberegninger for konsekvensmodellen, slik at en ikke vet hvordan usikkerheten i dose-responsfunksjonene innvirker på rangeringen av tiltak. Ved å gjøre følsomhetsanalyser for sentrale parametre både i konsekvens- og preferansemodellene kan en bedre illustrere hvordan usikkerheten/risikoen i tiltaksanalysene vil kunne endre rangeringen av tiltakene og dermed sammensetningen av de foreslåtte tiltakspakkene. Neste skritt vil være simuleringer, hvor en varierer flere parametre samtidig. Et viktig moment i denne sammenhengen er at tiltaksanalysene, i større grad enn hva som har vært tilfellet hittil, må kunne ta inn ny informasjon og revurdere rangeringen av tiltakene og sammensetningen av de utvalgte tiltakspakkene. Med sine korte tidsfrister bygger tiltaksanalysene i stor grad på et foreløpig og usikkert tallmateriale. En prosedyre for fortløpende oppdatering av analysene bør derfor opprettes. En annen faktor som vil kunne påvirke både nytteestimatene og rangeringen av tiltakene er valg av konsekvensvariable, dvs. hvilke parametre som velges for å overføre dataene fra konsekvensmodellen til preferansemodellen gjennom beskrivelsen/presentasjonen av endringer i miljøkvalitet og helserisiko for de berørte individene. Det er derfor et stort behov for følsomhetsanalyser, simuleringer, men også økt metodisk og empirisk forskning på folks persepsjon av miljøendringer. Folks informasjonsnivå og holdninger til miljøvern er andre stikkord i denne sammenheng.

For alle de metodiske spørsmålene

som er reist ovenfor gjelder det at det vil kunne være mye å lære fra USA's bruk av RIA, se Fisher (1984) for en oversikt og evaluering av Environmental Protection Agency (EPA)'s retningslinjer for gjennomføring av RIA og EPA (1987) for en evaluering av utførte RIA i tidsrommet 1981-1986.

### 3 Bruk av tiltaksanalyser

Målet med tiltaksanalyser er at de skal være en viktig del av beslutningsgrunnlaget for gjennomføring av miljøverniltak. Bruken av tiltaksanalyser står derfor sentralt. Den påfølgende diskusjonen baserer seg i hovedsak på en analyse av bruk av nytteestimer og NKA generelt i den miljøpolitiske beslutningsprosessen, og hvor tiltaksanalysen for ytterligere reduksjon av luftforurensningene i Oslo var en av tre utvalgte case-studier (Navrud 1989 b). I de få tilfellene hvor (NKA) av miljøverniltak har vært gjennomført har analysene ikke spilt noen sentral rolle i beslutningsprosessen. Ofte brukes analysene for å bekrefte det standpunktet beslutningsfatterne allerede har. Når analysene derimot gir motstridende resultater av den rådende oppfatningen blant beslutningsfatterne, tillegges de liten vekt, og en ser tendenser til at resultatet forsøkes bortforklart. Den begrensede bruken av NKA (med verdsette nytteeffekter) har flere årsaker. For det første er det et svakt lovgrunnlag for gjennomføring av NKA, og de administrative retningslinjene for gjennomføring av samfunnsmessige konsekvensanalyser generelt er mangelfulle. En annen viktig årsak er den skeptiske holdningen til metoder for verdsetting av miljøgoder både i og utenfor miljøvernsektoren, og både hos saksbehandlere/administrasjon og beslutningsfat-

terne. Dette skyldes nok i stor grad mangel på informasjon om disse metodene og kommunikasjonsproblemer mellom forskere og beslutningsfattere på alle nivåer. Opplæring/kursvirksomhet innen samfunnsøkonomiske konsekvensanalyser og beslutningsrettet forskning med en mer effektiv kommunikasjon av resultatene og deres anvendelsesmuligheter synes derfor nødvendig. Kostnadene og tiden det tar å gjennomføre slike analyser synes ikke å være begrensende for bruken av dem. Det kan her nevnes at erfaringer fra tilsvarende amerikanske analyser viser en nytte-kostnadsbrøk av å gjennomføre selve analysen i størrelsesorden 1.000 : 1 (EPA 1987, Miltz 1988). Det politiske klimaet for bruk av økonomiske analyser i miljøvernpolitikken og «prising av miljøgoder» gjennom miljøavgifter synes ellers å være bedre enn på lenge (jfr. argumentasjonen om økt bruk av økonomiske virkemidler, spesielt avgifter, i miljøvernpolitikken i St.meld. nr 46 (1988-89) om den norske oppfølgingen av Verdenskommisjonens rapport, fra alle partier foran Stortingsvalget høsten 1989, og nå senest fra miljøvernministeren i en artikkel i Aftenposten 5.2.1990).

Denne vurderingen av hvilke begrensninger som gjør seg gjeldende for bruk av NKA generelt synes også å gjelde tiltaksanalysene. Da en foreløpig har liten erfaring med hvordan disse analysene har blitt brukt i beslutningsprosessen er det imidlertid noe tidlig for en endelig evaluering av dem. Erfaringer fra Osloluft-analysen tyder likevel på at kostnadseffektive tiltak som er politisk kontroversielle, må vike plass for mindre kontroversielle og mindre lønnsomme tiltak. Dette kunne en kanskje i større grad unngått om tiltaks-

analysene var supplert med en «gjennomføringsplan» som mer detaljert sier hvem som skal gjøre hva av tiltak, og hvilke budsjettposter midlene kan tenkes tatt fra.

#### 4 Konklusjon

Til tross for de ankepunkter mot tiltaksanalysen som her er fremsatt, synes disse analysene allerede å ha blitt et akseptert beslutningsverktøy i miljøforvaltningen og delvis også blant politikere. Tiltaksanalyser, og nytte-kostnadsanalyser generelt, oppfattes av de fleste som en god metode for å strukturere en problemstilling ved at en sammenligner fordeler og ulemper av ulike prosjektalterativer/tiltak, og dermed finne fram til de samfunnsøkonomisk mest lønnsomme tiltakene.

Til tross for tverrpolitisk enighet om økt bruk av miljøavgifter og dermed en «prising av miljøgoder, synes store deler av forvaltningen og politikerne fortsatt å være skeptiske til den verdsetting av miljø- og helseeffekter som inngår i tiltaksanalysene. Når verdsettingen «kamoufleres» som nyttevekter i tiltaksanalysene reduseres imidlertid denne «motstanden» sterkt, sannsynligvis fordi dette oppfattes som en mer «objektiv» og mindre kontroversiell måleenhet. Likevel er vektene utledet direkte eller indirekte fra verdsettelsesstudier, men de fleste i forvaltningen og politikerne har ennå ikke «gjennomskuet» dette. Denne omformingen til nyttevekter er i stor grad gjort bevisst fra SFT's side. For å sikre tillit til tiltaksanalysen på lang sikt bør en imidlertid unngå dette og heller søke å informere forvaltningen og beslutningstakere på alle nivåer om metodene bak tiltaksanalysene, spesielt innen verdsetting av miljø- og helseeffekter.

Verdsettingsmetodene er i dag vel utviklet, men det er fortsatt behov for flere empiriske studier av miljøgoders marginalverdi. Disse studiene bør være beslutningsrettede, dvs. rettet inn mot behovet for empirisk materiale i tiltaksanalysene, og bør kombineres med metodiske studier. Økt bruk av følsomhetsanalyser, simulering, både på dose-responsfunksjonene og nytte- og kostnadsestimatene, og en utførlig presentasjon av resultatene fra disse analysene bør også oppprioriteres. På denne måten kan en bedre illustrere den usikkerhet som er til stede i tiltaksanaly-

sene. Bedre rutiner for revidering av tiltaksanalysene i takt med økt informasjon bør også utvikles.

Konklusjonen må bli at tiltaksanalyser, med visse modifikasjoner og et bedre empirisk og metodisk grunnlag, har potensiale til å bli et nyttig hjelpemiddel for beslutningsfatterne, og vil bidra til en mer samfunnsøkonomisk effektiv ressursallokering. Med dagens store miljøproblemer og begrensede budsjettmidler skulle det være unødvendig å peke på viktigheten av å få mest mulig miljøvern (miljønytte) ut av hver krone investert i mottiltak.

## LITTERATUR

- Dahlgard, M. 1989: Drammensvassdraget — en undersøkelse av betalingsvillighet. Senter for Industriforskning (SI), Rapport nr 88 11 08-2, 87.
- EPA 1987: EPA's use of benefit cost analysis; 1981-1986. Environmental Protection Agency (EPA), Washington D.C., EPA-230—05-87-028.
- Fisher, A. 1984: An overview and evaluation of EPA's guidelines for conducting Regulatory Impact Analyses. In: Smith, V.K. (ed.): Environmental Policy under Reagan's Executive Order, Chapel Hill, UNC Press:99-118.
- Heiberg, A. og K.-G. Hem 1988: Tiltaksanalyse for Indre Oslofjord. En sammenligning av tre forskjellige analysemetoder. Interimrapport til NTNf 8801 05-1. Senter for Industriforskning. September 1988. 67 s.
- Miltz, D. 1988: The use of benefit estimation in environmental decision making. Organization of Economic Co-operation and Development (OECD), Environment Directorate, Report ENV/ECO/88.8, 46 pp.
- Mitchell, R.C. & R.T. Carson 1989: Using surveys to value public goods: The Contingent Valuation Method. Resources for the Future, Washington D.C., 482 pp.
- Navrud, S. 1988: Verdsetting av kollektive goder som påvirkes av sur nedbør i de nordiske land. Nordisk Ministerråd. Miljørapport 1988:4, 110 s.

- Navrud, S. 1989 b: The use of benefit estimates in environmental decision-making in Norway. Report from OECD, Environment Directorate. Forthcoming in Pearce, D. & J.-P. Barde (eds.): The use of monetary estimates of environmental benefits in decision-making (Preliminary title), Earthscan Publications Ltd., London, 67 pp.
- Rådahl, T. & S.I. Steinshamn 1989: Rangeringskriterier i tiltaksanalyser. Senter for Anvendt Forskning - Bergen. SAF-rapport nr 4-89, 45 s.
- SFT 1989: Ytterligere reduksjon av forurensningen i Ytre Oslofjord. Forslag til tiltak som vil føre til en mer tilfredsstillende vannkvalitet for alle bruksformer. Statens Forurensningstilsyn (SFT), oktober 1989, 28 s. + 4 bilag.
- Smith, N.K. & Y. Kaoru 1989: Signals or noise? Explaining the variation in recreational benefit estimates. Resources for the Future (RfF), Discussion paper OE 89-05, 40 p.
- Aarskog, E.M. 1988: Betalingvillighet for ytterligere rensing av Indre Oslofjord. Rapport 87 10 13-2, Senter for Industriforskning, 42 s.