NENT

Den nasjonale forskningsetiske komité for naturvitenskap og teknologi

Føre-var prinsippet: mellom **FORSKNING** og **POLITIKK**

NENTpublikasjon nr. 11

1997

Føre-var prinsippet: mellom forskning og politikk

Copyright © De nasjonale forskningsetiske komitéer

ISBN 82-7682-025-5

Det er utarbeidet et kort sammendrag av denne rapporten. ISBN nr 82-7682-026-3. Den kan fås gratis fra NENTs sekretariat, tlf 22 95 87 80 eller faks 22 95 84 92

Den nasjonale forskningsetiske komité for naturvitenskap og teknologi (NENT)
Forskningsparken
Gaustadalléen 21
0371 OSLO

Telefon: 22 95 87 80
Telefax: 22 95 84 92

Redigering og layout: Matthias Kaiser og Hilde Storvik
Design: Front Strategisk Design
Trykk: Falch Hurtigtrykk as

Trykket på resirkulert papir

1. Opplag: 750
2. Opplag: 750

Oslo, april 1998

Innhold

Forord 1

Innledning: Bærekraft som mål 3
Problemet 3
Global bærekraftig utvikling 4
Forskning, politikk og bærekraftig utvikling 7
Føre-var prinsippets sentrale betydning 9
Kort oversikt over rapportens innhold 11
Målgruppe for rapporten 14

Kapittel 1: Føre-var prinsippets historie og juridisk status norsk miljøpolitikk 17
«Vorsorgeprinzip» i tysk miljøvernpolitikk 18
Føre-var prinsippet i Nordsjøavtalen 21
Miljøvernperspektivet i norsk rett – mennesket i sentrum? 23
Føre-var prinsippet som miljørettslig begrep 28
Føre-var prinsippets bruk i rettslig relevante tekster 30
Føre-var prinsippets betydning i Genteknologiloven 32

Kapittel 2: Eksempler på relevant anvendelse av føre-var prinsippet 39
Eksempel 1: Oppdrettslaks og genetisk utarming 39
Føre-var strategi? 42
Teknologen 43
Ren teknologi 44
Dypøkologi 45
Politisk styring 46
Eksempel 2: Transnasjonal forvaltning av næringssaltene i Nordsjøen 47
Føre-var strategi? 54
Eksempel 3: Det globale klimaproblemet, CO_2 og usikkerhet 56
Felles ansvar, men ulik byrde? 60
Mulig respons på klimaproblemet 63

Kapittel 3: Vitenskapelig ekspertise og usikkerhet 69
Tolking av «mangel på fullstendig vitenskapelig visshet» 69
Usikkerhet, vitenskapelig metode og modeller 72
Vitenskapelig uvitenhet 77
Vitenskapelige eksperter som politiske aktører; «Post-normal vitenskap» som ny utfordring 78

Om å forutsi miljøeffekter: konsekvensutredninger 83
Risikoforskning og kostnads-nytte kalkyler 87
Definisjon av risiko 87
Objektiv versus subjektiv risiko 89
Fakta og verdier i risikoforskningen 90
Verdi av risiko-analyser og dens begrensninger 94
Betingelser for å anvende føre-var prinsippet 96

Kapittel 4: Etiske begrunnelser for føre-var prinsippet 101
Redningsflåte-etikk eller romskip-etikk? 105
Idéhistorisk ekskurs: Condorcet 106
Redningsflåte-etikk 107
Romskip-etikk 110
Fremtidige generasjoner 114
Fallitt for antroposentrisk etikk? 119
Usikkerhet, uvitenhet og prosessrasjonalitet i etikken 125

Kapittel 5 : Føre-var prinsippet, beslutningsteori og andre forutsetninger for bærekraftig utvikling 133
Fire prinsipper for bærekraftig utvikling 134
Minimax eller no-regret eller vent-og-se eller føre-var? 139
Naturens tålegrenser 144

Kapittel 6: Føre var prinsippet omsatt til ny praksis 153
Om føre-var prinsippet og scenarier for tiltaksvurdering 153
Om føre-var prinsippet og økonomiske begrensninger 163
Om føre-var prinsippet og håndtering av risiko 166
Om føre-var prinsippet og håndtering av vitenskapelig usikkerhet 168
Om føre-var prinsippet og vitenskapelig metode 170

Kapittel 7: Føre-var prinsippet, konsensus og behovet for et nytt institusjonelt rammeverk 177
Vanskeligheten med politisk ansvar for føre-var strategier 177
Konsensus og deltakelse som ideal 180
Kanadiske rundebordskonferanser 182
Et forslag for Norge 196

Bibliografi 199

Forord

De nasjonale forskningsetiske komitéer er enda unge som institusjoner. Som en av de tre komitéene er Den nasjonale forskningsetiske komité for naturvitenskap og teknologi (NENT) nå inne i avslutningen av den andre oppnevningsperioden (1994 - 1996). Vi legger med dette frem et arbeid om «Føre-var prinsippet» som har beskjeftiget oss i en stor del av siste oppnevningsperiode.

Komitéen har et spesielt ansvar for etiske problemstillinger knyttet til industrien, våre fiskerier og landbruket, i tillegg til de problemstillinger av etisk natur som grunnforskning og anvendt forskning innen naturvitenskap og teknologi generelt gir.

Komitéen har lagt særlig vekt på å fremme forskeres og brukeres etiske bevissthet når det gjelder anvendelser av teknologi og naturvitenskapelig forskning. Dette er et ganske vidt og komplekst arbeidsfelt. Komitéens arbeidsmåte har vært å velge spesifikke saker som en anser som sentrale. Komitéen har da invitert relevante samarbeidspartnere i en dialog om den konkrete sak.

I denne rapporten har altså NENT tatt opp «Føre-var prinsippet» til behandling. NENT anser «Føre-var prinsippet» som et etisk prinsipp, i den forstand at hensynet til kommende generasjoner og til vårt fremtidige naturmiljø blir tatt hensyn til sammen med hensynet til dagens mennesker, samfunn og miljø. Prinsippet fikk sitt gjennombrudd ved «Rio-deklarasjonen». I Norge er prinsippet etterhvert blitt tatt inn i lovtekster.

Vi er vitne til at teknologiske inngrep blir stadig mer omfattende, med store konsekvenser for vår fremtid. Dette er en følge av teknologiens stadig økende produktivitet og effektivitet. Det gjør at forskere, eksperter i offentlige institusjoner og i næringslivet bør gjennomtenke konsekvenser av sine prosjekter, både for dagens og fremtidige mennesker, og for dagens og morgendagens miljø.

En skulle tro at prinsippet skulle være vel definert, særlig da det allerede har funnet vei inn i lovtekster. Slik er det ikke. NENT føler at denne rapporten representerer et nybrottsarbeide, og håper det vil være et grunnlag for fortsatt debatt og refleksjon.

Vi har fulgt vår vanlige arbeidsform i dette arbeidet, og er stor takk skyldig til alle de personer, institusjoner, organisasjoner og bedrifter som har brukt tid og ekspertise ved å delta i møter og seminarer for å redegjøre og diskutere sine spesialfelter med NENT.

NENT ønsker å takke for god hjelp og inspirerende innlegg, og diskusjoner med alle som har bidratt. Vi ønsker spesielt å takke følgende personer:
Uno Abrahamsen, Geir Wang Andersen, Lars Føyn, Bente Herstad, Nils Roll-Hansen, Tora Skodvin, Haakon Thaulow, Asbjørn Aaheim og Jon Teigland.

I tillegg har komitémedlemmer og sekretariatet hatt kontakt med en rekke personer som har bidratt med verdifull informasjon.

Uten den store faglige innsats fra NENTs sekretær Matthias Kaiser hadde ikke dette arbeid vært mulig å gjennomføre. Han har ikke bare ført utredningen i pennen, men med sine framlegg for komitéen, basert på eget faglig arbeid og på innspill fra våre samarbeidspartnere, hatt en avgjørende innflytelse på utformingen av rapporten. Komitéen vil også takke Hilde Storvik for en utmerket hjelp med det redaksjonelle arbeidet.

Vi håper at arbeidet vil være av betydning for personer og institusjoner som arbeider med planer og prosjekter av stor betydning for vår felles framtid. Vi håper også at den har bidratt til debatt og til at «Føre-var prinsippet» blir noe mer enn et diffust honnørord som en koster på seg ved passende anledninger.

Inge Johansen, leder NENT

INNLEDNING: BÆREKRAFT SOM MÅL

Problemet

Vitenskapelig og teknologisk framskritt har medført mange viktige goder. Levestandard og gjennomsnittlig levealder i industriland har økt betraktelig, og på viktige områder har høyere levestandard medført økt livskvalitet. Med utvidet kunnskap har man fått bedre redskaper til å bekjempe nød og fattigdom. Den teknologiske utviklingen har frigjort mange fra fysisk tungt arbeid. Kunnskaps-utviklingen har også bidratt til en sosial utvikling der demokratiske strukturer har blitt styrket i mange land. Utdanningsnivået i de rike landene er høyt.

Samtidig har man måttet innse at denne utviklingen er et tveegged sverd. Miljøproblemene overskygger våre framtidsperspektiver, og vi må legge om kursen om vi skal sikre en trygg framtid for våre etterkommere. Verden står overfor store utfordringer: vår livsstil og vår teknologi har bragt oss inn i en utvikling som ikke kan fortsette uten å medføre alvorlige trusler av vår egen og særlig fremtidige generasjoners velferd. Selve livsgrunnlaget for vår klode, utviklet gjennom millioner av år, er truet. Av de globale problemene vil vi nevne:

a) Økt CO_2 i atmosfæren og drivhuseffekt

b) Tap av landbruksarealer

c) Tap av jordens skogsområder

d) Tap av det beskyttende ozon-laget

e) Forurensning og utarming av vannreservoarer,

f) Over-utnyttelse av natur-ressursene (både fornybare og ikke-fornybare), og

g) Økende reduksjon av biodiversitet.

Disse problemene må sees i sammenheng med en raskt økende verdens-befolkning. Mens vi per i dag regner med en total befolkning på om lag 5,5

milliarder mennesker, er det rimelig å anta at vi i løpet av 50 år vil ha passert 10 milliarder, og kan nærme oss 12-14 milliarder ved utgangen av det neste århundre. Det er et tankekors at både økt velstand og økt fattigdom er medvirkende årsak til våre miljøproblemer. Med økt velstand følger et høyere forbruk som gjerne betyr en større belastning på våre naturressurser. Med økt fattigdom, analfabetisme og manglende kompetanse blir miljøhensyn satt til side og ressurser man rår over blir raskt forbrukt.

Miljøproblemer knyttet til vår atmosfære oppfattes ofte som å være av global karakter. Mange av miljøproblemene har mer regional og lokal karakter. Disse kan i like stor grad true helse og miljø. Moderne storbyer og den industrielle produksjon som foregår i nærmiljøet er et eksempel på dette. De er antakelig en del av årsaken til økningen av astmatiske sykdommer og allergier. Risiko for akutte miljøkatastrofer forårsaket av ulykker som i Bhopal og Seveso skyldes også regionale og lokale faktorer. Nevnes må også den menneskeskapte radioaktive belastningen som i dag først og fremst belaster industrinasjonene.

Og endelig må man ta med i betraktning at vi ennå ikke har kjennskap til alle miljøproblemer som industrialiseringen har medført. Eksempelvis begynner vi først nå å lære mer om de såkalte miljø-østrogene klorforbindelser som muligens medfører alvorlige helseproblemer og en 'feminisering' av mennesker og høyere dyrearter. Nylig har de europeiske landene måttet konstatere at «kugalskapen» har kunnet spre seg uten at man tidsnok har kunnet sette inn effektive mottiltak.

Global bærekraftig utvikling

Inntil for noen få år siden var det ingen oppmerksomhet knyttet til disse problemene. Med rapporten *Vår felles fremtid* («Brundtland-rapporten») som *FNs Verdenskommisjon for miljø og utvikling* utga i 1987, ble miljø og økonomisk utvikling sett i sammenheng. Rapporten fikk stor oppmerksomhet

over hele verden. Den brukte også uttrykket «bærekraftig utvikling» for å markere den nødvendige omleggingen av den utvikling vi er inne i. Uttrykket var allerede brukt i enkelte kretser før, men fikk sin sentrale betydning med denne rapporten. Begrepet «bærekraftig utvikling» betyr at man skal kunne møte og tilfredsstille dagens behov uten å begrense fremtidige generasjoners muligheter til å tilfredsstille sine behov.

FNs konferanse om miljø og utvikling (Se i Earth Summit, 1992) ble holdt i Rio de Janeiro i juni 1992 som respons på Vår felles fremtid. Det var historiens største internasjonale konferanse, med om lag 110 statsoverhoder og regjerings-sjefer tilstede og et stort antall frivillige organisasjoner («non-governmental organizations» = NGO). Som et resultat av konferansen ble fem dokumenter underskrevet av et stort antall land. Disse dokumenter er:

- ***Klimakonvensjonen***. De land som har undertegnet konvensjonen skal redusere sine utslipp av drivhusgassene, særlig karbondioxid, til et tidligere nivå ved utgangen av dette århundre. De skal gi rapporter om sine tiltak.
- ***Biodiversitetskonvensjonen***. Denne konvensjonen krever bl a utvikling av nasjonale strategier for å bevare biodiversiteten, og oversikt over truede arter.
- ***Skogs-prinsippene***. Disse prinsippene har karakter av ikke-bindende oppfordringer til de enkelte land om å utvikle skogsarealer i en balanse mellom sosio-økonomiske behov og en bærekraftig utvikling, og å styrke konservering og tilbakevinning av tapte skogsarealer.

Rio-deklarasjonen. Dette er en samling av 27 prinsipper som er en normativ men ikke juridisk bindende forpliktelse for statenes fremtidige politikk. Prinsippene favner meget vidt og gjelder bl a kampen mot fattigdom, ansvar for miljøskader («Polluter-pays»), og unngåelse av spredning av forurensning over landegrenser. Det fremsettes et prinsipp om at vitenskapelig usikkerhet ikke skal brukes som argument for å utsette viktige tiltak for å motvirke

miljøforringelse (kapittel 15). Dette prinsippet kalles på engelsk «the precautionary principle» og har fått den norske oversettelse «føre-var prinsippet». Prinsippet er hovedtemaet for denne utredningen og skal omtales detaljert i de følgende kapitler.

- ***Agenda 21***. Dette er muligens det viktigste resultat fra Rio-konferansen, idet det inneholder 40 kapitler som tilsammen gir en handlingsplan for en omlegging til en bærekraftig utvikling. Handlingsplanen innbefatter sterke oppfordringer til økonomiske, sosiale, og internasjonale institusjonelle reformer for å nå konkrete miljøpolitiske og sosialpolitiske mål.

Resultatene fra Rio-konferansen, og særlig Agenda 21, ble kritisert fra mange hold. De er uten tvil et kompromiss mellom rike og fattige land, industri-interesser og miljøhensyn, politisk maktelite og innfødte naturfolk. De har heller ikke fått den juridisk bindende karakter man kunne ønske seg for en effektiv beskyttelse mot miljøforringelse og omlegging til en bærekraftig utvikling. Sentrale begreper forblir som regel meget vage, eller får til og med ulik tolkning i ulike deler av dokumentene. Dette gjelder ikke minst begrepet «bærekraftig utvikling».

Samtidig har Rio-konferansen, i forbindelse med rapporten *Vår felles fremtid*, skapt et sterkt normativt grunnlag hvis betydning for global politisk handling ikke bør undervurderes. På samme måte som FNs Menneskerettighets-deklarasjon uttrykker dokumentene en global konsensus om sentrale og viktige verdier som lett trues av snevre og kortsiktige nasjonale interesser. Nasjonene er pålagt et ansvar for å legge disse verdiene til grunn i sine strategier for å takle utviklings- og miljøproblemer. Som verdi-grunnlag utgjør resultatene fra Rio-konferansen et kompromiss mellom statene. Som sådan utgjør de neppe noen særlig radikale avvik fra tradisjonelle syn innen etikken eller fra verdigrunnlaget i lovgivningen i moderne demokratiske stater. Det hevdes f eks av enkelte kritikere at det antroposentriske verdisyn (se kap. 4) som går igjen i Agenda 21 er

utilstrekkelig til å bekjempe våre miljø- og utviklingsproblemer. Men samtidig danner dette verdigrunnlaget et knippe av forpliktelser til handling som tilsammen er vanskelig nok å gjennomføre, og som kan bringe den globale utvikling bort fra dens nåværende ødeleggende kurs. Om det ikke er et optimalt utgangspunkt, vil en konsekvent oppfølging kunne føre til radikale endringer i konsumvaner, sosio-økonomiske strukturer i ulike land, institusjonelle og politiske beslutnings-mekanismer, og til slutt til vesentlige forbedringer i relevante miljø- og utviklings-spørsmål.

Denne NENT-rapporten tar utgangspunkt i det normative fundamentet som er uttrykt i dokumentene fra Rio-konferansen. Vi legger til grunn det syn at hver nasjon har en moralsk forpliktelse til å gi et konkret innhold til dokumentene i overenstemmelse med deres verdigrunnlag og til å følge opp i praksis. Dette ansvaret påhviler ikke bare de politiske myndighetene. Til syvende og sist påhviler det oss alle som samfunnsborgere og forbrukere. Ansvaret tilfaller i særlig grad de aktørene hvis aktive bidrag er nødvendig for å gi konkret lokalt, regionalt og nasjonalt innhold til begrepet bærekraftig utvikling. Her retter rapporten seg til næringslivet og til forvaltningen. Rapporten er ellers i særlig grad rettet mot forskersamfunnet.

Forskning, politikk og bærekraftig utvikling

Det moderne samfunn er blitt mer og mer avhengig av forskning og viten-skap. Avhengighetene er mange. Mens tidligere tiders økonomer betraktet viten-skap og teknologi som en «black-box» i den økonomiske utviklingen, er moderne økonomisk politikk basert på troen på at vitenskapelig og teknologisk innovasjon er en vesentlig årsak til økonomisk vekst . Moderne industrisamfunn ser derfor på vitenskap og teknologi som integrerte elementer i sin økonomiske og industrielle politikk.

Likeledes har vitenskapelig og teknologisk forskning stor betydning for den politiske regulering av samfunnslivet. Standarder for den allmenne sikkerhet og velferd utvikles i tråd med vitenskapelig ekspertise. Matvaresikkerhet, miljø-standarder, offentlige og private helsetiltak, regulering av næringsvirksomhet, nasjonal og internasjonal transport osv skjer med bakgrunn i vitenskapelig ekspertise.

Forskningen har erkjent dette og blitt mer samfunnsrelatert og mer «samfunnsnyttig». Denne nytte er direkte synlig når forskning settes inn for å utvikle nye produkter i industri, i landbruk og i servicenæringer. Dette skjer ved at nasjonal forskningspolitikk blir basert på såkalt strategisk grunnforskning (innrettet på bestemte kunnskapsmål), anvendt forskning rettet mot industriell virksomhet og anvendt forskning rettet mot forvaltningen. Stadig flere forskere blir derved en integrert del av den sosio-økonomiske og politiske utviklingen i samfunnet. Samfunnets bruk av ressurser på forskning er jevnt stigende. I økonomisk omfang kan samfunnets forbruk av forskerkroner snart sammenliknes med primærnæringene.

Det er et åpent spørsmål i hvilken grad forskningens normative grunnlag og metode har tatt konsekvensen av denne utviklingen. Det kan hevdes at vitenskap og forskning bør reflektere denne nye situasjon i sin utdanning og arbeidsmåte. Dette spørsmålet er sentralt for denne utredningen.

Agenda 21 krever uttrykkelig større bruk av vitenskapelig ekspertise i arbeidet for et bærekraftig samfunn. Bl a kreves det utstrakt bruk av komplekse vitenskapelige prosedyrer som toksikologisk risiko estimering for å fastslå hvilke kjemiske substanser som er farlige. Også større bruk av moderne bioteknologiske metoder etterlyses for å avhjelpe problemer med matvareproduksjon og -forsyning. Med dette er det rimelig å gå ut fra at beslutningstakere vil bli mer avhengige av å kunne støtte seg på vitenskapelige erkjennelser når en bestemt praksis hevdes ikke å være bærekraftig. Siden dette alltid må antas å medføre

samfunnsmessige konflikter med interessegrupper som lever av ikke-bærekraftige produksjoner, og siden alle parter i slike konflikter i utgangspunktet vil prøve å legge beslag på det positivt ladede begrep «bærekraft», vil vitenskapelig ekspertise ofte få en utslagsgivende betydning. Vitenskapelige metoder vil bli enda mer innrettet på politisk følsomme spørsmål og på spørsmål der ulike samfunnsgruppers interesser står på spill.

Føre-var prinsippets sentrale betydning

Prinsippet 15 i Rio-Deklarasjonen lyder som følger:

«For å beskytte miljøet skal statene i stor utstrekning bruke føre-var prinsippet i henhold til sine muligheter. Der hvor det foreligger trussel om alvorlig eller uopprettelig skade, skal ikke mangel på fullstendig vitenskapelig visshet kunne brukes som begrunnelse for å utsette kostnadseffektive tiltak for å hindre miljøforringelse.»

Denne formuleringen fra Rio-Deklarasjonen skal fungere som rapportens referansepunkt når det gjelder føre-var prinsippet.

Det er vår oppfatning at føre-var prinsippet er det prinsippet relatert til bærekraftig utvikling som har størst betydning for vitenskapelig virksomhet og metode. I sin ytterste konsekvens kan det medføre en grunnleggende annerledes innretning av vitenskapelig forskning, og en annen validisering og kvalitets-kontroll, (jf f eks Wynne & Mayer, 1993). Samtidig er føre-var prinsippets rekke-vidde og tolkning ikke klarlagt. Som de andre prinsippene uttrykker det et grunn-leggende verdisyn og en grov handlingsmaksime som må klargjøres og operasjonaliseres før det kan brukes på konkrete problemområder av de enkelte aktører.

Kritikk mot føre-var prinsippet har fremkommet fra ulike hold, deriblant fra forskere. Enkelte, som f eks professor John Gray fra Universitetet i Oslo, er positiv overfor prinsippet som sådant, men avviser at det får konkrete

konsekvenser for forskningen (se f eks Gray 1990, 1991, 1996; se også Roll-Hansens bidrag i Føre-var prinsippet 1991). Han ser i føre-var prinsippet et forvaltningprinsipp og ikke et forskningsprinsipp. Andre er av den oppfatning at det heller ikke egner seg som forvaltningsprinsipp (jf f eks Milne, 1993). De mener at prinsippet gir etter for politisk press fra miljøorganisasjonene og setter til side mer realistiske prinsipper som man hittil har brukt i forvaltningen av f eks havområdene. Her er prinsippet om tålegrense nevnt («environmental capacity»). Økonomer på sin side har satt føre-var prinsippet opp mot en «vent-og-se» eller «no-regret» strategi, som enkelte hevder gir mer økonomisk mening (jf f eks Chisholm & Clarke 1993, Pearce 1994, Ramchandani & Pearce 1991).

Diskusjonen indikerer at det er et behov for en avklaring av føre-var prinsippet innad i vitenskapen. Det indikerer også at rollefordelingen og gjensidige forventninger i samspillet mellom forskning, forvaltning og politikk er skjør og uklar.

Om føre-var prinsippet skal kunne spille en viktig rolle i arbeidet for en bærekraftig utvikling, er det viktig at man ikke stiller urealistiske forventninger. Føre-var prinsippet inneholder ikke noen oppskrift på hvordan man kan unngå alle tenkelige risiki. Null-risiko samfunnet er en illusjon, som hverken nå eller tidligere har hatt et reellt grunnlag. Vi lever i et «risiko-samfunn» som sosiologen Ulrich Beck uttrykker det. Det er ikke tilstedeværelse av risiko i seg selv som er utfordringen, men det er fordelingen av risiko og kontroll av den. Det at et samfunn godtar bestemte risiki, er ikke ensbetydende med at man godtar alle mulige risiki. Risikoen skal være innenfor etisk akseptable grenser, og disse skal være gjenstand for politiske beslutningsprosesser. Risikoen skal være fordelt på en rettferdig måte uten å forsterke bestående ulikheter i et samfunn. For å mestre en bærekraftig utvikling vil teknologisk utvikling være minst like viktig som i dag. Teknologien vil kunne demme opp mot ikke-bærekraftige utviklinger, og erstatte dem med andre, som har sitt eget risiko-potensiale. Og utviklingen av alternativ

teknologi må kunne gi økonomisk mening, dersom den skal ha en sjanse for å bli utnyttet. Det er innenfor disse avveiningene at føre-var prisnippet har sin plass. Det gir retning og veiledning i håndtering av teknologisk og industriell utvikling, relaterer risikoen til kunnskapssituasjonen, integrerer samfunnsøkonomiske aspekter og angir beslutningsprosedyrer for avveiningen mellom ulike typer risiko.

Kritiske innvendninger mot føre-var prinsippet vil bli omtalt senere i rapporten. Her skal det bare understrekes at prinsippets normative gyldighet tas som gitt i vår rapport. Vi anser det derimot som et åpent spørsmål hvordan prinsippet skal settes ut i livet i en vitenskapelig kontekst, og hvilke konsekvenser det får for samspillet mellom forskning, forvaltning og politikk. Det er dette spørsmålet som er det sentrale tema for rapporten.

Kort oversikt over rapportens innhold

Rapporten starter med en kortfattet oversikt over føre-var prinsippets historiske utvikling fra dets opprinnelse i tysk miljølovgivning til Nordsjø-avtalene. Deretter drøftes føre-var prinsippets juridiske status i Norge i dag, som miljørettslig begrep og i forhold til Genteknologiloven.

I kapittel 2 tar rapporten for seg tre ulike eksempler som har det til felles at alle reiser spørsmålet om ikke føre-var prinsippet bør anvendes. Felles kjennetegn er også at det ikke er opplagt hvilken strategi man skal velge, selv om man mener at føre-var prinsippet bør anvendes. Eksemplene skiller seg fra hverandre ved at de har lokalt, regionalt eller globalt preg. Dette kapitlet gir en første illustrasjon av at føre-var prinsippets anvendelse neppe kan være basert på objektive eller naturgitte forhold alene.

Kapittel 3 diskuterer vitenskapelig ekspertise og usikkerhet i vitenskapen. Det gir dermed en viktig bakgrunn for tolkning av usikkerhetsklausulen i føre-var

prinsippet. Utgangspunktet er at vitenskapelig kunnskap alltid er beheftet med usikkerhet, og at usikkerheten i praksis øker jo mer vi tar sikte på forutsigelser om konkrete økosystemer. Dette har sin bakgrunn både i vitenskapelig metodikk og modellbruk, og i virkelighetens kompleksitet. I konkrete beslutningssammenhenger kan dette føre til at grensene mellom faglige eksperter og beslutningstakere, dvs mellom vitenskap og politikk, blir uklare. To typer ekspertiser blir gransket kritisk: konsekvensutredninger og risiko-analyse. Hovedpoengene blir sammenfattet i tilsammen 10 konklusjoner underveis.

Kapittel 4 tar for seg de etiske aspekter ved diskusjonen av føre-var prinsippet. Innledningsvis slås det fast at en tolkning av føre-var prinsippet som et påbud om null-utslipp eller null-risiko ikke er etisk holdbart. I den videre drøftelsen blir en «romskips-etikk» skissert i grove trekk som den tenkemåten som synes best tilpasset føre-var prinsippets idégrunnlag. Spørsmålet om ansvar for fremtidige generasjoner blir aktualisert ved økonomenes diskonteringspraksis, som det rettes kritisk søkelys mot. Den etiske diskusjonen fortsetter med noen kritiske kommentarer til antroposentrisk etikk og ikke-antroposentriske etikksystemer. Her inntar rapporten en forsiktig konservativ linje, ved å påpeke at antroposentrisk etikk gir flere føringer for ansvarsbevisst miljøpolitikk og -praksis enn vi i dag klarer å oppfylle. Kapitlet avslutter med å identifisere begrepet «klandreverdig uvitenhet» som etisk kjernebegrep for føre-var prinsippet. Det følger av dette en moralsk forpliktelse til å legge opp til en «fair», dvs tilfredsstillende og rettferdig beslutningsprosess. Prosessen frem til miljø-relaterte beslutninger blir etisk sett minst like viktig som utfallet. Kapitlet inneholder tilsammen seks generelle konklusjoner.

I kapittel 5 blir føre-var prinsippet drøftet i forhold til andre virkemidler som tradisjonelt blir diskutert i forbindelse med bærekraft. Det sentrale spørsmål er føre-var prinsippets status i forhold til disse andre prinsippene. Et viktig spørs-

mål er særlig hvorvidt føre-var prinsippet kan realiseres med økonomiske virkemidler alene.

Rapporten konkluderer med et negativt svar, og fremhever regulering og lovendring som tiltaksformer der frivillig oppfølging ikke er sikret. Et annet viktig spørsmål gjelder miljøforvaltning basert på naturens tålegrenser. Også her konkluderer rapporten med at føre-var prinsippet legger opp til en annen type miljøforvaltning. Kapitlet inneholder tilsammen syv konklusjoner.

Rapporten nærmer seg de mer konkrete anbefalinger i kapittel 6. Spørsmålet er her hvilke føringer den forutgående diskusjonen har for konkrete tiltak, og hvilke krav vi kan stille til nye praksisformer i tråd med føre-var prinsippet. Kapitlets første del omhandler konsekvensen av at føre-var prinsippet både innbefatter de naturlige forhold vi må ta hensyn til og de sosiale og verdimessige forhold vi må ta i betraktning. Det skisseres en referanseramme der fire grunnleggende perspektiver hver for seg gir ulike svar på hva som er en velegnet føre-var strategi. Valget mellom dem er til syvende og sist et politisk valg. Samtidig er klargjøringen av deres konkrete innhold en oppgave der vitenskapen har noe å bidra med. Rapporten konkluderer også med at ulike aktører bør utvise konsistens i sine valg av perspektiver, uavhengig av om de har særinteresser i enkelte saker eller ei.

Videre drøftes føre-var prinsippet i forhold til økonomi og risikoforskning. Rapporten understreker betydningen av begge, og oppfordrer til mer eksplisitt og samtidig bedre reflektert integrasjon av begge faktorer i miljøforvaltningen. Kapittel 6 drøfter også håndtering av usikkerhet i vitenskapen selv. Det rettes kritisk søkelys på vitenskapens manglende villighet og metodikk til å fremstille usikkerhetsmomentene for ikke-vitenskapelige mottakere. Det oppfordres til å utvikle bedre redskaper for dette, og til å innarbeide opplæring om dette i doktorgradsundervisningen. Avslutningsvis blir statistisk metode diskutert i forhold til konkrete miljøpolitiske beslutninger. Det hevdes at den vanlige hypotesetestings-

teorien møter klare begrensninger her, og at det bør legges vekt på minimering av såkalte type II feil.

Det avsluttende kapittel 7 drøfter føre-var prinsippet i forhold til de demokratiske beslutningsprosesser relatert til miljøspørsmål. Tråder fra tidligere kapitler, f eks kapittel 3 og 4, tas opp igjen når det spørres hvordan begrensningene i ekspert-basert kunnskap kan suppleres med andre relevante perspektiver. Hovedproblemet er hvordan man kan skape gode fora for å integrere berørte parters synspunkter og verdisyn fra bredere befolkningslag.

Rapporten refererer utførlig relevante erfaringer fra Kanada med såkalte rundebordskonferanser. Dette fører til en anbefaling om å opprette en prøve-ordning med lokale eller regionale «miljøting» i Norge. Forslaget er inspirert av den kanadiske modellen. Anbefalingen er rettet mot myndighetene, for å gi en adekvat institusjonalisering av føre-var prinsippets idégrunnlag.

Målgruppe for rapporten

Rapporten henvender seg i første omgang til aktørgrupper som har ansvar og ekspertise i miljøspørsmål i videste forstand. Her inngår forskere og de som yrkesmessig forholder seg til miljøspørsmål på et forskningsmessig grunnlag. Man ønsker også å nå forskningspolitikere, eksperter innen forvaltningen og industriledere. Rapporten reiser videre prinsipielle spørsmål som har sin naturlige plass i forskerutdanningen. Utover det henvender den seg til alle som har en aktiv interesse for forskning og forskningens plass i samfunnslivet. Spesielt håper vi at rapporten og dens anbefalinger vil stimulere til offentlig debatt om forskningsstoff og om nødvendige institusjonelle tiltak. En kortversjon av rapporten vil bli offentliggjort som separat trykksak for å formidle rapportens vesentlige innhold til brede samfunnsgrupper.

Rapporten tar sikte på en allsidig drøfting av føre-var prinsippets betydning og konkrete omsetting. Det skal her ikke gjøres noen forsøk på å erstatte vanlige formuleringer av føre-var prinsippet med nye og mer presise definisjoner. Vi tror at føre-var prinsippets betydning er knyttet til sin funksjon som en normativ premiss med stor rekkevide, og at det i ulike sammenhenger kan få ulike konkrete utforminger. Den konkrete omsetning til handling i gitte problemsituasjoner bør derfor suppleres med en generell refleksjon om føre-var prinsippets verdimessige forankring og etiske grunnlag. Det er etikken bak føre-var prinsippet som gir det dets styrke, og det er fleksibiliteten overfor konkrete handlingsnormer som gir det dets anvendelighet.

* * * * *

KAPITTEL 1:

FØRE-VAR PRINSIPPETS HISTORIE OG JURIDISKE STATUS I NORSK MILJØPOLITIKK

Dette kapitlet skal gi en orientering om føre-var prinsippets status, og rette søkelyset mot dets historie og mot dets rolle i norsk lovgivning. Det er i seg selv interessant hvor raskt føre-var prinsippet har blitt et fast begrep som har funnet vei inn i internasjonale avtaleverk og nasjonal lovgivning. I mangel av en entydig og fast definisjon av føre-var prinsippet er det viktig at prinsippet kan tolkes i lys av den kontekst det forekommer i. Føre-var prinsippet har åpenbart gjennomgått en utvikling i de ulike Nordsjøavtalene det forekommer i.

I norsk lovgivning spiller føre-var prinsippet utvilsomt også en viktig rolle, bl a ved tilslutning til EØS-avtalen. Samtidig synes det klart at f eks tolking og praktisering av genteknologiloven er basert på en anerkjennelse av føre-var prinsippet.

Føre-var prinsippet går under forskjellige navn i forskjellige land. I Danmark og Sverige omtales det som «forsiktighetsprincip», i de engelsk-talende land blir det oversatt til «the precautionary principle». Selve prinsippet har sin opprinnelse i tysk miljøvernpolitikk der det omtales som «Vorsorgeprinzip». Det er med utgangspunkt i tysk miljøvern at prinsippet senere på 1980-tallet ble inkorporert som et nytt element i internasjonale avtaler.

Man finner føre-var prinsippet bl.a i følgende internasjonale avtaler:

- 2. til 4. Nordsjøkonferanse (International Conference on the Protection of the North Sea): 1987, 1990, 1995.
- Montreal Protokoll (preamble) om ozonnedbrytende substanser, Montreal 1987.

- Bergen Ministerdeklarasjon om Bærekraftig utvikling i EF-regionen, Bergen 16. mai 1990.
- Paris Konvensjonen (PARCOM: for the Prevention of Marine Pollution from Land Based Sources), anbefaling 89/1, 1989
- Barcelona Konvensjonen (concerning the Protection of the Mediterranean Sea) amendment 1989.
- Oslo Konvensjonen (for the Prevention of Marine Pollution by Dumping from Ships and Aircrafts)
- Maastricht avtalen (EU), artikkel 130 R, seksjon 2.
- Rio-deklarasjonen, artikkel 15, 1992.

I tillegg har føre-var prinsippet funnet veien inn i nasjonal lovgivning i en rekke europeiske land.

«Vorsorgeprinzip» i tysk miljøvernpolitikk

Føre-var prinsippet er et av tilsammen fem sentrale prinsipper i tysk miljøvernpolitikk (jf Boehmer-Christiansen 1994). De andre prinsippene er: «forurenseren betaler», «samarbeid» («Kooperation»), «proporsjonalitet mellom kostnader og gevinst» («Wirtschaftliche Vertretbarkeit»), og «felles ansvar» («Gemeinlastprinzip»). Mens proporsjonalitetsprinsippet tilsier at det ikke pålegges et foretak eller en bransje større utgifter enn denne kan tåle uten å gå konkurs, betyr felles ansvar at et foretak eller en bransje kan subsidieres for å innføre miljøfremmende tiltak.

Føre-var prinsippet kan spores tilbake til de første utkast (av 1970) av en lov for å sikre ren luft. Her ble det gitt uttrykk for at loven siktet mot å forebygge at skadelig miljøpåvirkning oppstår («dem Entstehen schädlicher Umwelteinwirkungen vorzubeugen»). I miljøprogrammet til den føderale regjeringen av

1971 er samme idé uttrykt som «miljøplanlegging på lang sikt» («Umweltplanung auf lange Sicht»). Det siktes her mot tiltak for å forhindre konkrete faremomenter som vil true miljøet i fremtiden. Jo større faren er, jo større er behovet for statlige tiltak som beskytter befolkningen. Dette ga også den juridiske rammen for aktive tiltak som ikke var rettet mot å reparere på de skader som allerede var inntrådt.

Loven ble vedtatt i 1974 (som «Bundes-Immissionsschutzgesetz, BImSchG») og dekket alle potensielle kilder for «luftforurensning, støy, vibrasjoner og liknende prosesser». Den skulle beskytte «mennesker og dyr, planter og annen materie» ikke bare mot konkrete farer, men også «betraktelige ulemper og betraktelige forstyrrelser». Lovforslaget ble opprinnelig møtt med en del politisk motstand særlig fra de sørtyske delstatene og Nordrhein-Westfalen. Den offentlige debatten om skogsdød, «Waldsterben», satte imidlertid fart i debatten og førte til en bredere aksept av statlig overoppsyn med forebyggende industrielle tiltak.

Det tyske ordet «Vorsorge» impliserer forberedende tiltak for en fremtid som forventes å bli vanskelig. I offisielle tyske dokumenter forekommer termen særlig i forbindelse med tidlige faser i utviklingen av en bestemt politikk. Eksempelvis brukes uttrykket av den første tyske *Enquete Kommission* (1987-1990) «Vorsorge zum Schutz der Erdatmosphäre». Her ble det fastslått at det trengs tiltak «som forebygging i vår felles interesse og i interessen til fremtidige generasjoner». Når man så har blitt enig om en grunnleggende politikk, her f eks «Klimapolitik», sløyfes uttrykket gjerne. Den andre Enquete kommisjonen snakket derfor bare om «Beskyttelse av jordens atmosfære». Den mest entydige forklaringen og definisjonen av føre-var prinsippet i tysk miljøvernpolitikk kom i en rapport fra innenriksdepartementet til det føderale parlamentet (Bundestag) i 1984. Her ble det først fastslått at:

«Ansvar overfor fremtidige generasjoner tilsier at det naturlige livsgrunnlaget blir bevart og at irreversible typer skader, slik som skogsdød, må unngås».

Deretter blir føre-var prinsippet definert slik:

«Føre-var prinsippet tilsier at skader mot naturmiljøet (som omgir oss alle) bør unngås *forut for skaden*, og i overenstemmelse med gitte muligheter og anledninger. Føre-var prinsippet betyr videre en tidlig erkjennelse av farer mot helse og miljø ved omfattende og synkronisert (harmonisert) forskning, især om årsak-virknings-forhold, ..., og det betyr å treffe tiltak allerede før entydig vitenskapelig kunnskap ennå foreligger. Føre-var prinsippet betyr å utvikle teknologiske prosesser i alle sektorer av næringslivet som i betydelig grad reduserer miljøbelastninger, særlig de som forårsakes ved innføring av skadelige substanser.» (BMI, 1984, 53).

Følgende synes å fremgå her:

- faremomenter må erkjennes tidlig, derfor er forskning vesentlig;
- når man frykter irreversible virkninger bør tiltak treffes også om man mangler god vitenskapelig kunnskap, med andre ord, klare og entydige bevis for mulig skade trengs ikke;
- staten må støtte og fremskynde teknisk utvikling som kan redusere spredning av miljøskadelige stoffer;
- staten må bidra til innføring av renere prosesser og teknologier i privat næringsliv.

Karakteristisk for den tyske tenkningen om miljøvern er kombinasjonen av føre-var prinsippet med utviklingen av renere teknologier. Ved hjelp av strukturelle tiltak har man støttet utviklingen av tekniske løsninger på miljø-

problemer. Miljøet i Tyskland beskyttes først og fremst via bruken av teknologi («Stand der Technik» hhv. «beste Stand der Technik»). Dette har skapt arbeidsplasser og miljøteknologi har blitt et vekstområde. I mange tilfeller er det domstoler som har tatt stilling til om den beste teknologien har blitt brukt. Her har den tyske ingeniørforeningen (VDI) ofte blitt trukket inn som rådgiver. Dette viser hvilken dominerende rolle ingeniører har i Tyskland i rådgivning om miljøtiltak. I motsetning til i en rekke andre land har de større innflytelse enn f eks naturfaglige forskere.

Men prinsippet fungerer ikke bare som nøkkelbegrep for å utvikle ny teknologi og nye makeder, det er også en begrunnelse for økt føderal miljøpolitikk til påvirkning av markedsøkonomien og overfor delstatene.

Føre-var prinsippet i Nordsjøavtalen

Det bør bemerkes at den tyske tolkningen av føre-var prinsippet ikke nødvendigvis er den som har nedfelt seg i senere internasjonale avtaler, selv om prinsippet historisk stammer derfra.

Nordsjøavtalene er kanskje de internasjonale avtaler der føre-var prinsippet har stått sterkest. I den første Nordsjøvavtalen (Bremen, 1984, jf Esbjerg (a) 1995) blir føre-var prinsippet ikke nevnt eksplisitt som et ledende og selvstendig prinsipp. Derimot inneholder avtalen enkelte elementer som peker i retning av prinsippet. Eksempelvis slås det fast under punktene A5, A6 og A7:

> «*Conscious* of the need to conserve for present and future generations this most important marine ecosystem for recreational purposes as well - in view of its importance for fisheries - as a source for wholesome food;
> *Recognizing* that the environment is best protected against pollution through timely preventive measures;
> *Conscious* that damage to the marine environment can be irreversible or

remediable only at considerable expense and over long periods and that, therefore, coastal states and the EEC must not wait for proof of harmful effects before taking action».

Videre heter det under punkt C9:

«If the state of knowledge is insufficient, a strict limitation of emissions of pollutants at source should be imposed for safety reasons».

Det er rimelig å tolke disse utsagn som substansielle forpliktelser i føre-var prinsippets ånd; men uten eksplisitt angivelse av dette som et selvstendig prinsipp. Det skjer imidlertid i erklæringen fra den andre Nordsjøkonferansen (London, 1987). Punkt VII i ministererklæringen lyder:

«Accepting that, in order to protect the North Sea from possibly damaging effects of the most dangerous substances, a precautionary approach is necessary which may require action to control inputs of such substances even before a causal link has been established by absolutely clear scientific evidence.»

Her blir føre-var prinsippet introdusert som et selvstendig begrep. Samtidig er det påfallende at usikkerhetsklausulen er preget av forbehold («may require») og urealistisk høye forventninger til vitenskapelig ekspertise («a causal link....by absolutely clear scientific evidence»). I den påfølgende avtalen (Den Haag, 1990) blir føre-var prinsippet som et selvstendig prinsipp bekreftet, samtidig som det gis mer spesifikk innhold og usikkerhetsklausulen formuleres mer forsiktig:

«(The participants to the Declaration...) will continue to apply the precautionary principle, that is to take action to avoid potentially damaging impacts of substances that are persistent, toxic and liable to bioaccumulate

even when there is no scientific evidence to prove a causal link between emissions and effects».

Det er slående overgang fra mangel på evne til å kunne etablere en absolutt sikker årsakssammenheng i 1987 til fravær av belegg for slike årsakssammenhenger i 1990.

I den siste Nordsjøkonferansen (Esbjerg, 1995, jf Esbjerg (b) 1995) ble tendensen til mer utstrakt bruk av føre-var prinsippet i deklarasjonen og til å gi det et mer spesifikt innhold, sammen med høyere miljømål, ytterligere forsterket. Prinsippet forekommer flere steder i avtalen. F eks heter det i forbindelse med reduksjon av farlige substanser i Nordsjøen:

«The guiding principle for achieving this objective is the precautionary principle».

Det uttrykkes klare mål om at anvendelse av føre-var prinsippet på sikt må føre til reduksjon av ikke naturlig forekommende stoffer i Nordsjøen:

«The Ministers confirm the goal .... of reducing by the year 2000, discharges and emissions of substances which are toxic, persistent and liable to bioaccumulate ... and which could reach the environment to levels that are not harmful to man or nature with the aim of their elimination.»

Miljøperspektivet i norsk rett - mennesket i sentrum?

Hensynet til det framtidige menneskelige livsmiljø er en sentral del av den verdimessige plattform for våre rettsregler og vår rettsanvendelse. Ingen vil lengre akseptere at vi gjennomfører en politikk vi vet vil ødelegge levemiljøet for våre etterkommere på jorden.

Miljøhensynene inngår som ett av flere elementer ved politiske avveininger, og deres relative vekt vil selvsagt avhenge av styrken i andre hensyn.

Slike avveininger betyr ikke at miljøargumentet ikke har betydelig egenvekt. Det vil i dag uansett være problematisk å treffe politiske beslutninger som innebærer en utvikling der de framtidige generasjoners miljø blir skadet, og det vil alltid være uforsvarlig ikke å legge vekt på slike hensyn.

Spørsmålet om hensynet til det økologiske system i seg selv har generell egenvekt i rettsystemet, er langt mer tvilsomt. Vårt verdi- og rettssystem er, som det er pekt på ovenfor, sterkt preget av et natursyn som først og fremst oppfatter naturen som en verdi som sikrer livsmiljø og ressursgrunnlag for menneskene. Grl. § 110b første ledd understreker dette sterkt ved å ta utgangspunkt i menneskenes rett til et miljø av en viss kvalitet. Bestemmelsen lyder slik: «Enhver har Ret til et Milieu som sikrer Sunhed og til en Natur hvis Produktionsævne og Mangfold bevares. Naturens Ressourcer skulle disponeres ud fra en langsigtig og alsidig Betragtning, der ivaretager denne Ret ogsaa for Efterslegten.» Denne grunnlovsbestemmelsen fra 1992 er faktisk mer menneskesentrert enn bestemmelsen i nvl. § 1 fra 1970. Her understrekes det at naturressursene skal disponeres «ut fra hensynet til den nære samhørighet mellom mennesket og naturen, og til at naturens kvalitet skal bevares for fremtiden». Uttrykk for en enda mer natursentrert oppfatning finner vi i viltl. §1 fra 1981 der det slås fast at: «Viltet og viltets leveområder skal forvaltes slik at naturens produktivitet og artsrikdom bevares.» Det må imidlertid være Grl. 110b som gir uttrykk for det mest representative generelle natursynet.

Den miljørettslige generalklausul i straffelovens § 152b er et eksempel på en generell regel som bygger på et mer økologisk orientert natursyn. Bestemmelsens første ledd setter straff for den som skader naturen gjennom forurensning. Skaden er beskrevet som at «livsmiljøet i et område blir betydelig skadet eller trues av slik skade». Strafferammen er 10 års fengsel. Mennesket settes forøvrig mer i sentrum når strafferammen i andre ledd økes til 15 år i

tilfeller der «noens død eller betydelig skade på legeme eller helbred har blitt følgen».

Dette menneskesentrerte natursynet står også sentralt i internasjonalt miljøarbeid. Uttrykket «bærekraftig utvikling» defineres som nevnt i forhold til etterslektens levevilkår. Det har imidlertid forekommet at en mer natursentrert oppfatning har kommet til uttrykk i rettslige tekster. Et eksempel er Rio-konvensjonen om biologisk mangfold, der man i utgangspunktet bygger både på en natursentrert og menneskesentrert oppfatning i og med at fortalen innledes slik:[1]

> «De kontraherende parter,
>
> Som er oppmerksom på det biologiske mangfoldets egenverdi samt de økologiske, genetiske, samfunnsmessige, økonomiske, vitenskapelige, utdannelsesmessige, kulturelle, fritidsmessige og estetiske verdier som biologisk mangfold og dets komponenter utgjør;
>
> Som også er oppmerksom på biologisk mangfolds betydning for den biologiske utvikling og for bevaringen av biosfærens livs-opprettholdende systemer;»

Slike mer natursentrerte rettslige normer må forstås ut fra den sammenheng de inngår i. Det typiske er imidlertid at miljørettslige regler bygger på et menneskesentrert natursyn. Konsekvensen av denne forskjellen er ikke så dramatisk når man inkluderer framtidens mennesker og bygger på det syn at våre etterkommere først og fremst er interessert i en best mulig bevart natur, slik dette går fram av fortalen til konvensjonen om biologisk mangfold. Dette understrekes også av Bugge som i sin omtale av konvensjonen påpeker at:[2]

---

1. St.prp. 56 (1992-93) s.17.

2. Bugge, Rio-konferansen i rettslig lys, LoR 1993 s.474.

«Det biologiske mangfoldet er grunnlaget for de livsbærende prosesser på kloden, og vil være av avgjørende betydning for fremtidige muligheter innen matforsyning, medisin, skogbruk og energi.»

Slike synspunkter har ført fram til følgende forslag til definisjon av føre var-prinsippet anvendt på spørsmålet om bevaring av genetisk mangfold:[3]

«Å være føre var betyr at vi må hindre at noen art eller økotype forsvinner før vi har forstått dens plass i økosystem og evolusjon, slik at vi kan garantere lokal og global stabilitet uten artens eksistens. Det betyr i praksis at vi ikke kan tillate at noen art utryddes i overskuelig framtid.»

Det kan settes spørsmålstegn ved hvorvidt en slik absolutt tolkning i praksis kan etterleves. En rettsliggjøring av en slik tanke måtte føre til klare rettigheter for naturen på artsnivå. Dette er ikke diskutert på et politisk eller juridisk plan i Norge. Den amerikanske Endangered Species Act fra 1973 har imidlertid blitt tolket slik at den åpner adgang til å få stoppet naturinngrep som truer med å utrydde særlig sjeldne dyrearter. I vår lovgivning har administrative myndigheter adgang, men ikke plikt, til å stoppe naturinngrep av hensyn til truede dyrearter.

Det at hensynet til framtidige generasjoner tilsier at naturen skal vernes, er imidlertid ikke alltid så opplagt som i forbindelse med biologisk mangfold. I andre tilfelle kan det absolutt diskuteres om framtidens generasjoner er best tjent med vern eller inngrep.

Det er også diskutert i norsk juridisk teori om man burde innføre et system med rettigheter for naturen. Den sentrale rettslige konsekvens av en slik rettighet har vært et forslag om at personer eller organisasjoner kan få prosessuelle rettigheter på vegne av naturen omtrent på samme måte som en umyndig person kan bli

---

[3]. Inger Nordal, professor i botanikk ved Universitetet i Oslo i Tap av biologisk mangfold , Biolog 3/4-1991 s. 88-93 (s.93).

representert av en verge. Eckhoff setter i sin presentasjon av tanken om naturens rettigheter dette opp imot situasjoner der man utvider kretsen av interesserte som kan få søksmålsadgang. Han peker på at forskjellige personers og organisasjoners interesser vil være av ulik karakter og oftest bare vil representere en del av naturinteressene, og han slår deretter fast at:[4]

> «Ved å betrakte naturområdet som rettighetshaver, kunne man få koordinert alle interesser som taler mot inngrep. Både prosessuelt og materielt vil miljøvernhensynene veie tyngre hvis de kan legges samlet i vektskålen. Det kan også være at elven eller skogen alt i alt har flere grunner for å bli bevart enn de interesserte menneskene har til sammen. For når den selv opptrer som part vil det tre klart fram at såvel økonomiske som ikke-økonomiske interesser skal telle, og at det skal tas hensyn til både nåtid og fremtid. Og om f eks nålevende grunneiere eller beiteberettigede får erstattet de tap *de* lider er ikke dermed skaden på elven eller skogen avverget.»

Det synspunkt at naturen i seg selv har rettigheter, har ikke slått gjennom i norsk rett. Det er imidlertid et sentralt poeng at det må være beslutningstakeren som har ansvaret for å se miljøhensynene som helhet. På den annen side er det også klart at en konsekvent tanke om rettigheter for naturen fort kan få resultater som vil være fremmede for de fleste av oss. Slik vil det for eksempel være dersom man skulle formulere rettigheter på individnivå for planter og insekter.

Denne rapporten bygger på at målet for miljørettstenkingen slik den har fått fotfeste i norsk rett og politikk, er å verne miljøet slik at det er så godt som mulig bevart for framtidens generasjoner.

---

[4]. Eckhoff, op.cit. s.4.

Føre var-prinsippet som miljørettslige begrep

Føre-var prinsippet er formulert i forbindelse med politisk arbeid og har deretter funnet veien til juridiske dokumenter som lover og konvensjoner. Det har betydning for hvordan prinsippet kan oppfattes. Denne utviklingen har skjedd dels for å styrke begrepets politiske gjennomslag og dels som en konsekvens av et slikt gjennomslag. Den har ikke skjedd som ledd i et bevisst arbeid for å overføre ansvaret for gjennomføringen av de politiske prinsippene (bærekraftig utvikling og føre-var prinsipp) fra de politiske organer til domstoler og andre rettslige institusjoner. Man har altså overført politiske termer til det rettslige området uten at termene har gjennomgått den analyse som ideelt bør foretas før nye rettslige begreper introduseres.

Føre-var prinsippet presiseres ofte som den holdning at «tvilen skal komme naturen til gode».[5] Denne formuleringen kan være et godt utgangspunkt for beskrivelsen av prinsippet som norm i de tilfelle der det fungerer som en avveiningsfaktor i en skjønnsmessig vurdering når myndighetene har adgang til å ta hensyn til risiko for framtidig skade. Det vil da være tale om et hensyn man kan tillegge, eller la være å tillegge, avgjørende vekt ut fra en konkret vurdering.

Det er også aktuelt å formulere prinsippet som en handlingsplikt. Det vil si en plikt til å legge en hypotese til grunn som faktum i vurderingen av hvilke vedtak som skal treffes, selv om hypotesen ikke lar seg verifisere vitenskapelig. I flere internasjonale avtaler, f eks i Rio-konvensjonen[6], har man forsøkt å formulere en slik plikt: «Der det er fare for alvorlig eller ubotelig skade på miljøet, skal ikke mangel av vitenskapelig sikkerhet bli brukt som grunn for ikke å iverksette nødvendige tiltak.»

---

[5]. Miljøverndepartementet, Grønn bok 1991, s. 1 og 2. St. meld. 64 (1991-92) s. 7 og 27-28. Miljøverndepartementet, Grønn bok 1993, s. 57.

[6]. Formuleringen er hentet fra Miljøverndepartementet, Grønn bok 1993, s. 57.

Begge disse variantene av føre var-prinsippet vil ha betydning for våre drøftelser. Som samlebetegnelser på føre var-prinsippet synes ikke noen av dem å være tilstrekkelig klargjørende. At tvilen skal komme naturen til gode kan oppfattes slik at dette gjelder enhver tvil. En slik tolkning er neppe noe godt utgangspunkt for en fornuftig forvaltning av miljøet. Formuleringen om at «ikke mangel av vitenskapelig sikkerhet bli brukt som grunn for ikke å iverksette nødvendige tiltak» sier på den annen side i utgangspunktet noe negativt, at man ikke skal vente til man har et vitenskapelig bevis.

Kjernen i føre var-prinsippet bør være et krav om at risikoen for miljøskader skal tillegges stor vekt når beslutninger med miljøkonsekvenser treffes, og at dette kun kan gjøres dersom man også tar hensyn til den usikkerhet som ofte gjør seg gjeldende når risikoen skal beskrives. Føre var-prinsippet innebærer ikke først og fremst en revurdering av beviskrav, men en understreking av at faren for miljøskade bør tas på alvor selv om den miljøskadelige effekt ikke kan bevises. Det må derfor utformes normer som setter oss istand til å treffe samfunnsmessige beslutninger på bakgrunn av en adekvat vurdering av faren for miljøskade i situasjoner der det å stole på den foreliggende vitenskapelige kunnskap ikke er tilstrekkelig.

Denne forståelsen av føre var-prinsippet som et prinsipp som først og fremst understreker risikoen for miljøskade, vil også ha konsekvenser for hva som er forsvarlig og aktsom opptreden for den som driver virksomhet som kan skape risiko for miljøskade. Den som vil opptre forsvarlig må reagere i forhold til et bredere risikobilde enn det som kan finnes ved et snevert studium ut fra det vitenskapelig beviste.

Et viktig hjelpebegrep i denne sammenheng er bevisbyrde. Generelt kan det hevdes at føre var-prinsippet innebærer en forskyvning av bevisbyrden fra den som ønsker å hindre et miljøfarlig tiltak til den som ønsker å gjennomføre det.

Føre var-prinsippet bruk i rettslig relevante tekster

Føre var-prinsippet ble, som nevnt innledningsvis, først introdusert som et rettslig begrep i Tyskland, men har fått stor internasjonal tilslutning siden.

Begrepet er også blitt uttrykt i juridisk bindende avtaler. For oss er det særlig sentralt at det generelt er uttrykt i fortalene til EØS-avtalen, der det er plassert sammen med prinsippet om bærekraftig utvikling:[7]

> «[Avtalepartene] er bestemt på å bevare, verne og forbedre miljøets kvalitet og sikre en forsiktig og fornuftig utnyttelse av naturressursene, særlig på grunnlag av prinsippet om en bærekraftig utvikling samt føre var-prinsippet og prinsippet om forebyggende tiltak.»

Det er usikkert hvilken rettslige betydning en slik uttalelse i fortalen kan ha. Hovedregelen er at den angir de politiske mål for avtalens parter, men at den ikke er rettslig bindende. Fortalen kan imidlertid ha rettskildemessig betydning. Dette kommenteres slik i Stortingsproposisjonen om samtykke til ratifikasjon av EØS-avtalen:[8]

> «Prinsippene vil ha betydning for tolking av Avtalen og vil være viktige for de avveininger som skal foretas mellom ulike hensyn i samarbeidet.»

I tillegg har prinsippet blant annet kommet til uttrykk i Maastricht - avtalen[9], FNs rammekonvensjon om klimaendring[10] og i FNs konvensjon om biologisk mangfold[11]. Det er flere som på bakgrunn av prinsippets store ut-

---

7. Innledningen til EØS-avtalens hoveddel, 9. avsnitt.

8. St.prp. 100 (1991-92) s.269.

9. Avtalens art. 130 R pkt. 2, 1.ledd lyder slik i dansk oversettelse: "Fællesskapets politikk på miljøområdet tager sikte på et højt beskyttelsesniveau under hensynstagen til de forskjelligartede forhold, der gjør sig gældende i de forskellige områder i Fællesskapet. Den bygger på forsigtighedsprincippet og princippet om forebyggende indsats, princippet om indgreb over for miljøskader fortrinsvis ved kilden og princippet om, at forureneren betaler. Kravene med hensyn til miljøbeskyttelse skal integreres i udformingen og gennemførelsen av Fællesskabets politikker på andre områder."

10. Konvensjonen er referert i St.prp. 36 (1992-93). Den aktuelle art. 3.3 refereres i pkt. 5.1.

11. Fortalens 9. avsnitt sitert etter St.prp. 56 (1992-93) s. 17: "Som også merker seg at når det finnes en trussel

bredelse har reist spørsmålet om dette er å anse som en internasjonal miljørettslig sedvanerettsregel.

I norsk miljøpolitikk er det nå nærmest betraktet som en selvfølge at vi bygger på et føre var-prinsipp, uten at dette har blitt fastslått ved formelle vedtak i Storting eller regjering eller i generelle rettsregler. Det mest generelle og autoritative uttrykk for prinsippets anerkjennelse er nok EØS-avtalens fortale (se over). Prinsippet ble særlig sterkt understreket på det politiske plan etter FNs regionale konferanse om miljø og utvikling i Bergen i 1990. Det ble også fremhevet i miljøvernministerens miljøvernpolitiske redegjørelse for Stortinget våren 1990[12] og under presentasjonen av statsbudsjettet for 1991.[13] Tilslutningen til føre var-prinsippet er senere gjentatt en rekke ganger i generelle eller mer spesielle vendinger fra miljøvernministeren og fra Stortingets talerstol.

Prinsippet var også fremme under debatten ved vedtakelsen av den nye § 110b i Grunnloven der saksordføreren, Anne Enger Lahnstein, uttalte:[14]

> «Kanskje kunne en nesten si det slik at føre var-prinsippet med dette kommer inn i vår egen grunnlov.»

Formuleringen gir inntrykk av at saksordføreren er klar over at man neppe kan si at prinsippet er innført i norsk rett i og med vedtakelsen av Grl. § 110b. 1. ledd i bestemmelsen omhandler imidlertid mange av de spørsmål som føre var-prinsippet skal bidra til å løse. Bestemmelsen lyder slik:

---

om vesentlig reduksjon eller tap av biologisk mangfold, bør ikke mangelen på full vitenskapelig visshet brukes som grunn til å utsette tiltak for å unngå eller begrense denne trusselen."

12. St. forh. 1990-91 s.2721: "Jeg vil understreke føre var-prinsippet. De fulle konsekvenser av dagens utslipp og annen påvirkning i miljøet vil først vise seg om mange år. Føre var-prinsippet innebærer at tvilen skal komme miljøet og framtidige generasjoner til gode. Vi skal ikke drive noe sjansespill med naturens tålegrenser. Jeg vil legge opp miljøpolitikken etter dette."

13. Se Miljøverndepartementets grønn bok 1991 s.2.

14. St.tid. (1991-92) s.3737.

«Enhver har Ret til et Milieu som sikrer Sunhed og til en Natur hvis Produktionsævne og Mangfold bevares. Naturens Ressourcer skulle disponeres ud fra en langsigtig og alsidig Betragtning, der ivaretager denne Ret ogsaa for Efterslægten.»

Det kan særlig hevdes at en aktiv anvendelse av føre var-prinsippet er nødvendig for å ivareta retten til et miljø som beskrevet i første punktum for de kommende generasjoner slik annet punktum understreker.

Føre var-prinsippets betydning i Genteknologiloven

Genteknologi er et felt der den type risikobetraktninger som ble omtalt ovenfor står meget sentralt. Slik virksomhet reguleres først og fremst i genteknologiloven.

Det er særlig bruken av genmodifiserte organismer som reguleres i loven. De sentrale begreper er definert i lovens § 4. De genmodifiserte organismer er dyr, planter og andre organismer som har gjennomgått et genteknisk inngrep og som kan formere seg eller på annen måte overføre det modifiserte genetiske materiale. Det er overføringsmulighetene som skaper risikoen.

Loven skiller videre mellom innesluttet bruk og utsetting. Risiko-spørsmålene er særlig påtrengende dersom genmodifiserte organismer skal settes ut i naturen. Bioteknologiutvalget definerer «bevisst utsetting» som virksomhet der genmodifiserte organismer «settes ut i naturmiljøet i den hensikt at de skal overleve og fylle en funksjon i forhold til sine spesielle egenskaper».[15] Utvalget framhever to årsaker til at dette er særlig risikabelt. For det første understrekes det at kunnskapene om hvordan slik utsetting påvirker de økologiske forhold er relativt liten og at det er vanskelig å forutsi effektene av en utsetting:[16]

---

15. Se NOU 1990;1 s.52,

16. Se NOU 1990:1 s. 62.

«Erfaringene så langt viser at det på et vitenskapelig grunnlag ennå ikke er mulig å forutsi miljømessige og økologiske konsekvenser av utsettingsforsøk, hverken korttids- eller langtidseffekter. En hovedgrunn er at man i dag har for lite kunnskap om struktur og funksjon i ulike økologiske samfunn der organismene slippes ut.»

For det andre pekes det på at de mulige skadevirkningene av utsetting kan være store:[17]

«Utvalget vil forøvrig vise til at utslipp/utsetting av biologisk materiale innebærer risikomomenter som er kvalitativt forskjellig fra utslipp og deponering av biologisk avfall. Dette har dels sammenheng med at levende organismer har mulighet til å øke i antall og utbredelse etter utslipp. Videre kan genmateriale spres fra en organisme til en annen gjennom vertikal og horisontal spredning. Dette kan særlig ha betydning for spredning av gener som koder for sykdomsfremkallende egenskaper til dyr og miroorganismer, egenskaper for sprøytemiddelresistens hos planter eller antibiotika-resistens hos dyr og mikroorganismer.»

Den oppfatning at utsetting av genmodifiserte organismer er særlig risikabelt kom også til uttrykk under Stortingets behandling av de stortingsmeldinger som ble utarbeidet som oppfølging av Bioteknologiutvalgets innstilling. I den første stortingsmeldingen om bioteknologi[18] sammenfattes risikobildet slik:[19]

«Regjeringen konstaterer at det for øyeblikket er et svakt grunnlag for å vurdere risikoen ved [bevisst utsetting av genmodifiserte organismer], og at dette spesielt gjelder virkninger ved utsetting i storskala sett over tid. Det

---

17. Op.cit. s.74.

18. St. meld. 8 (1990-91), fremmet av regjeringen Syse.

19. St.meld. 8 (1990-91) s.63.

er derfor grunn til å utvise stor forsiktighet når det gjelder utsetting av nye organismer i naturen, enten de er genetisk modifisert eller ikke.»

Føre var-prinsippet nevnes forøvrig ikke i forbindelse med risiko-beskrivelsen i denne stortingsmeldingen. Det er særlig påfallende når regjeringen avslutter en generell beskrivelse av risikoen ved moderne bioteknologi på følgende måte:[20]

«Epidemiologiske data og laboriatorieforsøk kan gi et godt utgangspunkt for å vurdere helserisiko. Eventuelle virkninger på naturlige økosystemer er derimot langt vanskeligere å forutsi. Dette gjelder spesielt langtidseffekter. Det arbeides i dag i flere land med å øke kunnskapsgrunnlaget slik at man bedre kan vurdere effektene på økosystemene. De viktigste innfallsvinklene er utvikling av matematiske modeller for å beskrive økosystemer og virkningen av genetisk modifiserte organismer i slike systemer, fysiske forsøk hvor økosystemer bygges opp og studeres i laboratorier og endelig feltforsøk utført under kontrollerte miljøbetingelser.

Sikkerhetsmessige vurderinger av bioteknologisk virksomhet innebærer at man også må ta stilling til hva som er et akseptabelt risikonivå. Formålet med virksomheten kommer her inn med tyngde. Det er stor forskjell på den risiko det vil være berettiget å ta for å sikre vesentlige samfunnsverdier knyttet til helse, matforsyning og velferd og den som berører mer overfladiske behov.»

Dette lange sitatet er et eksempel på hvordan risikospørsmålene kan framstilles dersom man ikke vil legge vekt på føre var-prinsippets understreking av at tvilen ved vurdering av risiko for skader på miljøet bør komme miljø-hensynene til gode. Departementet erkjenner først usikkerhetsproblemet. De gir så en optimistisk beskrivelse av hvordan det kan løses gjennom vitenskap og

---

20. Op.cit. s.55.

teknologi. Til slutt gis en beskrivelse av avveiningen mellom risikoen for skade og det som oppnås gjennom det risikable tiltak, der det framstår som om risikograden lar seg beskrive med nøyaktighet. Det er som nevnt påfallende at føre var-problematikken ikke poengteres i denne forbindelse. Det tas imidlertid ikke klart avstand fra prinsippet, så noe sterkt argument mot at føre var-prinsippet legges til grunn ved forvaltningen av genteknologiloven kan dette uansett ikke oppfattes som.

Stortingets kommunal- og miljøvernkomité trekker på sin side fram føre var-prinsippet i sin innstilling til de to stortingsmeldingene.21 Et flertall[22] uttaler følgende i sine generelle merknader til saken:[23]

> «Noen av de mest betenkelige konsekvenser ved bioteknologien er at vi griper inn i kompliserte økologiske sammenhenger slik at økosystemenes sårbarhet øker og de mister vitalitet og evnen til å opprettholde mangfold. Utgangspunktet må være at «føre var»-prinsippet skal gjelde - virksomhet må ikke settes igang uten at konsekvensene er skikkelig klarlagt.»

Det mindretallet som ikke vil støtte denne merknaden har ikke noen egen merknad hvor de reserverer seg mot bruk av føre var-prinsippet. Samlet sett må det derfor være riktig å oppfatte denne stortingsbehandlingen som en støtte til at føre var-prinsippet legges til grunn ved praktiseringen av genteknologiloven.

Forøvrig er spørsmålet om anvendelse av føre var-prinsippet reist flere steder i lovens forarbeider. Loven bruker ikke begrepet, men det fastslås i såvel § 1 som § 11 at lovens mål er at genteknologien skal praktiseres «i samsvar med

---

21. Innst. S. 155 (1990-91).

22. Flertallet bestod av medlemmene fra Arbeiderpartiet, Kristelig Folkeparti, Senterpartiet og Sosialistisk Venstreparti, se Op. cit. s.6.

23. Op.cit. s.6.

prinsippet om bærekraftig utvikling».[24] Føre var-prinsippet er koplet til begrepet bærekraftig utvikling gjennom hele lovbehandlingen.[25] Det var presisert i høringsutkastet til loven, og en rekke høringsuttalelser ga støtte til anvendelsen av føre var-prinsippet.[26] Departementet presiserer også at lovens vektlegging av målsetningen om en bærekraftig utvikling innebærer at føre var-prinsippet skal legges til grunn i saksbehandlingen,[27] og dette syn understrekes til slutt i Stortingets kommunal- og miljøvernkomitès innstilling:[28]

> «Komiteen sier seg enig i at kravet til en bærekraftig utvikling innebærer at der det er rimelig grad av tvil om bruk av bioteknologi kan ha negative virkninger for miljø og helse, bør tvilen komme natur og samfunn til gode.»

Departementet peker også på at andre elementer i formålsbeskrivelsen i genteknologilovens § 1 innebærer en støtte til anvendelsen av føre var-prinsippet. Dette gjelder først kravet om at framstilling og bruk av genmodifiserte organismer skal skje på en «etisk ... forsvarlig måte.[29] Det gjelder videre kravet om at framstilling og bruk av genmodifiserte organismer skal skje «uten helse- og miljømessige skadevirkninger». Departementet fastslår i den forbindelse at:[30]

> «Begrepet «uten» skadevirkninger er ... brukt for å understreke siktemålet om å vurdere risiko for helse og miljø på forhånd og å unngå mulige skadevirkninger, og om at føre-var-prinsippet skal legges til grunn.»

---

24. Sitert etter lovens § 1.

25. Prinsippet nevnes først i NOU 1990:1 s.51.

26. Se Ot. prp. 8 (1992-93) s. 28-29 og 46.

27. Op.cit. s.46 og 50.

28. Innst.O. 66 (1992-93) s.5.

29. Se Ot.prp. 8 (1992-93) s. 49.

30. Ot.prp. 8 (1992-93) s.67.

Det kan på denne bakgrunn slås fast at et føre var-prinsipp skal legges til grunn ved tolking og praktisering av genteknologiloven. Formålsbestemmelsen lest i sammenheng med forarbeidene gir tilstrekkelig støtte for dette.

Det er på den andre side fortsatt noe uklart hvilke praktiske konsekvenser det vil få at føre var-prinsippet legges til grunn ved tolking og praktisering av genteknologiloven i konkrete utsettelsesaker.

Dette kapitlet har gitt en kortfattet oversikt over føre-var prinsippets historie og rolle i ulike avtaleverk og lovtekster. Vi kunne ikke peke på en entydig tolking av prinsippet som går igjen i alle disse tekstene. Kjernen i prinsippet synes å være et krav om at risikoen for miljøskader skal tillegges stor vekt i konkrete beslutninger, og at dette skal gjøres i lys av den usikkerhet som råder om et konkret spørsmål. Denne kjernen i prinsippet uttrykker kanskje mer en grunnleggende holdning enn en et presist prinsipp. Likevel er denne holdningen blitt veiledende for mange internasjonale avtaleverk, og ligger til grunn for norsk lovgivning om bl a genteknologi. Det vil være viktig å diskutere nærmere hva man mener med vitenskapelig usikkerhet og risiko, men før vi går videre med dette kan det være på sin plass å se nærmere på mulige konkrete anvendelser. Dette skal være tema for neste kapittel.

*****

KAPITTEL 2:

EKSEMPLER PÅ RELEVANT ANVENDELSE AV FØRE-VAR PRINSIPPET

Føre-var prinsippet er ikke bare forholdsvis nytt i politisk, vitenskapelig og juridisk kontekst, det er også såpass vagt at det ikke er entydig gitt i hvilke sammenhenger det bør anvendes. NENT konstaterer at det tilsynelatende lett kan komme i konflikt med andre prinsipper for miljøpolitikk, slik som krav om det å følge kostnads-nytte prinsippet.

I det følgende vil vi kort skissere noen eksempler på problemstillinger som inviterer til å ta prinsippet i bruk. Disse eksemplene varierer i utgangspunktet i sine dimensjoner, fra spørsmål med relevans til nasjonal og regional politikk, til internasjonale og globale spørsmål. Et poeng med disse eksemplene er imidlertid å påvise hvordan de ulike dimensjoner etter nærmere ettersyn er flettet inn i hverandre. Et annet viktig poeng er å vise at man vanskelig kan forvente entydige svar på hva som er en fornuftig føre-var strategi ut fra objektive forhold alene.

Eksempel 1: Oppdrettslaks og genetisk utarming

I Norge har oppdrett av atlanterhavslaksen (*salmo salar*) blitt en stor eksportnæring. Omlag 40.000 mennesker har sine inntekter knyttet til næringen. Et problem som etterhvert har fått økt oppmerksom er den mulige trussel oppdrettslaksen utgjør for de eksisterende villaksstammene i vassdrag langs kysten. Riktignok er mærdene konstruert slik at det er vanskelig for laksen å rømme derfra under normale driftsomstendigheter. Til gjengjeld kan ekstraordinære omstendigheter føre til masserømming av laks. Det er vanskelig å hindre slike ekstraordinære omstendigheter. De oppstår f eks under uvær og storm, som man har hatt i Norge en rekke ganger de siste årene. Slike værforhold utsetter

mærdene for ekstrem belastning. Skader oppstår og gjør rømming mulig. Andre ekstraordinære driftsforhold er knyttet til transport av mærdene over lengre distanser. Ikke bare tekniske forhold kan svikte. Inkompetent håndtering av anleggene kan også medføre betydelig lakserømming. Det totale omfanget av tap av laksefisk på grunn av rømming lar seg vanskelig anslå presis. I enkelte år er flere millioner laks blitt rapportert tapt til forsikringsselskapene. Dette er mange ganger det antall av villaks som årlig svømmer inn mot de norske vassdrag. (Jf NENT 1993.)

Etter at problemet ble kjent, har man forsket en del på hva oppdrettslaksen foretar seg etter rømming. Slike utredningsoppgaver byr på en rekke metodiske usikkerheter, f eks i forhold til stikkprøvetesting. Resultatene blir tilsvarende usikre. Det er imidlertid klart at oppdrettslaksen er blitt observert en rekke steder. Man har registrert rømt oppdrettslaks både i umiddelbar nærhet av mærdene, i kystvann langt borte fra rømmingsstedet, og i lokale ferskvannsvassdrag. En rekke bakgrunnsvariabler slik som årstid, vannkvalitet, alder av laksen osv har vist seg å spille en viss rolle, uten at entydige klare mønstre fremkommer.

Det man har kunnet bekrefte er at en betydelig del av den rømte oppdrettslaks i kjønnsmoden alder oppsøker vassdrag hvor det også finnes villaks. I enkelte vassdrag har man observert en overvekt av oppdrettslaks i forhold til villaks. Det er to spørsmål som må reises i denne forbindelse: (i) vil oppdrettslaksen gyte i lag med villaksen og få levedyktige avkom? og (ii) om så er tilfelle, hva er konsekvensene og hvordan skal man vurdere disse?

Grunnen til at disse spørsmål er relevante er at man frykter at oppdrettslaks etterhvert vil kunne true bestanden av villaks gjennom å utviske dens genetiske variasjon. Man vil kunne risikere at *Salmo salar* i Norge om noen år genetisk sett mer er et resultat av noen få års menneskelig avlsarbeid enn et resultat av en evolusjon over millioner av år.

Det viser seg at man her støter på uunngåelige usikkerheter i den vitenskapelige kunnskap som kan skaffes til veie. En del usikkerhet skyldes nok metodiske problemer som gjør at vi ikke kan kjenne utviklingen før den faktisk finner sted. Man vil i så fall få relativt sikker kunnskap på et tidspunkt da det er for sent å rette på utviklingen. En del usikkerhet som er relevant fra et beslutningsteoretisk perspektiv, skyldes også det faktum at forskerne er uenige om tolking av forskningsresultater. Som vitenskapsteoretikeren Thomas Kuhn har påpekt, er uenighet blant forskere et fenomen som alltid er med i en normal-vitenskapelig fase, selv om man kan forutsette enighet om grunnleggende disiplinære «paradigmer». Uenigheten vil enkelte ganger kunne løses når bedre data foreligger, men i mange tilfelle har den en tendens til å fortsette eller til å bli omformet til nye uenigheter.

Et eksempel på uenighet blant forskere i forbindelse med lakserømming er spørsmålet om den genetiske variasjonen blant villaksstammer i de enkelte vass-drag. Genetisk variasjon forekommer alltid i en naturlig populasjon, men det kan være vanskelig å finne et egnet mål for sammenligning av variasjon innenfor en populasjon med variasjonen mellom populasjoner. Enkelte forskere er av den oppfatning at villakspopulasjoner gjennom evolusjon er genetisk tilpasset de vassdrag de vokser opp og gyter i og at dette fører til svært spesifikke og lokale genetiske variasjoner. Andre fremholder at variasjonen mellom populasjonene ikke er større enn den man finner innen en populasjon.

Det bør kanskje også understrekes at det grunnleggende spørsmål om oppdrettslaksen faktisk blander seg med villaksen, heller ikke kan besvares med sikkerhet. Om det skulle være færre forskere i dag enn for noen få år siden som vil avvise denne muligheten, så har det likevel ikke fremkommet nye data som kan påvise dette direkte. De fleste synes å anta at det ville være «overraskende og unaturlig» om slikt ikke var tilfelle.

Føre-var strategi?

NENT er av den oppfatning at dette eksempel inneholder alle de elementer som trenges for å mene at føre-var prinsippet må bli anvendt i leting etter en adekvat strategi for å løse problemet. Fire faktorer er utslagsgivende for dette: For det første er man konfrontert med en betydelig vitenskapelig usikkerhet når det gjelder vurderingen av hvor alvorlig problemet faktisk er eller kan komme til å bli i fremtiden. Denne usikkerheten henger sammen med at det er vitenskapelig uenighet om en hel rekke sentrale spørsmål, og at det er små utsikter til at disse uenighetene vil forsvinne med det første. For det andre har man rimelig grunn til å frykte at irreversible eller «katastrofale» konsekvenser vil kunne oppstå, dvs at det er umulig å påvise såpass grunnleggende vitenskapelige feil i modell-beregningene med svært negativt utfall at de står særlig svakere enn alternative modeller med mer «positive» utfall. For det tredje er problemet av en slik karakter at det er rimelig å tro at menneskelige handlinger (industriell produksjon, osv) er én (blant flere) avgjørende årsaksfaktor. Dette gjelder både i forhold til muligheten for alvorlige fremtidige skader og i forhold til muligheten til å intervenere tidsnok til å endre årsakskjeden vesentlig. For det fjerde er det rimelig grunn til å mene at en eventuell utryddelse av villaksen fortjener å bli tatt såpass alvorlig at man bør overveie begrensninger og forsakelser for mennesker på felter der man ellers hadde foretrukket ikke å bli underlagt slike restriksjoner. Politisk sett følger dette bl a av tilslutningen til bevaring av genetisk mangfold i Rio-avtalen.

Med disse vesentlige elementer på plass er det rimelig å spørre om det følger en konkret strategi for problemet med lakserømming ut fra føre-var prinsippet. En forventning man kan danne seg er at prinsippet kan settes ut i livet slik at det fører til entydige løsningsstrategier. Vårt svar er at det ikke finnes en entydig løsningsstrategi. Men først skal vi diskutere ulike teoretisk mulige

strategier. Vi vil i grove trekk skissere fire mulige grunnleggende strategier. Vi gir dem fire type-betegnelser som vi vil ta opp igjen senere i rapportens kapittel 6.

Teknologen

Den mest opplagte strategien ville være å kreve å fjerne årsaken til miljø-risikoen. I dette eksemplet ville det bety å forhindre rømming av oppdrettslaks fra mærdene. Men i praksis er dette slett ikke lett. Først måtte vi erkjenne alle mulige rømningsmuligheter (se risikoanalyse) og så utvikle strategier som er klart bedre enn dagens praksis for å unngå disse. Den enkleste rømming har med de fysiske forhold å gjøre. Man kan satse på å utvikle andre typer mærder. Dette har man faktisk gjort og forbedret teknologien betraktelig. Og det er opplagt riktig å fortsette å forbedre teknologien.

Allikevel må man bare innse at uavhengig av teknisk design vil et slikt anlegg på åpen sjø alltid være utsatt for stress og slitasje, slik at rømmings-muligheter ikke kan unngås. Det er alltid en restrisiko igjen. Og få ulykker i en periode kan få store konsekvenser. Om man ikke kan gjøre nok med den tekniske design, kunne man kanskje mene at man kunne flytte mærdene ut av de områdene der de er mest utsatt for naturkreftene. Man kunne f eks flytte mærdene innover i fjordene, i alle fall i de perioder der man erfaringsmessig kan vente uvær. Dette vil gi en betydelig beskyttelse mot stormskader. Samtidig vil det medføre en økning av andre risiki og uheldige virkninger. Det vil for det første øke faren for transportskader. Og for det andre vil det medføre uheldige miljøbelastninger for de valgte lokalitetene på grunn av dårligere strømningsforhold. Man ser at man snart kommer opp i situasjoner der man må veie ulike ulemper mot hverandre. Dessuten vil man ikke kunne unngå menneskelig svikt i håndteringen av anleggene. Dette problem vil vedvare uansett hvordan teknologien utvikles eller hvor anleggene befinner seg. Man kan riktignok satse på bedre opplæring og

gode sikkerhetsrutiner, noe næringen også gjør, men det er grunn til å tro at den samlede effekten vil være liten i forhold til problemet.

Ren teknologi

En annen mulig strategi vil være å satse på en grunnleggende annerledes teknologi som ikke byr på de samme problemer. Man kunne f eks tenke seg å flytte all lakseoppdrett på land. Den grunnleggende teknologien for dette er faktisk allerede utviklet. Denne teknologien har i utgangspunktet mange opplagte fordeler. F eks har man mye bedre kontroll over alle avfallsprodukter. Disse kunne isoleres i renseanlegg, delvis resirkuleres, brukes for andre produkter, eller i det minste lagres på forsvarlig måte der de ikke har negative miljøvirkninger. Og man kunne unngå problemet med lakserømming mer eller mindre totalt. Det er det man ofte betegner som «rene teknologier» («clean technologies / productions»; se nedenfor i rapporten). Derfor er det også mange fagfolk som mener at oppdrett i fremtiden bør være landbasert.

Denne strategien medfører problemer av en annen art. Det er mer eller mindre umulig å tenke seg at man vil kunne kreve en omlegging av hele produksjonen innen rimelig kort tid (dvs før villaksbestanden teoretisk kan være varig svekket) uten at dette ville få betydelige negative konsekvenser for hele næringen, og for landets økonomi. For det første har man neppe nådd det teknologiske utviklingsnivå som gjør det mulig å opprette samme produksjonsnivå som idag. For det andre vil det praktisk talt være utenkelig å bebygge store natur- og produksjonsarealer med nye produksjonsanlegg uten at dette vekker sterke protester i befolkningen. Selve bebyggelsen vil være et inngrep i naturen som kan ha store negative miljøvirkninger ved å svekke biologisk mangfold osv. For det tredje reiser denne strategien et stort finansieringsproblem. Hvem skal betale for de høye kostnadene som nødvendig-

vis vil oppstå? Det er all grunn til å tro at disse kostnadene ikke vil kunne legges over på forbrukeren uten en betydelig reduksjon av forbruk og eksport. Selv om altså denne strategien kan være et realistisk fremtidsscenarium, som man bør utvikle videre, og som bør vurderes med alle sine tekniske, økonomiske og sosiale sider, vil den by på meget store problemer dersom den skal fremsettes som føre-var strategi for problemet med lakserømming per i dag.

En beslektet løsningsstrategi hvor man også benytter en slags ren teknologi vil være ved inngrep i de biologiske fremfor de fysiske og tekniske forhold. Man kan beholde anleggene i havet, men produsere en steril laks fremfor laks som kan blande seg med villaksen. Steril oppdrettslaks vil fortsatt kunne rømme, men vil ikke kunne volde store og irreversible genetiske skader på villakspopulasjonen. Også denne teknologien er, i det minste delvis, allerede på plass, f eks som såkalt triploid laks. En annen mulighet er genmodifisert steril laks. Antakelig er dette den biologisk sett reneste teknologien. Samtidig merkes sterk motvilje mot slike produkter hos enkelte forbrukere. Videre er det også prinsipielle vanskeligheter knyttet til storskala utsetting av genmodifiserte organismer. Mange vil nettopp bruke føre-var prinsippet som sterkt argument mot slike teknologier gitt den nåværende grad av usikkerhet rundt slike inngrep.

Dypøkologi

Teoretisk kan man også tenke seg en radikal løsningsstrategi. Om man la ned forbud mot produksjon av oppdrettslaks generelt ville man hverken ha miljøproblemer eller problemet med rømming og genetisk utarming. Man kunne f eks henvise til at det ikke er lenge siden man måtte klare seg ernæringsmessig og nasjonaløkonomisk uten en slik produksjon. Dette viser at det er mulig, selv om mange som har interesser i næringen og mange kunder av oppdrettslaks vil protestere. Det er en feilslutning å tro at en utvikling som er i gang ikke kan

stoppes - spørsmålet er alltid bare hvor høy pris vi er villige til å betale. Det er klart at en slik stopp ville medføre store kostnader for samfunnet. Hva skal skje med de 40.000 som får sine inntekter fra næringen, når man allerede fra før ikke har arbeid til alle? Ved nærmere ettersyn er det imidlertid ikke bare et spørsmål om kostnader. Man kan f eks argumentere med at det produksjonsbortfall som vil oppstå et sted - i Norge i dette tilfellet - snart vil bli kompensert med økt produksjon et annet sted. Produksjonsformen vil etter all sannsynlighet være omtrent den samme, slik at man som nettoresultat antakelig ikke har gjort noe annet enn å eksportere det opprinnelige problemet til et annet sted i verden. Og den norske næringen vil tilføye at sjansene for noenlunde ansvarlig håndtering av produksjonen er likevel større i Norge enn andre steder i verden, slik at utarmingen av vill-laks faktisk kan øke i omfang. Til syvende og sist er en slik radikal strategi basert på at samfunnet, både nasjonalt og internasjonalt, på sikt kan og vil gjennomføre grunnleggende forandringer i sine produksjonsformer og i sitt konsum for å realisere målet om en bærekraftig utvikling.

Politisk styring

En siste løsningsstrategi kunne gå ut på å begrense mulige skader ved reguleringstiltak som demper produksjonen og bare tillater den der eventuelle skader kan kontrolleres. I praksis ville dette bety en utstrakt bruk av statlige virkemidler. Man kan bruke konsesjonskrav, ekstraordinære regler (f eks begrenset tilgang på fôr), eller skatteregler. Videre kan man sørge for at oppdrett kun kan foregå i områder som ligger tilstrekkelig fjernt i forhold til lakseførende vassdrag, og dermed redusere faren for invasjon av oppdrettslaks i utsatte om-råder. Indre Sognefjorden og Trondheimsfjorden er regulert på denne måten. Enkelte slike virkemidler er altså allerede i bruk, om enn ikke alltid for å redusere genetisk utarming av villaksbestanden. Å dempe veksten i næringen og

legge tak på totalproduksjon vil også kunne betraktes som en egnet strategi for å oppnå en global bærekraftig utvikling. I og med at lakseoppdrett bruker opp store mengder fiskeressurser i form av fiskefôr, som på verdensbasis representerer en knapp ressurs (og som kan brukes til direkte ernæringsformål for en økende verdensbefolkning), har man god grunn til å innføre restriksjoner. Slike virkemiddel kan bidra til å minske forskjellene mellom i- og u-landene, men de krever politisk aksept for regionale forsakelser.

Det bør bemerkes at innføring av genbanker der man samler den genetiske informasjon fra villaks populasjonene, slik det er igangsatt av Direktoratet for naturforvaltning, vanskelig kan oppfattes som en føre-var strategi i forhold til problemstillingen. Det er rimelig å tolke føre-var prinsippet dithen at de igangsatte tiltak med en viss sannsynlighet bør kunne bøte på det nåværende eller fremtidige problemet, slik at skaden kan unngåes. Samling og lagring i dypfryst tilstand av genetisk informasjon vil derimot hverken kunne eliminere den trussel mot villaksen som utgår fra rømt oppdrettslaks eller kunne bøte på problemet senere. Om de eksisterende villaks populasjonene er forsvunnet, vil vi fortsatt ikke være sikre på at vi kan tilbakeføre stammene fra genbankene til elvene. Derfor er dette et viktig tiltak for å bevare informasjonen om vårt genetiske mangfold, men ikke et tiltak for å bevare laksen. Det bør også bemerkes at større genetisk variabilitet i oppdrettslaks kan være ønskelig ut fra flere hensyn.

Eksempel 2: Transnasjonal forvaltning av næringssaltene i Nordsjøen

Næringssaltene nitrogen og fosfor utgjør en naturlig del av miljøet i havet. De er nødvendige for organisk vekst og påvirker f.eks fiskebestanden ved forekomst av fytoplankton. Man har imidlertid de siste årene fått øye på at den naturlige forekomsten påvirkes sterkt av menneskeskapte virksomheter slik som f eks landbruk , avløp av kloakk osv. Dette har medført uforholdsmessig store

konsentrasjoner av næringssalter i enkelte områder. Strømningsforhold langs kysten medfører langtransport av disse stoffene og akkumulasjon enkelte steder. Langs den danske kysten mot Sverige ble det foretatt undersøkelser som tydet på at store områder er eutrofierte, dvs områder der det var betydelig tap av surstoff med potensiell store konsekvenser for det akvatiske miljø. Dette var foranledningen til at problemet ble tatt opp i de internasjonale Nordsjø-konferansene som begynte i Bremen i 1984. Under London-konferansen i 1987 ble det vedtatt at Nordsjølandene, deriblant Norge, i perioden 1985-1995 skulle arbeide for en vesentlig reduksjon (i størrelsesorden 50%) av utslipp av fosfater og nitrogen i områder der dette sannsynligvis medfører en direkte eller indirekte miljøforurensning. I 1989, forut for konferansen i Den Haag i 1990, ble det ytret kritikk mot denne delen av Nordsjøavtalen fra vitenskapelig hold. Kritikken pekte på urimeligheter som ligger i generelle prosentvise reduksjoner uten hensyn til lokale forhold. Samtidig er slik reduksjon i overenstemmelse med f eks de sk PARCOM anbefalingene (88/2, 89/4, og 92/7) og noen EU-direktiver (91/271/EEC og 91/676/EEC). Den sk «Esbjerg deklarasjon» av 8-9 juni 1995, basert på en fremskrittsrapport om oppfølgingen av avtalen så langt, bekreftet imidlertid den opprinnelige målsettingen med noen modifikasjoner. Det slås fast at alle land som har undertegnet, unntatt Frankrike, forventer å oppfylle den tilsiktede reduksjon på 50% av fosfater i løpet av 1995. Man har imidlertid ikke klart en tilsvarende reduksjon av nitrogenutslipp. Deltakerlandene oppfordres derfor til å fortsette arbeidet med effektiv kloakkrensing fra kommuner og industri, og med egnete tiltak for å redusere næringssaltutslipp fra landbruk.

Det bør nevnes at disse Nordsjø-konferansene fra starten har søkt å omsette føre-var prinsippet i praksis, først som forlengelse av det tyske *Vorsorgeprinzip* som la vekt på forebyggende tiltak, og etter London-konferansen som uavhengig prinsipp: «...This applies especially when there is reason to assume that certain damage or harmful effects on the living resources of the sea

are likely to be caused by such substances, even when there is no scientific evidence to prove a causal link between emissions and effects ('the precautionary principle')». Mekanismene for å oppnå disse målsetningene består av tre deler: (i) anvendelse av BAT, dvs den beste tilgjengelige teknologien (i den grad dette er økonomisk forsvarlig), særlig i forbindelse med kloakkrensing fra industri og kommuner, (ii) statlige reguleringer, f eks vedrørende bruken av fosfater i vaske-middelindustrien, og (iii) strukturelle tiltak f eks overfor landbruket for å oppnå bedre og mer adekvate produksjonsformer der næringssaltutslipp minimeres.

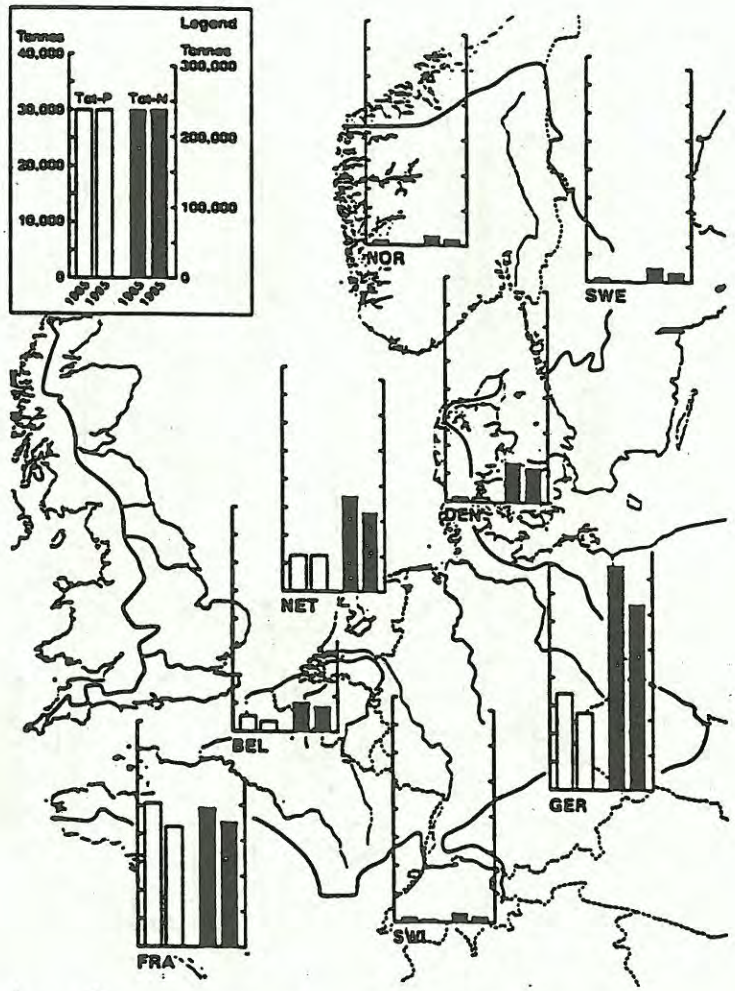
Det synes å være stor enighet om de mer prinsipielle sidene knyttet til næringssaltproblematikken. Det er enighet om at utslipp fra land (enten direkte eller via elvene) utgjør en betydelig økning av den naturlige forekomsten av næringssalter i havet. Videre er man enig om at en slik økning kan forårsake miljøskader i form av eutrofiering, storstilt algeoppblomstring osv. Disse skadene kan igjen medføre mer indirekte skader slik som trussel mot høyere akvatiske arter, og en generell reduksjon av rekreasjonsverdien av havet for mennesket. Man er også tilsynelatende enig om at det høye utslippsnivå av næringssalter fra kommunal kloakk, industri og landbruk på sikt bør reduseres. Videre er det enighet om at Nordsjøen (og Østersjøen) hører til havområder som er sterkt utsatt for slike belastninger.

Usikkerhet er imidlertid knyttet til hensiktsmessigheten av tiltakene. Dette gjelder særlig to forhold. For det første kritiseres den udifferensierte målsetting for alle undertegnede land uten hensyn til spesielle lokale forhold. For det andre kritiseres at tiltakene ikke blir satt i fornuftig forhold til nasjonaløkonomiske kostnads-nytte beregninger.

Man påpeker fra norsk side at Norge er et nedstrømsland. Kyststrømmen som transporterer vannmasser fra den nordlige delen av Sentraleuropa passerer i en sløyfe den norske Sørlandskysten og beveger seg deretter nordover. Den totale mengden av næringssalter som transporteres langs Norskekysten, påvirkes bare i

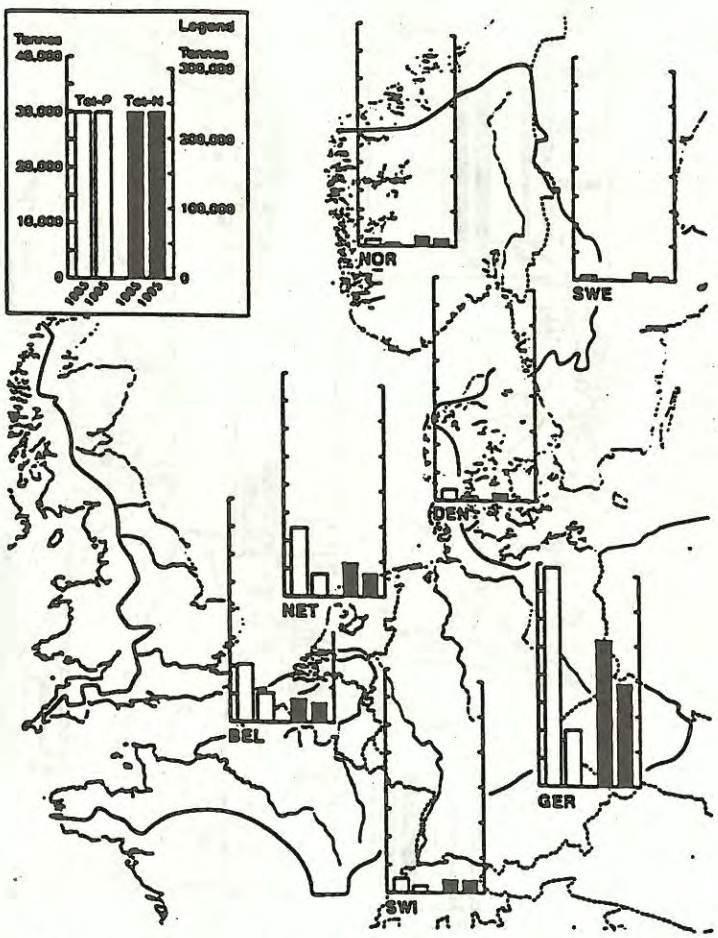
forsvinnende liten grad av norske utslipp. Relativt sett er norske utslipp omtrent på samme nivå som utslippene fra Sveits (via Rhinen) og Sverige. Eksempelvis er nitrogenutslippene fra landbruk i Tyskland omlag 12 ganger så høye, men også Danmark slipper ut to til tre ganger så mye (se figurene 1-3). (Selv om disse anslagene i seg selv er temmelig usikre, og basert på anslag fra primær-næringene, ikke på konkrete målinger, viser det problemet med å ikke ta hensyn til de lokale forhold.)

Man kan imidlertid stille seg skeptisk til slike sammenligninger mellom nasjoner, og mene at det er per capita-utslipp som bør danne grunnlaget for internasjonale avtaler.



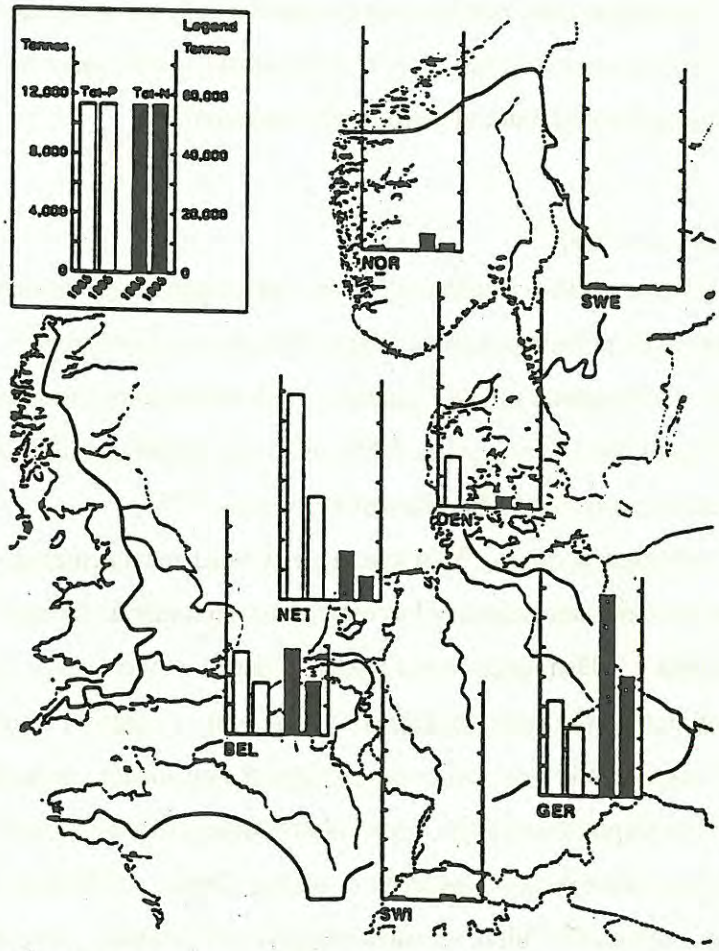
Inputs of nutrients from agriculture. Based on data from the Oslo and Paris Commissions.

Figur 1 (fra Esbjerg (c) 1995 s. 95)



Inputs of nitrogen and phosphorus from municipal waste water treatment plants. Based on data from the Oslo and Paris Commissions.

Figur 2 (fra Esbjerg (c) 1995 s. 92)



Inputs of nutrients from industry. Based on data from the Oslo and Paris Commissions.

Figur 3 (fra Esbjerg (c) 1995 s. 93)

De planlagte rensetiltak for kommunale kloakkanlegg krever en forholdsvis stor investering (i nasjonal målestokk). Her reiser man spørsmålet hvorvidt disse ressursene kunne bli brukt til andre formål som ville gi større miljøgevinst. Man kan også spørre om en tilsvarende investering andre steder enn i Norge ville gi større miljøgevinst også for oss, f eks dersom man kunne redusere utslippene fra Polen. Videre har man påpekt at en eventuell lokal økning av næringssaltene, f eks i Oslofjorden, kunne sees som et «bærekraftig» tiltak idet dette vil medføre økt fiske og dermed bidra til større matproduksjon.

Føre-var strategi?

Hvilken strategi følger av den eksplisitte tilslutningen til føre-var prinsippet? Er prinsippet konkret nok til å implisere visse strategier og til å utelukke andre i dette tilfellet? Igjen er svaret avhengig av vurderinger som går ut over de konkrete vitenskapelige fakta, og krever helhetlige vurderinger av større sammenhenger (jf også Mac Garwin & Johnston 1993).

(«Politisk styring»): Man kan mene at Nordsjøavtalen er den optimale respons på den kunnskapen vi har om Nordsjøen under de føringer vi må basere vår politikk på. Den legger størst vekt på å unngå enhver risiko i forhold til naturmiljøet (særlig gjennom Esbjerg deklarasjonen). Den pålegger derfor statene forpliktelser som krever sosiale og økonomiske kostnader i betydelig grad. Graden av forpliktelser følger deres relative bidrag til problemene, og kan derfor sies å følge prinsippet om rettferdig fordeling. Denne enkelhet er en styrke i og med at andre mål for tiltak vil vanskeliggjøre den politiske prosessen og derved utsette løsningsstrategier. Samtidig må det erkjennes som svakhet at målene fremkommer som resultat av en prosess basert på rent politiske prinsipper fremfor som resultat av kunnskap om de naturlige forhold i de spesielle hav-områdene.

(«Teknologen»:) Alternativt kan man mene at en adekvat føre-var respons burde ta utgangspunkt i de kjente områder der eutrofiering har blitt registrert eller påstått. Man kan mene at responsen også burde ta utgangspunkt i at nærings-saltene ikke danner et stort problem for store deler av havet, men at de kan være et alvorlig problem i enkelte områder. En bør derfor øke kunnskap om de spesielle forhold knyttet til de problematiske områdene for så målrettet å eliminere de faktorene som forårsaker disse problemene. Dette vil gi varierte tiltak fra de ulike land avhengig av spesielle lokale forhold. Det er f eks tenkelig at man fra norsk side ville finne ut at man bør satse på å redusere næringssaltutslippene fra oppdrettsnæringen, mens kloakkrensing fra små kommuner langs kysten ikke er påkrevet. Føre-var tanken vil her vesentlig bestå i å kreve en samlet evaluering av de miljømessige og sosio-økonomiske og politiske risiki som er involvert, og la begge aspekter telle. Her vil man også legge vekt på eventuelle gevinster, f eks i form av økt fiske enkelte steder, som man må veie mot andre ulemper.

(«Ren teknologi»:) Videre kan man mene at problemet bør løses ved hjelp av bedre teknologi fremfor reguleringer og tiltak på utslippssiden. Dette er ikke nødvendigvis i strid med intensjonen i avtalen, men vektlegger den litt annerledes. En kan satse på rene teknologier for landbruk og industri, og utvikle bedre teknologi for kloakkhåndtering. Tiltakene vil i hovedsak gå til investeringer for slik teknologiutvikling. Hovedtanken er da å resirkulere i størst mulig grad ved produksjonsenheten.

(«Dypøkologi»:) Endelig kan man også tenke seg en mer radikal respons som setter grenser for produksjon og konsum til det nivå som svarer til det nivå som de lokale miljøforhold klarer å absorbere uten negative virkninger over tid. Urbanisering med høyt forbruk, intensivt landbruk, visse typer industrier osv vil være problematisk under et slikt perspektiv. Samtidig kan man mene at dette er

den eneste muligheten for å oppnå en global bærekraftig utvikling der alle må tilpasse sine virksomheter til det «økologiske rom» de lever i.

Dette eksempel viser at problemet ikke behøver å være at man er usikker på hvorvidt en bestemt praksis er miljøskadelig eller ikke, men at en mulig anvendelse av føre-var prinsippet kan reise debatter med henblikk på usikkerheten i de foreslåtte tiltakene. Det kan være debatt om hvorvidt kostnadene disse tiltakene påfører et land ville gi større miljøgevinst, dersom midlene brukes til andre problemer. Stillingtaken til dette involverer verdispørsmål.

Eksempel 3: Det globale klimaproblemet, CO_2 og usikkerhet

Mens de miljøproblemer som man var opptatt av på 1970-tallet (f eks under Stockholmskonferansen) gjerne var av lokal, nasjonal art og av forholdsvis spesifikk karakter og omfang, ble man i løpet av 1980-tallet mer og mer opptatt av transnasjonale (f.eks sur nedbør) og omfattende globale spørsmål av kompleks karakter. Klimadebatten og drivhuseffekten hører til den siste kategorien.

Kapittel 9 i Agenda 21 fra Rio konferansen omhandler vern av atmosfæren og inngår derved i en rekke viktige konvensjoner om dette tema (Wien-konvensjon 1985, Montreal Protokoll 1987, og London tillegget 1990). Utfra de problemer og strategier som tas opp i Agenda 21 er det klart at både naturvitenskapelige, økonomiske, og etiske problemstillinger spiller en sentral rolle. Etiske problemstillinger er f eks knyttet til vurderingen av de legitime behov u-land har for å oppnå økonomisk vekst og for å overvinne fattigdom.

Rettferdighetsproblemet spiller en sentral rolle i avveiningen mellom vekst på den ene siden og hensyn til atmosfæren på den andre.

Den vitenskapelige bakgrunn for klimaproblemet ligger i noen tilsynelatende enkle sammenhenger. Grunnlaget er at (gjennomsnitts-) temperaturen på jordkloden er resultat av samspillet mellom den innkomne solenergi og den

utgående strålingsenergi. Av den innkomne solenergi blir en del absorbert i atmosfæren, mens den største delen absorberes av land, hav og isområder. Den utgående strålingsenergi fra jordoverflaten gir avkjøling. Menneskelige virksomheter kan forskyve denne likevekten. Utslipp av CO_2 ved forbrenning av fossile energikilder, methanutslipp (CH_4), nitrogenoksid (N_2O), sk halokarboner, varmeutslipp, eller avskoging og jordbruk vil forårsake mindre avkjøling. Den langbølgede utstråling vil bli absorbert av de nevnte «drivhusgassene» og reflektert tilbake til jorda, mens kortbølgede innstråling fra sola vil være omtrent som før. Kjemikaliene bidrar til oppvarming av atmosfæren ved at de kan absorbere strålingsenergi i det infrarød-spekteret (det langbølgede), og fordi de forblir relativt lenge i atmosfæren. CO_2 er den viktigste av alle drivhusgassene som en bør rette oppmerksomheten mot, særlig fordi vi ser få realistiske strategier som kan begrense den.

Drivhusgassene har økt betydelig siden den industrielle revolusjon (ca 1750-1800). CO_2 alene har økt fra ca 280 ppmv til 354 ppmv («parts per million volume units»), og øker per år med ca 0.5% (tallene er hentet fra Lemons & Brown 1995). Oppholdstiden for CO_2 i atmosfæren er svært usikker, men anslås å ligge et sted mellom 50 til 200 år. Ser man på utviklingen av den totale mengden av karbon i atmosfæren, gir dette en viss indikasjon på hvordan menneskelig aktivitet har forskjøvet mengden av fritt sirkulerende kjemikalier. I dag inneholder atmosfæren anslagsvis 750 Gt karbon mot ca 575 Gt i tiden før den industrielle revolusjonen. Per år frisettes omtrent 5 Gt ved brenning av fossile energikilder og ca 2 Gt skyldes avskoging. Omtrent 560 Gt må ansees som lagret i jordens fytomasse (planter, plankton osv), mens omlag 4.000 Gt er lagret i tilgjengelige olje- og kullreservoarer, og 5.000-10.000 Gt i potensielt nyttbare fossile lagre. Gitt de store mengder lagret karbon, er det teoretisk mulig å forskyve den atmosfæriske balansen forholdsvis raskt gjennom brenning av fossile energikilder.

De siste 100 år har man fastslått en korrelasjon mellom økende CO_2 innhold og en økt global middeltemperatur. Fordi andre faktorer slik som solerupsjoner, vulkanaktivitet, osv også kan påvirke dette, er det vanskelig å påstå en årsakssammenheng her. En sentral vanskelighet er at klimaforandringer forekommer naturlig til alle tider. Forandringer på grunn av menneskelige virksomheter kommer i tillegg til disse naturlige svingningene, men det er vanskelig å anslå hvor mye de bidrar med. Det Internasjonale Klimapanelet (IPCC) hevder at man kan være rimelig sikker på at menneskelig virksomhet har forårsaket en viss økning av gjennomsnittstemperaturen, uten at det på det nåværende tidspunkt er mulig å anslå kvantitativt hvor mye. Det bør imidlertid også bemerkes at enkelte forskere – også blant de som har bidratt til IPCC - er skeptiske til en slik påstand, og at de anser dette som et åpent spørsmål.

I denne situasjonen er man avhengig av å arbeide med modellberegninger som er basert på fysiske sammenhenger, uttrykt i et sett av likninger. Likningene er for komplekse til å kunne løses analytisk, og en må derfor konvertere dem til aritmetisk form for å kunne få numeriske løsninger ved hjelp av moderne data-maskiner. En sentral plass når det gjelder å formulere et likningssystem har de sk, generelle sirkulasjonsmodellene («general circulation models», GCMs). Alle aktuelle GCM har klare begrensninger når det gjelder graden av den fysiske, biologiske, og kjemiske detaljering de kan fange inn. Likeledes er det store begrensninger når numeriske løsninger skal utvikles. Nøyaktige beregninger forlanger at jordatmosfæren deles inn i relativt små overflateenheter med høyde som en tredje dimensjon (30 km). Det er usannsynlig at en vil kunne utvikle modeller med større oppløsing enn 100 km x 100 km, som er langt grovere enn skalaen til de fleste økologiske ansatser og mikroatmosfæriske prosesser. Derved er de som regel ikke i stand til å gi prediksjoner når det gjelder lokal variasjon. Videre er grunnleggende kretsløpprosesser for mange stoffer ikke tilstrekkelig

forstått og vanskelige å integrere i slike modeller. Dette gjelder f eks sirkulasjoner i dype hav, fordampning, skyformasjoner, sne, forekomst av vegetasjon, fytoplankton, eller ultrafiolett stråling. I tillegg til disse usikkerhetsfaktorer, er det grunnleggende metodiske vanskeligheter knyttet til å teste modellenes forutsigelser i forhold til virkeligheten. Selv om mange forskere gjerne snakker om «verifikasjon» eller «validering» av disse modellene, er det misvisende å bruke disse begrepene. Modellene kan være nyttige redskaper i og med at man ikke har andre muligheter, men samtidig må det være klart at deres representasjon av virkelige atmosfæriske forhold på ingen måte er bekreftet, eller kan forventes å bli testet med det første. Dette er en praktisk ikke eliminerbar modellusikkerhet (jf Oreskes, Shrader-Frechette, Berlitz 1994; samt Oreskes 1997; jf også Fenstad 1995, Cox 1991). Likeledes benytter man seg av en rekke undermodeller, slik som modeller for karbonkretsløpet (jf f eks Wigley 1994) som introduserer ytterligere usikkerhet.

Sammenligner man GCM retrospektive prediksjoner over perioden 1861-1989 får man en forventet økning av den globale temperaturen på mellom 0,5 til 1° C. Disse verdier er stort sett noe større enn faktisk observerte verdier. Det er en rekke mulige feilkilder som kan forklare forskjellen, men selv om prediksjonene hadde truffet antatt faktiske verdier, ville det si lite om modellens kvalitet.

GCM produserer mulige klimascenarier for fremtiden. Avhengig av forutsetningene varierer disse modellene i hvor stor temperaturøkning de forutsier. Enkelte studier forutsier en økning mellom 2,8 til 5,2° C i løpet av det neste århundre, under antakelse av en fordobling av CO_2 konsentrasjonen. Modeller som tar større hensyn til prosesser i havet ender opp med verdier mellom 1 til 2° C . Det internasjonale klimapanelet (IPCC) har som beste anslag for temperaturøkningen frem til år 2030 1 til 2° C, og opptil en verdi på 3° C til slutten av århundret. Dette gir en gjennomsnittlig økning på 0,2 til 0,6° C per dekade, en

økning som er betraktelig større enn noen gang i menneskelig historie. For å stabilisere drivhusgassene måtte man redusere utslipp med ca 60% . For å stabilisere CO_2 nivået til det dobbelte av mengden før den industrielle revolusjonen må man i følge modellene regne med en reduksjon av dagens utslipp med en faktor på 25. Industrinasjonene vil ikke kunne oppnå en slik reduksjon, og u-landene enda mindre. Videre er det viktig å være klar over at jo lengre man fortsetter utslipp på dagens nivå, jo større må fremtidige reduksjoner bli for å stabilisere CO_2 konsentrasjonen på et akseptabelt nivå.

Felles ansvar, men ulik byrde?

Den potensielle klimaforandring er et problem som oppfyller de kriteriene der føre-var prinsippet bør anvendes. Det er fare for katastrofale og praktisk irreversible miljøskader. Klimaet er et felles menneskelig anliggende i og med at alle vil berøres av det. Hensynet til nålevende generasjoner veier, men spesielt veier hensynet til fremtidige generasjoner. Dette er derfor et opplagt felles menneskelig ansvar .

Samtidig er det forskjell i både hvor mye enkelte grupper og samfunn bidrar til klimaendringer, og hvordan ulike grupper og samfunn vil bli berørt av konsekvensene.

Problemet er gjennomgripende, altomfattende og kompleks. Basert på global oppvarmingspotensiale (GWP) og nasjonale drivhusgass-indekser, har man beregnet at en amerikaner bidrar 8,7 ganger så mye til belastningen av atmosfæren som en kineser, og ca 14,3 ganger så mye som en inder. Ifølge rangeringen fra 1989 får USA med sine ca 5% av jordens befolkning, ansvaret for 18% av de globale drivhusgassutslipp, den tidligere Sovjetunionen 14%, EU 11%, Kina 9%, Japan 5%, og India 4,5% med sine 18% av jordens befolkning.

Til sammen utgjør dette nesten 50% av atmosfæriske utslipp, mens de fleste andre nasjoner bidrar med mindre enn 1%.

Det synes sikkert at temperaturforandringer vil ha en betydelig innvirkning på det globale økosystemet og de mer regionale økosystemene. Samtidig er de økologiske sammenhenger per i dag så vanskelige at det synes umulig å generalisere virkningene. Spesifikke studier av utvalgte lokale regioner har påpekt en rekke mulige virkninger, slik som f eks virkninger av temperaturforandringer på netto primærproduktivitet i slike systemer. Generelt vil man ha grunn til å anta slike sammenhenger på bakgrunn av konkrete systemer, men mangel på overordnet teori gjør at man vanskelig kan komme med gode økologiske forutsigelser (jf Shrader-Frechette & McCoy 1993). De regionale forutsigelser er derfor mer usikre enn de globale. I tillegg kommer at menneskelig virksomhet også har andre mer direkte innvirkninger på økosystemer, som kan være minst like store som innvirkninger fra klimaet.

Det finnes en rekke andre enn økologiske virkninger som kan forutses, men uten at man kan komme med sikre kvantitative prediksjoner. Disse gjelder bl a innvirkning på menneskelig helse, innvirkning på landbruk og fiske, innvirkning på bosettingsmønster, innvirkning på avsmelting av polarisen, innvirkning på havstrømmene, innvirkning på vannressursene og økning av havnivået. Det er f eks grunn til anta at land som Bangladesh, Egypt, eller Nederland vil være spesielt utsatte for effekten av en eventuell økning av havnivået. Enkelte øystater vil kunne forsvinne fra landkartet. Rent generelt har man også grunn til å tro at u-land og land på den sørlige halvkule vil være spesielt utsatt for slike konsekvenser fra klimaforandring. En vesentlig grunn for dette er også befolkningsveksten som er størst i disse landene gitt en tett bosetting nær kystområder.

Befolkningsveksten på 1,9% per år i de 35 år fra 1950 til 1985 tilskrives ansvaret for 1/3 av det totale CO_2 utslippet i denne tiden. Man antar at verdens befolkning vil nå omlag 8,5 milliarder i år 2025 dersom befolkningsveksten

fortsetter med samme vekstrate. Det meste av økningen vil foregå i u-land, dvs at ca 95% av veksten vil komme fra fattige land i Sør. For land som Bangladesh betyr dette at den nåværende befolkning på 116 millioner vil fordobles. Tilsvarende vil disse landenes energiforbruk og dermed deres utslipp av drivhusgassene øke om ikke mottiltak settes i verk.

Disse forhold gjør det tydelig at bak klimaproblemet ligger en rekke sentrale etiske problemer. Først og fremst er disse knyttet til spørsmålet om rettferdig fordeling av godene mellom jordens rike og fattige samfunn. Det er først og fremst på grunn av forbruket i de rike land at problemet oppstod, mens den nåværende situasjon er slik at alle må bidra til å løse problemet. Her er det vanskelig å vite hva som er en rettferdig fordeling av godene og byrdene. Det er klart at livsstilen fra de vestlige industrialiserte land ikke er bærekraftig på verdensbasis. Eksempel: Man kan gå ut fra livskvaliteten i Sverige er høy, mens utslipp av drivhusgassene per capita er bare 40% av de i USA. Om man skulle tilstrebe en tilsvarende livskvalitet som i Sverige på verdensbasis, med tilsvarende utslippsrate per capita, ville de globale utslipp bli tre ganger så store. Slik tredobling av utslipp er langt større enn til og med de verste scenariene man har tatt hensyn til. Dette gjenspeiler de store befolkningsmengder og lave utslipp i u-land (Lemons & Brown 1995). Eksemplet viser også at enkelte oppfatninger om rettferdighet forstått som likhet i fordeling av godene, så ønskelig dette kan være, ikke kan være aktuelle mål.

Andre etiske problemer er knyttet til hensyn til fremtidige generasjoner, hensynet til naturen som egen bærer av moralske rettigheter, og den adekvate integrasjon av moralske hensyn i økonomiske kostnads-nytte beregninger. Noen av disse problemene vil bli omtalt senere.

Mulig respons til klimaproblemet

Kompleksiteten og omfanget av klimaproblemet er enormt. Ingen kan i dag fastslå med noenlunde rimelig sikkerhet hva som er en adekvat reaksjon på verdensbasis. Det finnes ingen oppskrifter som forener dagens kunnskap om problemet med tiltak som har en rimelig sjanse for å kunne lykkes i å stoppe utviklingen i tide og som samtidig lar seg gjennomføre politisk uten samtidig å destabilisere tiltaket, dvs føre til store sosiale og økonomiske kriser. En viktig vanskelighet er også at internasjonale forhandlinger om problemet lett kan fremstå som en «fangens dilemma» situasjon, dvs en situasjon der manglende tiltro til andre parters solidariske atferd fører til at alle velger egoistiske løsninger. Den politiske utfordringen på verdensbasis ligger i å utvikle et internasjonalt regime der forhandlingspartnere kan føle seg trygge på hverandres oppfølging av regler og tiltak vedtatt i fellesskap. En nødvendig men ikke tilstrekkelig forutsetning for løsningsstrategier er derfor internasjonal solidaritet.

Spørsmål om hvilke tiltak en må treffe for effektivt å kunne løse klimaproblemet, rammes av samme type usikkerhet som den som konstituerer problemet i utgangspunktet. Dette gjør det vanskelig å angi hva en føre-var strategi vil bestå i. Som i de eksempler som er diskutert ovenfor, er dette avhengig av oppfatninger, holdninger og verdier i forhold til *både* naturen *og* sosiale strukturer. Men vi er usikre på hvor motstandsdyktig naturen er, og vi er usikre på hvor fleksible sosiale strukturer er før det inntreffer alvorlige kriser.

Man må gå ut fra at enhver føre-var strategi medfører store kostnader. Man må vite hvor store disse kostnadene vil bli, for å kunne si hva som er et fornuftig tiltak under føre-var prinsippet. Det er også relevant å ta hensyn til hvor stor risiko man er villig til å påta seg i et spill (mot naturen) med usikkert utfall. Og alle tenkelige tiltak rammes av usikkerhet i forhold til om de i det hele tatt vil være tilstrekkelige til å forhindre de store katastrofene som kan følge en klima-

forandring, særlig tatt i betraktning at klimaforandring også kan være resultat av naturprosesser som ikke påvirkes av menneskelige handlinger.

Det er ikke mulig og heller ikke meningen å gi konkrete forslag til mulige løsningsstrategier for klimaproblemet i denne rapporten. Vi vil likevel skissere noen grunnleggende holdninger som indikerer retningen for enkelte tiltak. Vi vil anta at man klarer å få til tilstrekkelig internasjonalt samarbeid, dersom tiltakene er fornuftige.

(«Dypøkologi»): En første strategi vil svare til en relativt radikal økologisk fundamentalisme, og sette alle midler inn på å redusere miljøfaren umiddelbart. Hovedpoenget må være å redusere alle utslipp av drivhusgassene så mye og så fort som overhodet mulig. Man legger liten vekt på den usikkerheten som følger med modellscenariene, og antar at disse representerer en reell mulighet for irreversible skader selv om deres spesifikke form og omfang godt kan være annerledes enn antatt i modellene. Føre-var strategien består i umiddelbar utfasing av fossile energikilder og reduksjon av konsumet og energiforbruket i de rike land. Ingen kjernekraft tillates som erstatning for fossile energikilder på grunn av andre, ikke klima relaterte miljø-risiki. Landbruket vil måtte reformeres i retning av økologisk drift umiddelbart. Befolkningsveksten måtte på en eller annen måte stoppes for i det hele tatt å kunne sikre noenlunde tilstrekkelig matforsyning. Ellers ville en måtte akseptere sult. Dette vil medføre en betydelig reduksjon av velferd, både for de rike land og for de u-land som har begynt å forbedre sin økonomiske situasjon. Hele verdensøkonomien måtte reformeres og tilpasses, uten at det er klart hvordan den skal se ut. En måtte satse på (noe urealistisk) at denne prosessen kan gjennomføres uten at den fører til sosiale uroligheter og destabiliseringer som medfører krig, kriminalitet, politiske revolusjoner, nasjonal splittelse osv. Den aversjon mot miljø-risiki som denne strategien baseres på, finner sitt motstykke i den forholdsvis store viljen til å ta store sjanser med hensyn til menneskelig atferd og menneskers tilpasningsdyktighet. Dette er

opplagt en føre-var strategi i forhold til naturen, men den er neppe føre-var i forhold til sosiale strukturer. Samtidig er det klart at strategien kan slå feil, og klimaproblemet kan slå inn for fullt til tross for de tiltak som settes i verk.

(«Teknologen»:) En annen strategi kan ta utgangspunkt i omtrent den motsatte holdning. Man kan mene at miljørisikoen er alvorlig nok, men med tid og stunder, og med langsomt tilpassete atferdsmønstre, vil man med stor nok sannsynlighet kunne unngå de verste skrekkscenariene. For store sosiale endringer vil derimot være kontraproduktive i og med at de skaper andre ulemper. Et knippe med tiltak som til sammen utgjør føre-var strategien vil likevel bli satt i gang. Man vil først og fremst sette inn store ressurser for etterhvert å fjerne vesentlige usikkerheter i vår vitenskapelige kunnskap om problemet. Samtidig vil man (i de rike landene) satse på økonomisk vekst uten tilsvarende vekst av energiforbruket, noe som enkelte lands nyere historie har vist går an. Nøkkelordet er først og fremst mer effektiv utnyttelse av de energikilder vi har, samtidig som man vil satse på mindre energibehov ved tekniske forbedringer (f eks bedre isolasjon av boliger, mindre bensinforbruk i biler osv.). Man vil måtte øke innsatsen overfor u-landene, særlig når det gjelder utdanning og kvinners levekår, for derved å begrense befolkningsveksten. Dette kan både være motivert i solidaritet, og i egeninteresse i lys av den trussel en økt verdensbefolkning utgjør for klimaet. Samtidig vil man være innstilt på å bruke kjernekraftverk i større grad, i alle fall i land med sterke demokratiske tradisjoner og høy teknologisk kunnskap. Gasskraft vil også bli brukt i større grad, og om mulig fungere som erstatning for olje, som belaster atmosfæren mer. Forskningsinnsatsen i de rike land på rene teknologier, særlig på alternative energikilder, vil måtte økes med det flerdoblete av dagens innsats for å kunne gi nye valgmuligheter i fremtiden om klimaproblemet viser seg å være så alvorlig som antatt av enkelte.

Denne strategien kan kanskje betegnes som en «no-regret policy», det vil si at man velger strategier som det kan være mest fornuftlig eller mest økonomisk

å velge selv om det senere skulle vise seg at problemet var mindre enn antatt. Strategien innebærer at man unngår store kostnader, som kanskje likevel ville vært forgjeves om problemet er uunngåelig. Samtidig vil man arbeide for å bedre oppdatering og bedre tiltaksmuligheter i fremtiden, skulle det vise seg nødvendig. På den måten minimerer man faren for store sosiale uroligheter, men er villig til å leve med stor miljørisiko for en stund fremover.

(«Politisk styring»:) Man kan også argumentere for en strategi der man er villig til å sette i gang relativt store sosiale omveltninger, uten at disse nødvendigvis medfører effektive mottiltak mot selve miljørisikoen. Føre-var tanken ligger her i oppfatningen av at problemet kan angripes ved de sosiale mekanismer man har mest kontroll over, og satse på at det i lengden vil medføre en reduksjon av miljørisikoen. Her vil man først og fremst rette sin oppmerksomhet mot markedsmekanismer og industriell produksjon. Ved innføring av økoskatt, avgifter for miljøutslipp, eventuelt kvoteaksjer som kan handles fritt mellom landene osv vil en søke å oppnå en «internalisering» av eksterne kostnader. Prisen må gjenspeile den økologiske sannhet, mener tilhengerne av en politisk styrings-strategi (E.U.von Weizsäcker 1994). Dette vil stimulere til redusert energiforbruk og utvikling av alternativ miljøvennlig teknologi. Internasjonal handel, særlig innen landbruk og råvarer, må reformeres tilsvarende. U-lands hjelp og kreditter vil knyttes til de respektive lands tiltak mot befolkningsveksten.

Det er opplagt at slike tiltak vil medføre store sosiale forandringer både i u-land og i-land. Forbruksmønsteret vil bli grunnleggende endret, med usikre konsekvenser for sosial velferd og samhold. Når f eks transport av goder og mennesker blir et luksusgode, vil dette utvilsomt ha store konsekvenser for den sosiale stratifiseringen innad i samfunnet. Samtidig er slike tiltak meget usikre med hensyn til deres effektivitet mot risikoen av klimaforandring. I og med at det knytter seg sosiale usikkerheter til tiltakene, er også deres indirekte virkning som hinder mot økt tilførsel av drivhusgassene til atmosfæren usikker. Men strategien

er basert på at man angriper problemet der man har størst kontroll og innvirkning, og unngår de ekstreme konsekvenser av asketisk livsstil knyttet til den første strategien.

(«Ren teknologi»:) En fjerde strategi vil i motsetning til strategi nr tre angripe miljørisikoen forholdsvis direkte og offensivt, men uten å risikere altfor store sosiale inngrep. Denne strategien satser på en optimal tilpasning av teknologien. Kull og olje som energikilde vil utfases, alle allerede eksisterende muligheter til fornybare energikilder som vannkraft, vindkraft, solarenergi (i varme land) osv vil tas i bruk i størst mulig grad. Miljørisiko og sosiale problemer knyttet til kjernekraft vil måtte vike for de større problemer knyttet til oppvarming av jordkloden. Kjernekraft vil bli tatt i bruk, særlig i land der befolkningsveksten og økonomisk vekst tilsier økt energiforbruk. Tekniske løsninger for å binde CO_2 i nye medier og eventuelt lagre det vil bli utprøvd og eventuelt tatt i bruk. Man vil starte store programmer for skogplanting i global målestokk, for å motvirke avskogning. Intensive tiltak for å gjenvinne ørkenarealer og ufruktbare land-områder for landbruk vil bli satt i verk. Man går her ut fra at det ikke er den sosiale atferden i seg selv, som f eks forbruksmønsteret, som forårsaker klima-problemet, men teknologien knyttet til den. Derved er det også teknologien som byr på de mest effektive mottiltak, særlig tatt i betraktning at disse lar seg gjennomføre innenfor den eksisterende verdensøkonomien.

Ingen av de fire løsningsstrategier kan fremstå som svar på alt. Men alle kan med en viss rett sies å innbefatte tiltak som, utfra de interne forutsetningene, kan fremsettes som føre-var strategier. Disse strategiene er som helhet ikke forenlige med hverandre, selv om enkelte konkrete tiltak kan være fornuftige innen flere strategier.

Det bør videre være klart at alle strategier er preventive, og krever handling. Ingen av dem innbefatter «business-as-usual» inntil vi med sikkerhet vet at problemet er reelt. Når vi vet at problemet er reelt, trenger vi ikke være føre-

var lengre. På det tidspunkt må vi bekjempe problemet, om man da fortsatt har en mulighet til å gjøre noe med det.

* * * * *

KAPITTEL 3:
VITENSKAPELIG EKSPERTISE OG USIKKERHET

Innledning

I dette kapitlet skal vi se nærmere på usikkerhetsklausulen som ligger til grunn for føre-var prinsippet. Føre-var prinsippet er ment som et virkemiddel for de situasjoner der det foreligger betydelig vitenskapelig usikkerhet om konsekvenser av et tiltak eller en praksis. For å få bedre forståelse for forutsetningene for anvendelsene av føre-var prinsippet er vi derfor avhengige av å ha en god forståelse av uttrykk som «mangel på fullstendig vitenskapelig sikkerhet». Hvor sikker kan vitenskapelig kunnskap være, og hvor usikker er usikker nok til å trekke inn føre-var prinsippet? Vi skal i denne forbindelse se nærmere på modellers rolle, funksjon og begrensninger i vitenskapelig kunnskap, i og med at mye av den prediktive kunnskapen vi har å gjøre med fremkommer via vitenskapelige modeller. Og vi skal rette søkelyset på forskernes rolle i konkrete beslutningskontekster, der det er rimelig å spørre hvorvidt forskerne selv har blitt politiske aktører. Kapitlet avslutter med to konkrete typer av vitenskapelig kunnskap som gjerne trekkes inn i besluntningssammenhenger, konsekvensutredninger og risikoanalyser. Her spør vi etter muligheter og begrensninger i lys av den (u)sikkerhet som kan forventes som resultat av slike undersøkelser. Et vitenskapsteoretisk appendiks gir noen utfyllende refleksjoner om noen prinsipielle kilder til vitenskapelig usikkerhet.

Tolking av «mangel på fullstendig vitenskapelig visshet»

Et avgjørende element i anvendelsen av føre-var prinsippet ligger i å gi et konkret innhold til den usikkerhetsklausulen som er kjennetegnet for alle kjente formuleringer av føre-var prinsippet. Eksempelvis heter det i Rio-deklarasjonens

§ 15 at tiltak skal treffes også i situasjoner der det foreligger «mangel på fullstendig vitenskapelig sikkerhet». Med andre ord, fravær av entydige vitenskapelige funn kan ikke brukes som unnskyldning av stater for ikke å komme med relevante miljøforebyggende tiltak. Tvilen skal komme naturen til gode. Et av de mange skjønnsspørsmål man står overfor, er å gi et konkret innhold til denne klausulen. Det er ingen opplagt oppgave, hvis man forventer at tolkningen er rimelig utfra en helhetsvurdering.

Derfor er det f eks urimelig å anse et slikt utgangspunkt foe en tolkning av føre-var prinsippet som en åpning for løse og uvitenskapelige spekulasjoner som grunnlag for miljøbeslutninger. Den negative karakteristikken om fravær av vitenskapelig sikkerhet kan ikke tolkes dithen at enhver spekulasjon som per dags dato ikke kan motbevises av vitenskap, fortjener å bli tatt som grunnlag for miljøforebyggende tiltak. Det finnes mange spekulasjoner som vitenskapen ikke kan motbevise – f eks hypoteser om UFO'er eller parapsykologiske fenomener - som ikke fortjener å bli behandlet som rimelige hypoteser ut fra dagens kunnskap. På den annen side ligger det også en misvisende implikasjon i dette uttrykket. Det synes å forespeile at vitenskapen i en rekke tilfeller - kanskje vanligvis - opererer med hypoteser som har status som «fullstendig sikker viten». Dette er misvisende, og mange filosofer opp gjennom årene har pekt på vitenskapens feilbarlighet og prinsippielle ufullkommenhet. Denne innsikt står i kontrast til en utbredt oppfatning om vitenskapelig kunnskap. Mange vil mene at nettopp vitenskapen står for det vi kan vite med sikkerhet. Men ser vi historisk på vitenskapelig kunnskap, finner vi at det overveldende flertall av oppfatninger som en gang ble fremmet son ny vitenskapelig innsikt, senere ble justert eller til og med helt tilbakevist i lys av nye innsikter. Vitenskapsteoretikere regner derfor med at vitenskapelige fakta har en viss «levetid» som er avhengig av rekkeviden, presisjon, forskningsgjenstand og fagdisiplin. I enkelte, særlig aktive fagfelt slik som medisin kan levetiden for nye funn være svært kort. Dette rokker ved en forestilling om at vitenskapen som

regel kan gi oss den beste kunnskapen som til enhver tid er tilgjengelig. Dette er en relativ og ikke en absolutt påstand: vitenskapen gir oss bedre kunnskap enn alternative kunnskapskilder, ofte med tilstrekkelig sikkerhet for en rekke praktiske anvendelser, men den gir oss ikke sikker kunnskap. Dette kan også underbygges med en rekke filosofiske argumenter. Filosofen Karl Popper har f eks argumentert med at all vitenskapelig innsikt i prinsippet må antas å være gal, men at vi systematisk kan forbedre våre oppfatninger og lære av våre feil. Det spiller liten rolle om man velger å mene at vitenskapen produserer oppfatninger som med stadig større presisjon og sannsynlighet treffer virkelige forhold, eller om man mener at vitenskapen produserer oppfatninger som i utgangspunktet er gale, men blir stadig mindre gale etterhvert som man lærer av sine feil. Prinsippielt vil vitenskapen alltid være beheftet med en viss grad av usikkerhet, selv om forholdsvis konkrete enkelthypoteser kan få status som rimelig sikker etablert kunnskap.

I de fleste konkrete miljøsaker vil den vitenskapelige ekspertisen som regel kunne uttale seg om konkrete forhold med større eller mindre grad av sikkerhet, dog aldri med full sikkerhet. Når det gjelder prognostisk kunnskap, særlig om langsiktige forhold, vil usikkerhetene som regel være større enn i rene tilstands-beskrivelser.

I og med at det knytter seg stor betydning til tolking av usikkerhets-klausulen i føre-var prinsippet, vil rapporten omtale denne problemstillingen nærmere. I dette kapitlet skal vi først drøfte vitenskapelig usikkerhet ut fra generelle vitenskapsteoretiske betraktninger, og deretter se på de konkrete former for ekspertise som vanligvis brukes i miljøsaker. På denne bakgrunn ønsker vi å trekke noen generelle konklusjoner om betingelser for anvendelsen av føre-var prinsippet.

Rent generelt bør det bemerkes at de kjente formuleringer av føre-var prinsippet ved å inkludere denne usikkerhetsklausulen indirekte gir støtte til en

oppfatning om at miljørelevante beslutninger alltid bør foretas ved å ta adekvat hensyn til relevant vitenskapelig kunnskap. Poenget med usikkerhetsklausulen er å åpne for at denne ekspertisen kan vise seg utilstrekkelig som beslutningsgrunnlag, og at beslutninger må fattes før denne ekspertisen kan sies å kunne komme med entydige og vitenskapelig velfunderte anbefalinger.

Konklusjon 3.1: Usikkerhetsklausulen i føre-var prinsippet åpner for en skjønnsvurdering som plasserer den eksisterende relevante vitenskapelige kunnskapen mellom ytterkantene av ren spekulasjon på den ene siden og full sikkerhet på den andre. Hvilken grad av sikkerhet som søkes i konkrete tilfelle, er imidlertid et tolkningsspørsmål, og må drøftes nærmere med utgangspunkt i den angjeldende beslutning.

Konklusjon 3.2.: Usikkerhetsklausulen i føre-var prinsippet medfører et nært samspill mellom vitenskapelig ekspertise og beslutningstaker.

Usikkerhet, vitenskapelig metode og modeller

Mange vil tro at vitenskapelig metode vil kunne gi tilforlatelige forutsigelser om helse- og miljøeffektene av ulike menneske-forårsakede inngrep i naturen, slik som f eks utslipp av en bestemt kjemisk substans i et marint eller annet miljø. Hovedprinsippet er å beskrive ulike relevante parametre, slik at de kan operasjonaliseres, og teste dem eksperimentelt mht. mulige kausalsammenhenger. Om man f eks er interessert i hvilken grad utslipp av et tungmetall i kystvann er skadelig, vil man kunne teste den gjennomsnittlige belastningen dette fører til hos organismer (dyr) ved inntak av bestemte doser via drikkevann over tid. Man vil også kunne teste sannsynligheten for økt forekomst av bestemte sykdomsfenomener hos de samme organismer ved å variere doser i et

laboratorium. Deretter vil man kunne følge opp via 'miljøovervåking' om de forventede eller andre forandringer i miljøet finner sted. I praksis er det imidlertid en rekke vanskeligheter og usikkerheter knyttet til dette. La oss ta utslipp av potensielt giftige substanser i naturen som eksempel.

Utallige menneskeskapte kjemiske substanser er blitt en del av miljøet vårt. Selv om utslipp av nye substanser er underlagt strenge krav til testing, er kun en liten del av disse substansene blitt testet i dyreforsøk mht deres potensielle toksiske effekter. Amerikanske studier (OTA, 1982) anslår mengden av «menneskeskapte» kjemiske stoffer i bruk å ligge et sted mellom 55.000 og 100.000. I forhold til menneskelig helse er det mange måter en substans kan være toksisk på. Den kan være kreftfremkallende, innvirke på hormonbalansen og reproduksjon, ha nevrologiske virkninger, osv - og i tillegg kan den ha skade-virkninger for økosystemet den kommer i kontakt med.

Å undersøke hvorvidt et stoff kan virke kreftfremkallende, er i seg selv en krevende oppgave. Av den store mengden kjemiske stoffer i omløp anslår OTA (1982) at bare 6-7000 er testet i dyreforsøk, hvorav kun 10-16 % i forhold til karcinogene virkninger. Av og til finner man indikasjoner på at stoffenes kreft-fremkallende potensiale ligger i strukturlikheten til kjente karcinogene stoffer, men bare en liten del av disse blir testet mer inngående. De typiske metodene for testing er dyreforsøk («animal bioassays») og store epidemiologiske forsøk. Alle disse testmetodene er en type risiko-analyse. Det er viktig å være klar over at slik risiko-analyse representerer et kompromiss mellom ulike hensyn, som ikke gir entydige forskningsresultater. Det man får, er sannsynligheter for sykdoms-utvikling. Hvis kontrollen er god og undersøkelsen statistisk signifikant (som regel < 5%), vil resultatet tas som belegg for en kausal sammenheng.

Ideelt sett skulle man ønske seg en presis skadeanalyse. Hadde man fullstendig informasjon, kunne man tenke seg en analyse der grad av belastning av kjemiske substanser relateres til skadevirkninger. Man kunne operere med

nøyaktige oversikter over dødsfall, sykdomsutbrudd og miljøskader, og relatere dem til ulike grader av belastning av disse stoffene. Dette ville gi et estimat av den «reelle skaderisikoen». Også slike forskningsmessig «ideelle» forhold vil fortsatt inneholde en del usikkerhetsmomenter, f eks ville man ikke ha grunnlag for å forutsi hvilke individer som i realiteten blir rammet av skadene. Videre vil man ikke kunne si med nøyaktighet hvordan dette bildet forandrer seg når andre miljøfaktorer endres, siden skade-effektene ofte er multifaktorielle og kan bli forsterket eller dempet i samspill med andre substanser. Slik analyse er imidlertid alltid ex-post facto, og møter derfor ikke våre forventninger om å vurdere disse stoffene på vitenskapelig grunnlag forut for deres utslipp i naturlige miljøer. Det ville være etisk uakseptabelt å benytte naturlige populasjoner (av mennesker) som et storstilt eksperiment for senere vurdering. Rent bortsett fra at det ofte i praksis er umulig å reversere slike utslipp, ville dette bryte med en etisk norm som allerede Immanuel Kant anså som sentral: å aldri benytte medmennesker som middel, men alltid ha mennesket som et mål i seg selv.

Derfor tyr man til risikoanalyse. «Risiko» er et begrep fra beslutningsteori på basis av sannsynlighetsteori. Risiko betyr her forventet tap av nytte. Eller uttrykt mer teknisk: risiko er et veiet gjennomsnitt av tapt nytte på grunn av ulike utfall/konsekvenser, med konsekvensenes tilhørende sannsynligheter som vekter. I beslutningsteorien opererer man med en antakelse om at det kan knyttes faste sannsynligheter mellom 0 og 1 til alle mulige utfall. Dersom utfallene er gjensidig utelukkende og til sammen fullstendige, summeres deres respektive sannsynligheter opp til verdien 1. Der man ikke har grunnlag for slike sannsynligheter på bakgrunn av frekvensanalyser (f eks sannsynligheten for at et nyfødt barn er en gutt/jente kan beregnes ut fra fødselsstatistikker), er man avhengig av sannsynlighetsestimater på bakgrunn av annen evidens. I sk Bayesiansk sannsynlighetsteori går man derfor ut fra subjektive sannsynligheter der foreliggende evidens veies i forhold til om den trekker sannsynligheten opp eller ned. Innenfor denne

teoretiske rammen opererer man med en utgangssannsynlighet («prior») som oftest settes på p=0.5 for to gjensidig utelukkende alternative utfall før annen evidens er tatt i betraktning. Det er imidlertid en intens faglig diskusjon om adekvatheten av et Bayesiansk utgangspunkt for praktiske beslutnings-sammenhenger.

I praksis blir man ofte møtt med situasjoner der vi ikke bare må legge kunnskap om sannsynligheter på vektskålen, men også forholde oss til usikkerheter i forhold til en del tenkelige utfall. Når det gjelder valg mellom usikre alternativer har man derfor foreslått andre prinsipper som veiledende. F eks har man diskutert det sk Minimax-prinsippet som går ut på å minimalisere den maksimale skaden. Det kan neppe være tvil om at praktisk beslutningstaking aldri følger slike beslutningsmodeller til punkt og prikke. Ofte vil man nettopp legge vekt på den kunnskap om sannsynligheter som man har på den ene siden, sammen med de kjente usikkerhetsfaktorer om viktige mulige utfall på den andre (Cranor 1990).

Vitenskapelig ekspertise vil ofte håndtere konkrete problemstillinger ved å formulere vitenskapelige modeller. I de fleste tilfeller medfører dette en matematisering av problemet. Vi ser en historisk interessant utvikling i hvilke typer modeller vitenskapen benytter seg av. Grovt sagt kan vi skille mellom tre grunnleggende typer modeller (jf Fenstad 1995).

For det første har vi de mekaniske eller deterministiske modellene. Disse står i den Newtonske eller Cartesianske tradisjon. Standardanvendelsen er en eller flere fysikalske legemer som er utsatt for kjente krefter. Kjente lovmessige sammenhenger uttrykkes matematisk ved lineære algebraiske ligninger eller lineære differensialligninger. Ved å sette initialparameterne inn i ligningene er resten determinert. Mekaniske eller elektromagnetiske fenomener i fysikken fremstilles ved hjelp av slike modeller, men også mange teknologiske anvendelser beror på slik modellering.

For det andre har vi modeller der enten usikkerhet eller tilfeldighet blir integrert. I kvantekmekanikken f eks opererer man med en sannsynlighets-fordeling. Men prosessen er fortstatt fremstilt ved hjelp av en lineær modell som gir mulighet for eksakte prognoser. Vi kan også håndtere lover som ikke er eksakte, men som inneholder ekte tilfeldigheter. Her benytter man stokastiske ligninger, som har den egenskap at prosessen ikke er reversibel og at fremtiden er determinert av fortiden bare via nåtiden.

For det tredje har vi modeller som fortsatt bruker deterministiske ligninger, men som går over fra en lineær til en ikke-lineær domene. Disse modeller ble utviklet fordi de fleste naturlige fenomener vanskelig lar seg innpasse i noen av de ovenfor nevnte modelltyper. Det typiske eksempel er værvarsling (jf også den informative kronikken til Iversen & Bratseth 1996). All værvarsling som strekker seg lenger frem enn noen timer er basert på modeller av denne typen.

Værprognoser beregnes i dag en til to uker frem i tiden. «Hovedgrunnen til at man ikke beregner været enda lenger frem i tid, er at atmosfæren er et ustabilt dynamisk system. Små feil som uvegerlig eksisterer i analysen av dagens vær, vokser med prognosetiden. Det tar gjennomsnittlig et par uker før feilene full-stendig dominerer i prognosen» (Iversen & Bratseth 1996). «Kaos»-modeller og tilsvarende tilnærminger har funnet flere og flere anvendelser, og de har stor betydning for klimadebatten og miljøforskning generelt. Deres fremste egenskap er at de ikke tillater eksakte langtidsprognoser. Derimot kan vi ved hjelp av avanserte datamaskiner simulere ulike mulige fremtidsscenarier. Viktig i vår sammenheng er at man derved innfører en grunnleggende prognoseusikkerhet i vitenskapelig kunnskap. I den grad den er uunngåelig, og i den grad vi i mange sammenhenger er nødt til å forholde oss til langtidsvirkninger i miljøsammenheng, er vi også nødt til å utvikle strategier for å håndtere denne usikkerheten på tilfredsstillende måte. Føre-var prinsippet fremstår derved som et svar på denne situasjonen.

I hovedsak forekommer vesentlige vitenskapelige usikkerheter i de følgende sentrale områder:

- estimat av tilstandsverdier (f eks størrelse på en fiskebestand, mengden av fourensning)
- oversikt over relevante årsakssammenhenger mellom ulike størrelser og egenskaper
- eksakte prognoser av langtidsvirkninger i komplekse systemer.

Miljørelaterte beslutninger involverer ofte tre typer usikkerhetsmomenter:

- usikkerheter mht faktagrunnlaget (vitenskapelig ekspertise)
- usikkerheter mht vurderingen av en strategi
- usikkerheter mht mulige «trade-offs» mellom ulike strategier.

Vitenskapelig uvitenhet

Den avgjort viktigste faktor i en vurdering av usikkerhet i vitenskapelig ekspertise er uvitenhet, mangel på kunnskap. Det moderne mennesket har blitt så vant til imponerende kunnskapsfremskitt i vitenskapen at det er lett å glemme de store og viktige områdene der vi ikke har god vitenskapelig kunnskap.

Vitenskapelig kunnskap er alltid partiell og utelater mange faktorer. I enhver disiplin finner man mange eksempler på dette. I geofysikken f eks har vi riktignok mange spekulasjoner om de prosesser som foregår i jordens innerste kjerne, men vi har ingen kunnskap om dem. Vi vet at det geomagnetiske felt ikke er konstant over geologiske tider, men vi vet ikke hvorfor det forandrer seg.

Mange mener kanskje at vår uvitenhet er størst når det gjelder enten de virkelig makroskopiske forhold, slik som universet, eller de mikroskopiske forhold, slik som sub-atomære prosesser. Antakelig er det mer korrekt å si at vår uvitenhet er jevnt fordelt over alle skalaer for vitenskapelig forskning. Spesielt

fremtredende er antakelig den uvitenhet vi fremdeles har om mennesket selv og dets sosiale organiseringer i samfunn.

Når man står overfor praktiske problemer og beslutninger av stor rekkevidde, er man lett fristet til å «bestille» vitenskapelig ekspertise som relevant beslutningsgrunnlag og forvente at de vesentligste sidene av problemene derved vil fremkomme, i det minste tilnærmingsvis. Selv om det avgjort må være riktig å danne seg et godt bilde av kunnskapssituasjonen før man tar slike beslutninger, er det likevel på sin plass å påpeke at de mest beslutningsrelevante faktorer kan ligge i vår uvitenhet. Strategien for handling kan fremkomme som konsekvens av uvitenhet, fremfor som konsekvens av den kunnskap vi har. I situasjoner der konsekvensene kan være fatale og store, bør man alltid legge størst vekt på vår uvitenhet.

Det knytter seg en prinsipiell vanskelighet til fremstilling av vår uvitenhet. På den ene siden skulle man ønske seg en god oversikt over alle de spørsmål som man ikke vet noe om, men som kan tenkes å ha betydning for et spesielt beslutningsproblem. På den annen side kan man ikke formulere og avgrense ens uvitenhet uten at man i det minste har noe positiv kunnskap om den. Med andre ord, for å vite hva man ikke vet, må man allerede vite noe om dette, og man vil likevel ikke være i stand til å få med seg det man virkelig ikke vet noe om.

Vitenskapelige eksperter som politiske aktører; «Post-normal vitenskap» som ny utfordring?

Tradisjonelt er vi blitt vant til å knytte termer som sikkerhet og verdinøytralitet til vitenskapelig kunnskap og ekspertise, og å skille strengt mellom vitenskap og politikk. Denne oppfatning har fortsatt mye for seg, særlig når man tenker på den store mengden akademisk grunnforskning utført på våre universiteter. Samtidig har man blitt oppmerksom på nye roller og nye utfordringer som vitenskapen står overfor som synes å bryte med dette. Det er en

kjennsgjerning at vitenskapelig ekspertise blir trukket inn i kontekster der ulike interesser forfekter delvis kontrære syn. Dette gjelder ikke minst miljørelaterte spørsmål. Det er interessant å merke seg at den vitenskapelige ekspertisen kan komme inn som støtte for de ulike synspunktene som forfektes. Forskeren får rollen som konsulent for oppdragsgivere av ulik slag (nasjoner, myndigheter, industri, miljøbevegelser, osv) og har som oppgave å gi et vitenskapelig fundament for deres forhandlinger og foreslåtte strategi. De møter mot-eksperter fra andre grupper, og en viktig del av arbeidet består i å svekke disses vitenskapelige troverdighet eller argumentasjon. At vitenskapelig ekspertise kan fungere på den måten uten å bli fullstendig «uvitenskapelig», skyldes som regel at spørsmålene involverer mange store usikkerhetsmomenter og fremgangsmåten blir partielt fokusert på utvalgte aspekter.

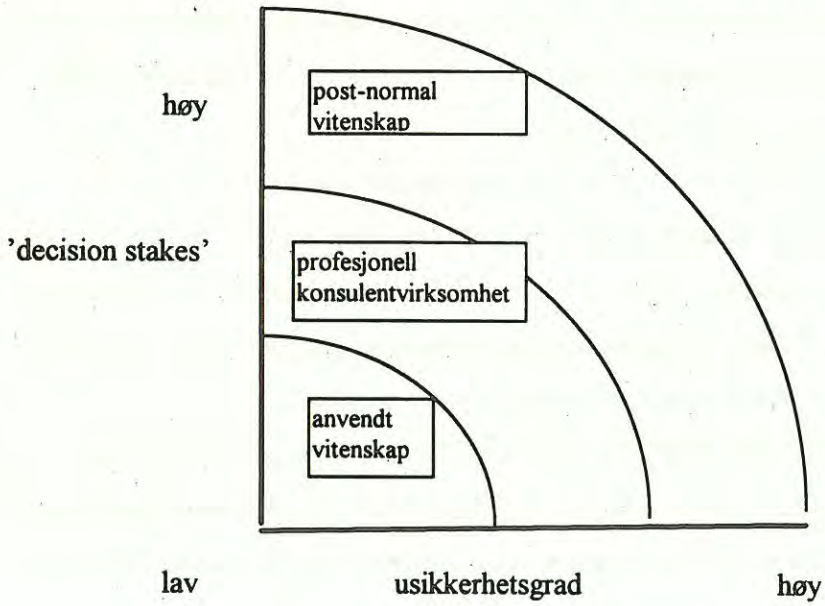
Når det gjelder en del av de store problemstillinger man møter i miljøsammenheng, f eks klimaproblemet, kan det være grunnlag for å hevde at fakta og verdi ikke lenger meningsfullt kan holdes atskilt. Enhver vitenskapelig tilnærming til problemet vil måtte foreta verdimessig begrunnete valg, der visse sider underslås eller settes til side som ikke vesentlige eller usannsynlige. Slike valg vil imidlertid fortone seg annerledes for aktører med andre preferanser og oppfatninger. I hvilken grad en mulig heving av havnivået oppfattes som bekymringsfullt, er avhengig av ulike lands geografiske situasjon. Og i hvilken grad man har råd til å avvente mer konkret kunnskap før dramatiske tiltak settes inn, avhenger av ens egen sårbarhet og erfaring.

Forskerne Silvio Funtowicz og Jerome Ravetz har innført en egen betegnelse for den type vitenskapelig forskning som inngår i slike beslutningskontekster: «post-normal vitenskap». Erkjennelsesteoretiske og verditeoretiske aspekter er sammenvevd i slike praktiske kontekster. Man tar utgangspunkt i to grunnleggende attributter, system-usikkerhet og involverte verdier. Kvaliteten til den vitenskapelige ekspertisen blir knyttet til hvordan man håndterer den

uunngåelige usikkerheten og hvordan de verdiene som står på spill blir innarbeidet i selve studien.

Funtowicz og Ravetz forsvarer at dette er en radikal ny type vitenskap ved å henvise til at vi i disse kontekster ikke kan håpe på å stadig redusere eller utviske den vesentlige usikkerheten. Dersom vi reduserer usikkerheten ved f eks å konsentrere oss på utvalgte deler av systemet, øker vi som regel vår uvitenhet og manglende kontroll over helheten.

Grafisk får man følgende fremstilling av «post-normal vitenskap» i forhold til annen vitenskapelig ekspertise (der ren grunnforskning er utelatt):



(etter Funtowicz & Ravetz 1995, s. 265)

Funtowicz og Ravetz diskuterer ulike eksempler på dette. En kort og enkel illustrasjon er bygging av vanndammer. Lenge så man på konstruksjon og plassering av slike demninger som et problem for anvendt vitenskap. Oppgaven man hadde å forholde seg til var å kontrollere vannmasser. Det var en grei

oppgave for teknologisk design, mente man. Usikkerhetene ble ikke oppfattet som større enn at de kunne håndteres rent vitenskapelig og med ingeniørens sikkerhetsmarginer. Verdiene som sto på spill var i vesentlig grad overlatt til verdivurderinger av beslutningstakerne, dvs myndighetene. Med den økende diskusjon om bruk og bevaring av vannressursene, og med konfliktene knyttet til dem, ble profesjonelle konsulenter trukket inn. I dag er diskusjonen enda bredere, i og med at noen setter spørsmålstegn ved fornuften i dambygging overhodet. Usikkerheter finnes på alle nivåer, inklusive de sosiale og religiøse, men først og fremst på de sentrale erkjennelsesteoretiske og etiske nivåer. Verdiene som står på spill er delvis diametrale motsetninger på den politiske arena, og avspeiler høye kostnader og risikonivåer. Valg av hvilke scenarier som utvikles, hvilke data som trekkes inn, hvilken metodisk innfallsvinkel man velger, hvilke disipliner man integrerer, er ikke bare metodiske valg, men samtidig verdivalg innenfor den gitte kontekst.

I post-normal vitenskap er den relative betydningen av aktørene, dvs av de som bidrar som forskere og andre i evalueringsprosessen, større enn i vanlig vitenskapelig forskning. I kvalitetsvurderinger innenfor tradisjonell akademisk vitenskap skal personlighetskarakteristika ideelt sett ikke spille inn. I post-normal vitenskap er derimot betydningen av hvilke aktører som er med og hvilke mål-settinger de representerer stor. Dette følger direkte fra de ulike typer usikkerheter som er involvert og det mangfold av verdier som står på spill. Derfor argumenterer Funtowicz og Ravetz - på linje med andre som Brian Wynne - for sk «extended peer reviews», dvs en evalueringsprosess og en strategi for en «demokratisert» løsning av problemet ved å inkludere andre enn rene viten-skapelige eksperter. Her vil «stakeholders», de som berøres mer eller mindre direkte, interesse-organisasjoner, og lekfolk, bli integrert i forberedelses- og utredningsfasen til demokratiske beslutninger, fremfor å være representert kun

via de vanlige parlamentarisk kontrollerte beslutningsorganer etter at ekspertisen er bragt inn.

Funtowicz og Ravetz fremsetter sammen med en rekke andre teoretikere på feltet, et forslag til nye beslutningsstrukturer. Forslaget innebærer ikke minst en utfordring for vitenskapssamfunnet, i og med at dialogen med samfunnet ikke følger i etterkant av nye funn, men blir integrert som del av dannelsen av relevant probleminnsikt.

Denne rapporten anser bidraget fra Funtowicz og Ravetz som et interessant innspill til den videre debatten omkring disse spørsmål. Uansett berettigelsen av å trekke såpass vidtrekkende differensieringer som Funtowicz og Ravetz gjør, vil det være en viktig utfordring å forholde seg til den økende politisering av vitenskapelig ekspertise som vi opplever i miljørelaterte spørsmål i dag. I konkrete beslutninger viser det seg i praksis vanskelig å skille fakta fra verdispørsmål, og å eliminere viktige usikkerhetsmomenter uten tap av helhetsperspektivet. Det er derfor en interessant konsekvens av disse diskusjonene at den rent faglige dialogen brytes opp og i større grad inkluderer ulike berørte grupper og lekfolk.

Konklusjon 3.3: Vitenskapelig kunnskap og ekspertise er beheftet med grunnleggende og uunngåelige usikkerheter som øker jo nærmere man kommer konkrete praktiske problemstillinger. Denne usikkerheten kan bare til en viss grad reduseres ved mer intensiv forskning, mens betydelige usikkerheter alltid vil følge vitenskapelig metode når den anvendes på konkrete miljøspørsmål.

Konklusjon 3.4: Betydningen av uvitenhet i konkrete beslutningssituasjoner står ikke i forhold til den plass den har i ekspertutredninger.

Konklusjon 3.5: Viktige miljø- og utviklingsspørsmål krever ofte utredninger som bryter med tradisjonelle akademiske tradisjoner der resultatsikkerhet og

verdinøytralitet er forutsetningen. De bør involvere fremgangsmåter og prosesser (i «post-normal vitenskap») der faglig ekspertise inngår i en dialog med ikke-akademiske grupperinger og lekfolk.

Om å forutsi miljøeffekter: konsekvensutredninger

Miljølovgivningen i de fleste industriland pålegger myndighetene eller entreprenørene som planlegger større prosjekter med potensiell betydning for miljøet, å gjennomføre såkalte konsekvensutredninger («environmental impact analyses»). Denne lovgivningen er også på plass i Norge (se forurl. § 13, og plbl. kap. VII-a). En som har planer om en større miljøintervensjon (utbygging) kan bli pålagt å fremlegge en konsekvensutredning som møter en på forhånd definert standard, forut for intervensjonen. Mange forskere er på den ene eller andre måten blitt involvert i det store antall konsekvensutredninger som er blitt foretatt.

Konsekvensutredningers primære oppgave er å forutsi ulike miljøeffekter et planlagt prosjekt kan tenkes å ha, og å evaluere deres betydning i en gitt kontekst. En viktig funksjon for konsekvensutredninger er dermed å påvirke miljørelaterte handlinger på en slik måte at skadelige effekter enten helt kan unngås eller eventuelt forebygges med mottiltak. De kan også føre til strategier for krise-situasjoner dersom ulykker eller annen teknisk svikt skulle opptre.

Forutsigelser har den egenskap at de viser seg å være korrekte eller ukorrekte. Når det dreier seg om kvantitative forutsigelser kan de vise seg å være mer eller mindre korrekte. Derfor er det viktig at konsekvensutredninger følges opp av studier som kartlegger de faktiske miljøeffektene etter prosjektets gjennomføring, og sammenligner dem med de forutsagte verdiene (såkalte «postaudits»). Dette har to viktige vitenskapelige hensikter: 1. ved hjelp av empiriske data tester man antatte hypotesers gyldighet for spesifikke problem-stillinger, for å kunne gripe inn i tide dersom det viser seg at man har basert seg

på feilaktige forutsetninger, og 2. på sikt vil metoder og modeller som konsekvensutredninger bygger på kunne forbedres og bedre tilpasses ulike prediktive oppgaver. Man skulle derfor forvente at slik evaluering av konsekvensutredninger foregikk systematisk og rutinemessig.

I virkeligheten er det imidlertid lite systematisk oppfølging av konsekvensutredningene. Den vitenskapelige litteraturen viser forbausende få slike systematiske studier. I USA ble det gjennomført noen få relevante studier som har evaluert konsekvensutredningers kvalitet. Den første kvantitative analysen av konsekvensutredningers nøyaktighet på landsbasis ble gjennomført i Australia (R.C.Buckley, AMBIO, 1991). Grunnlaget for analysen var 800-1000 konsekvensutredninger som inneholdt flere tusen forutsigelser. Oppfølgingsdata for disse fantes imidlertid kun for 3% av studiene. Dette ga ca 200 større og 175 mindre forutsigelser som kunne sammenlignes med konkrete data. Ved å utelukke hierarkiske forutsigelser og andre irrelevante antakelser endte man opp med til sammen 68 forutsigelser for hvilke en systematisk sammenligning kunne foretas. Denne studien viste at «our predictions are less than 50% accurate on average and over two orders of magnitude out on occasion». Faktiske virkninger varierte mellom 0,05x og >30x forutsagt virkning. «Predictions where actual impacts proved more severe than expected are on average less accurate (33% $\pm$6%) than those where they proved less severe (53% $\pm$6%)». Forskjellen var statistisk signifikant med $p<0,05$.

Ut fra den eksisterende faglitteraturen er følgende konklusjoner nærliggende:

(i) De fleste konsekvensutredninger møter ikke minstekrav til tilstrekkelige data eller informasjon om fysiografiske eller biologiske virkninger som muliggjør en systematisk oppfølging; (ii) den prediktive nøyaktighet i konsekvensutredninger er meget lav; (iii) variansen i forutsigelsers treffsikkerhet er betydelig og usystematisk; (iv) det finnes ingen opplagte mønster, funksjoner eller parametre

som forklarer korrekte eller ukorrekte forutsigelser; (v) de fleste konsekvensutredninger unnlater å gi adekvat vitenskapelig informasjon for overvåking av kritiske parametre under prosjektets gjennomføring, eller for å treffe mottiltak når nødvendig. (Jf Lemons & Brown 1995, s. 29). Mange konsekvensutredninger inneholder dessuten så mange detaljer at det blir vanskelig å fastslå hvilke parametre og miljøeffekter en skal anse som særlig signifikante.

Det bør også nevnes i denne sammenheng at konsekvensutredninger ofte ikke har den beslutningsforberedende funksjon som var tiltenkt opprinnelig. De tjener delvis som legitimering for allerede inntatte posisjoner, særlig når det gjelder offentlighet, og fungerer ellers ofte som pekepinn for de prosjektgjennomførende aktørene mht.hvilke tilpasninger som eventuelt bør foretas for å oppnå større miljøvennlighet.

Konklusjonen av dette bør være klar. Konsekvensutredninger er et nødvendig, men ikke tilstrekkelig virkemiddel for å forhindre miljøskadelige inngrep. Deres styrke ligger i å definere et referansepunkt for de parametre en bør holde nøye oppsyn med. De kan i enkelte tilfeller påpeke hendelsesscenarier som erkjennes som spesielt problematiske. Man kan så velge å justere planene dithen at disse scenariene utelukkes så langt som mulig, eller man kan legge opp til strategier for å motvirke de største skadene når ulykken først er ute.

Samtidig er det klart at det er en viktig forsømmelse ikke å følge opp konsekvensutredninger med postaudits. Dersom de skal kunne ha en viktig beslutningsledende funksjon, er det avgjørende viktig at deres kvalitet og metode forbedres systematisk. Ansvaret for dette bør ligge ved de oppdragsgivende enhetene sammen med Forskningsrådet, som har det overordnede ansvar for forbedringen av metoden. Samtidig er det under de gitte omstendighetene viktig at den usikkerheten som ligger i konsekvensutredninger generelt tas med som viktig faktor i beslutningsprosessen. Det betyr også at eventuelle offentlige motforestillinger mot et prosjekt ikke nødvendigvis behøver å ha samme grad av

detalj og kvantifisering for å bli viktig i beslutningsprosessen. Når konsekvens-utredningers generelle treffsikkerhet neppe overstiger treffsikkerheten utfra skjønnsmessige estimater av folk som er fortrolige med problemet, forsvinner deres antatte argumentative styrke.

I 1993 ga *The International Association for Impact Assessment* (IAIA) i oppdrag å evaluere i hvilken grad konsekvensutredninger har nådd sitt mål som effektivt redskap i miljøplanleggingen. Den avsluttende rapporten fra denne studien ble fremlagt på årsmøtet 1996 i Estoril, Portugal. En lang rekke konklusjoner og anbefalinger ble fremlagt. Blant de mer generelle resultatene inngår også en vurdering av de norske konsekvensutredningers betydning og svakheter, fremlagt av Arne Tesli (s. 68-69). Her fremheves en forsiktig positiv vurdering av rollen som konsekvensutredninger har i norsk miljøplanlegging, men svakheter som neglisjering av «no-action» alternativet og vanskeligheter med å definere «scope» (som inkluderer bla. kumulative effekter, sosio-økonomiske implikasjoner, og forhold til bærekraft) i konsekvensutredninger på tilfredstillende måte er uttrykkelig nevnt. I den generelle, globale vurderingen er to observasjoner særlig relevante for våre formål: for det første at konsekvens-utredninger ofte svikter i forhold til konkrete prognoser, særlig når det gjelder kumulative effekter, og for det andre, at de komplekse problemstillinger som må angripes i forbindelse med bærekraftig utvikling foreløpig behandles på en ufullstendig måte.

Konklusjon 3.6: Erfaringer med konsekvensutredninger som miljøpolitisk tiltak for å forhindre miljø- eller helseskadelige inngrep i komplekse naturlige sammenhenger, viser at de fortsatt er et meget begrenset og ufullstendig virkemiddel for denne målsettingen. Konsekvensutredninger alene bør derfor ikke betraktes som fullgod implementering av føre-var prinsippet.

Konklusjon 3.7: Det er en miljøpolitisk viktig oppgave å forbedre konsekvensutredningers metode og virkemåte, bl a ved større vekt på post-audits og større integrasjon i strategiske debatter om bærekraftig utvikling (utvikling av «strategic impact assessments»).

Risikoforskning og kostnads-nytte kalkyler

Risikotenkning er i seg selv et historisk sett nytt fenomen. I akademisk og teknisk utdanning er det ikke lenge siden begrepet var nesten fraværende. Det er først i tiden etter annen verdenskrig, og da kanskje særlig de siste 30 årene, at dette begrepet har fått innpass i vitenskapelige curricula og forskningsmiljøer. Faglig sett skriver begrepet seg fra statistisk metode og sannsynlighetsberegning på den ene siden (som også har en forholdsvis ung akademisk tradisjon), og beslutnings- og spillteori (John von Neumann, Morgenstern og andre; Luce & Raiffa) på den andre. Et felt der elementer av risikoforskning alltid har spilt en viktig rolle er forsikringsbransjen. Risikoforskning har etterhvert beveget seg fra matematisk og økonomisk teori over til en rekke andre disipliner, inklusive samfunnsfag. Samtidig som begrepet er blitt en teknisk term i forskningen, er den også knyttet til en viss dagligdags forståelse som ikke nødvendigvis er identisk med den interne vitenskapelige bruken av begrepet.

Definisjon av risiko

Hvordan man best skal definere begrepet «risiko» er i seg selv tema for debatt. Det finnes ikke en presis og altomfattende definisjon som dekker de ulike grenene av risikoforskning. I beslutningsteorien skiller man mellom beslutninger under risiko og beslutninger under usikkerhet. Mens den første antas å inneholde alle sannsynlighetsfunksjoner, er den siste kjennetegnet ved at disse ikke er

kjente i beslutningssituasjonen. Forsøk på å syntetisere de ulike begrepsbrukene medfører som regel en viss vaghet overfor mer spesifikke problemstillinger. Yates og Stone (1992) påpeker at risiko inneholder tre kritiske elementer: (i) mulige tap, (ii) betydningen av disse tap, og (iii) usikkerheten av disse tap. Renn (1992) identifiserer syv forskjellige tilnærmingsmåter til risikotenkning, som alle avviker vesentlig fra hverandre og i oppfatning av risiko. I epidemiologi og toksikologi f eks er mortalitet og morbiditet definert som mulige tap, og en søker å utvikle presise kvantitative årsakssammenhenger. Risiko blir her sannsynligheten for mortalitet og morbiditet. I probabilistisk risiko analyser er man opptatt av å produsere forutsigelser for sannsynligheten av sikkerhets- og funksjonssvikt i komplekse tekniske systemer. Man produserer «feiltre» for å få grep på pålitelighet, og undersøker mulige konsekvenser. I risiko-kostnads-nytte analyse (økonomisk metode) innlemmer man probabilistiske analyser og supplerer dem med subjektive utiliteter, dvs mål for graden av (u)tilfredshet med et utfall.

Psykologiske studier legger utelukkende vekt på persepsjon av risiko som blir handlingsveiledende for individet. Og i sosiologiske og antropologiske studier av risiko er man opptatt av de sosiale og kulturelle faktorer som påvirker våre holdninger overfor konkrete risiki. Det som det tilsynelatende er enighet om, er at «risiko» må i alle fall betraktes som et flerdimensjonalt begrep.

En grei og vanlig definisjon er følgende: Risiko er forventet tap av nytte. Derved blir risiko et veiet gjennomsnitt av tapt nytte på grunn av ulike konsekvenser der de ulike konsekvenser vektlegges med sine tilhørende sannsynligheter.

Man kan ikke forutsette at risikoen alltid er kjent. Enkelte ganger kan vi kjenne sannsynligheten for et utfall med sikkerhet, som f eks i et Ludospill når sjansen for at min brikke blir kastet ut i neste trekk er 1:6 (forutsatt en god terning og gitt en riktig konstellasjon av brikkene). Andre ganger kan vi anslå risikoen med rimelig sikkerhet på bakgrunn av gode statistiske data, som f eks sjansen for

å få et barn med Downs syndrom. I mange tilfeller vil vi kunne angi hvorvidt bestemte handlinger med sikkerhet medfører en forsterkning eller reduksjon av en bestemt risiko, som f eks i forhold til røyking og lungekreft. Men i mange andre tilfeller vet vi for lite til å kunne estimere utfallssannsynligheten.

Objektiv versus subjektiv risiko

I risikoforskning skiller man av og til mellom objektiv og subjektiv risiko, eller reell og oppfattet risiko. Man ønsker derved å fange inn at folk gjerne rangerer risikofylte aktiviteter annerledes enn faktiske data skulle tilsi. F eks vil mange oppleve det å ta et fly som farligere enn å ta en ferje eller å kjøre bil, selv om statistiske data over ulykkesfrekvenser viser noe annet. Til dette er det å bemerke at skillet riktignok har en viss intuitiv betydning i og med at fare-momentene har en objektiv side, men at det antakelig er ubrukelig i de fleste praktiske sammenhenger når man tar det bokstavelig. Kristin Shrader-Frechette (1991) understreker at for at noe skal kunne klassifiseres som risiko må det alltid baseres på en subjektiv oppfatning og vurdering. Risiko må oppfattes av noen for å være en risiko. Om det fantes faremomenter som ikke ble oppfattet, ville vi ikke kjenne dem. Risiko er et teoretisk, konstruert begrep, og ikke noe man kan avlese direkte fra virkeligheten. Statistiske data, frekvensanalyser, er som regel et godt stykke bort fra de sannsynligheter vi må legge til grunn i risikoforskning. Som regel finnes ikke tilstrekkelig gode data (når vi f eks utvikler en oljeplattform eller vurderer risikoen for miljøskader ved bygging av en hovedflyplass). Derfor er det misvisende å mene at det finnes en fast virkelig risiko som kan holdes opp mot de feilaktige oppfatninger om den. Enhver tilnærming til risiko bygger på usikre oppfatninger, selv om noen av disse sammenligner bedre enn andre i den forstand at de kan bero på bedre og mer omfattende informasjon.

Fakta og verdier i risikoforskningen

Dette punkt henger nøye sammen med at risikoforskning gjerne fremstilles som både deskriptiv og normativ. Det er opplagte deskriptive elementer som spiller en rolle, slik som årsaksanalyser og konsekvensscenarier. Samtidig er det alltid normative elementer med i bildet (rent bortsett fra at deler av risikoforskning er knyttet til normativ beslutningsteori). Mest allment følger dette allerede fra den kjensgjerning at klassifikasjon av uønsket utfall, tap, skade, e.l. som grunnleggende for risiko medfører en subjektiv vurdering. Dette gjelder til og med slike 'objektive' størrelser som mortalitet. Når alle må dø uansett, er det ikke opplagt at døden på et gitt tidspunkt nødvendigvis må regnes som uønsket utfall. Hvorvidt en ville foretrekke å dø av hjerte- og karsykdommer relativt tidlig fremfor f eks av Alzheimers sykdom noe senere, er til syvende og sist et vurderingsspørsmål. Lignende resonnementer gjelder enda mer for de mer generelle skadene man er opptatt av slik som miljøskader. Risikoforskning er derfor uløselig knyttet til normative aspekter.

De normative sidene ved risikoforskning kommer enda klarere frem i de metodiske avgjørelsene som følger en konkret risiko-analyse (se figur 1). For eksempel er det verdidommer og holdninger knyttet til dose-respons undersøkelser. Vi har allerede diskutert at man her av opplagte etiske grunner er avhengig av modellpopulasjoner, dvs dyre-eksperimenter. Her må man ta stilling til gyldigheten av ekstrapoleringer fra dyr til menneske, fra høye til lave doser, og fra en gruppe mennesker til en annen. Mange ulike modeller for slike ekstrapoleringer f eks i forbindelse med strålingsfarer (logaritmisk, supralineær, kvadratisk, lineær-kvadratisk osv) er i bruk, og ulike interessegrupper henviser gjerne til ulike slike modeller i sine estimater av lav-dose strålingsfarer. For en konkret dose kan den ene modellen f eks forutsi en økning på 560 krefttilfeller i en populasjon på 1 million, den andre forutsier en økning på 4.732 tilfeller, mens

den tredje ender opp med 10.630 tilfeller av kreft under de samme forutsetninger (Shrader-Frechette 1991, 60). Her har man en forskjell med en faktor på tyve, mens det ikke er uvanlig å ende opp med enda større differanser. Man finner også forskjeller mellom ulike disipliner. Toksikologer er som regel kritiske overfor antakelsen om en sikker nedre grenseverdi for slike doser, mens ingeniører tenderer mot å anta slike terskelverdier. Samtidig er det tilsynelatende ingen gruppe som er spesielt opptatt av synergistiske effekter.

Om risikoanalyse for helsefarlige stoffer
I et teknisk veiledningsdokument fra EU (nr 1488/94; DG XI, Brussel 1993) gis konkrete anvisninger for risikoanalyser, og man definerer de nødvendige skrittene som må foretas:

- Hazard identification
- Dose (concentration) – response (effect) assessment
- Exposure assessment
- Risk characterisation

Risikoanalysen skal omtale de følgende mulige toksiske effekter og populasjoner:
Effects:

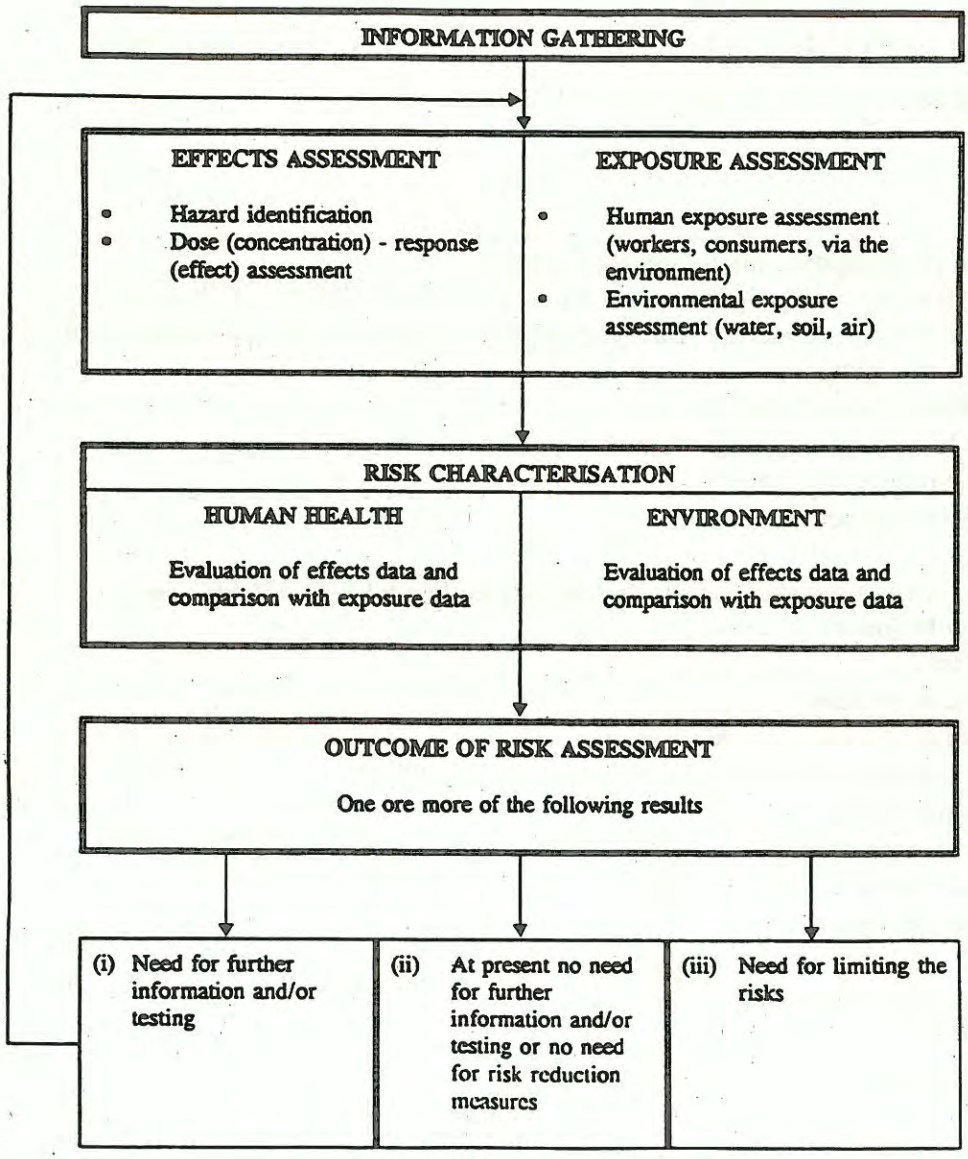
- acute toxicity
- irritation
- corrosivity
- sensitization
- repeated dose toxicity
- mutagenicity
- carcinogenicity
- toxicity for reproduction

human populations:

- workers
- consumers
- man exposed indirectly via the environment

RISK ASSESSMENT OF EXISTING SUBSTANCES

General principles



Det bør også nevnes at ikke bare selve skadebegrepet er påvirket av vurderinger, men også hva som er en *mulig* skade. Her må man nemlig forholde seg til spørsmålet hvilke typer usikkerheter en kan neglisjere. Det er f eks anerkjent at probabilistisk risiko-analyse har vanskeligheter med sk «common-causes» (situasjoner der en kilde genererer flere uavhengige feil) og spesielt med menneske-teknologi forholdet. I forbindelse med Tsjernobyl ulykken har man f eks konkludert med at det fantes «brudd på minst seks viktige operasjonsregler, hvorav fire ganger på en og samme regel» og dette kunne «umulig ha vært forutsett i sikkerhetsanalysen». Samtidig vet man at mennesker ofte handler på uberegnelig måte, og at det er en viss sannsynlighet for at når en først har forårsaket en feil, så kan forsøk på å rette dette opp ofte føre til flere feil. Dette har å gjøre med at mennesker i krise- eller panikksituasjoner nettopp ikke handler rasjonelt. I forlengelsen av dette ligger det at risiko-analyse vanskelig kan forholde seg til sk «outrageous events» , dvs hendelser som ikke følger vanlige forventningsmønstre. Slike hendelser kan være naturkatastrofer som jordskjelv e.l., men de kan også være sosiale fenomener som krig, sosialt opprør, terrorisme osv. Det er opplagt ingen grunn til å utelukke slike hendelser fra de mulige scenariene, og har man med store tidsdimensjoner å gjøre, er det fornuftig å regne med at slike vil forekomme. Det er imidlertid ytterst sjelden at slike hendelser blir tatt med i risikovurderinger, og det å anse dem som ikke relevante for oppgaven er i seg selv en problematisk verdidom.

Ofte skiller man mellom tre viktige elementer i risikoforskningen:
(1) **risiko**-estimat («risk-assessment»), som igjen inneholder tre viktige elementer:

- risiko-identifikasjon
- risiko-estimat
- resultat-evaluering («acceptable risk?») via f eks risiko-kostnads-nytte analyse

(2) **risiko**-forvaltning («risk-management»), dvs tiltak for å sikre akseptable risikonivåer

(3) **risikokommunikasjon**, med to formål

- opplysning om eksisterende risiki og forebygging mot skader
- opplæring i hvordan man kan møte eventuelle ulykker og skadesituasjoner

Med våre kommentarer ovenfor har vi allerede forebygget den misforståelse som ligger i å tro at den første delen dreier seg om rent objektive og verdinøytrale vitenskapelige undersøkelser, mens den andre delen, den politiske, forvalter det rådende verdisyn, og den tredje delen arbeider for å bringe de «subjektive» risiki i overenstemmelse med de «objektive». Det bør være klart at dette ikke er slik, og at subjektive og verdiladete oppfatninger gjennomsyrer alle de tre nivåene. Det er heller ikke slik at man klart kan skille mellom ulike roller. Ofte er de samme personene involvert i alle tre aktivitetstyper, og det er nære institusjonelle forbindelser eller avhengigheter mellom de enhetene som tar seg av disse oppgavene. Sheila Jasanoff (1986) har påpekt hvordan kulturelle forskjeller og egenarter utvisker forskjellen mellom risiko-estimat og risiko-forvaltning. Det synes derfor enighet om, også i store kretser av forskningen (Richardson 1988), at slike skiller i beste fall representerer et heuristisk middel til å kunne beskrive en meget sammensatt virksomhet.

Verdi av risiko-analyser og dens begrensninger

I lys av vår problemstilling knyttet til føre-var prinsippet må man spørre hvordan risiko-analyser egner seg som effektive redskaper for å forebygge skader og for å unngå altfor teknologi-optimistiske utviklinger. Risiko-analyser er på mange måter en videreutvikling av eller et supplement til konsekvensanalyser, og

egner seg til å gi mer konkret innhold til disse. Delvis inngår de som rutinemessig del av slike utredninger, særlig i USA (jmf. Commoner 1990). Vi har påpekt at risiko-analyser på ingen måte gir oss entydige, objektive, og verdinøytrale svar på mulige utviklinger. Det er antakelig riktig å beskrive slike risiko-analyser som en viktig del av post-normal vitenskap.

Det ville imidlertid være forfeilet å konkludere med at de derfor er verdiløse eller overflødige. Man bør heller spørre seg om de kan føre til bedre beslutninger f eks i miljøpolitikken i forhold til situasjoner der man må klare seg uten dem. Og selv om man sikkert kan peke på enkeltsituasjoner der risiko-analyser har ført til større skade enn om man hadde fulgt intuitive generelle forsiktighetsregler (muligens i forbindelse med kjernekraft), så må man dog si at deres samlede informasjon antakelig gir en nettogevinst. For det første vil man av og til kunne erkjenne farer som man ellers ikke hadde erkjent (f eks i forbindelse med utslipp fra industri, landbruk og hushold). For det andre, vil man kunne gjøre noe for å holde faren under kontroll og treffe de nødvendige sikkerhetstiltak (f eks i prosessindustrien). Og for det tredje vil risiko-analyser av og til gi ryggdekning for upopulære politiske tiltak som ellers hadde møtt stor motstand i opinionen eller i rettsvesenet (f eks i forbindelse med utfasing av kjemiske stoffer). Risiko-analyser er dermed et viktig reguleringsverktøy.

Man kan derfor konkludere med at risiko-analyse er et viktig ledd i gjennomføringen av føre-var prinsippet. Samtidig må man advare mot å oppfatte det som i seg selv tilstrekkelig. Føre-var tenkning legger restriksjoner på hvilke holdninger og verdier, samt hvilke usikkerheter slike analyser bør vektlegge. Det ligger ingenting i metoden som kan oppfattes som en direkte realisering av prinsippet. Som vi nevnte gir den rom for svært divergerende vurderinger. Man må derfor føye til at føre-var prinsippet gjør det nødvendig med rammer for og supplerende tiltak til risiko-analyser som går klart utover eksisterende praksis og forskningsmetoder.

Konklusjon 3.8: Risikoforskning og -analyse er et redskap som er viktig å ta i bruk for å forbedre miljøpolitikk på de felter der dette er meningsfylt.

Konklusjon 3.9: Risiko-analyser er i seg selv intet tilstrekkelig virkemiddel for å realisere føre-var prinsippet.

Betingelser for å anvende føre-var prinsippet

Vi trenger ikke å anvende føre-var prinsippet i de tilfelle der vitenskapen er entydig og sikker. Om vi f eks er rimelig sikre på at en gitt intervensjon medfører en stor og muligens irreversibel skade for naturmiljø eller helse, trenger vi ikke å henvise til føre-var prinsippet for å begrunne et forbud mot intervensjonen.

Videre er det klart at vi ikke kan påberope oss føre-var prinsippet i de tilfelle der de mulige store skadevirkninger kun kan oppfattes som løse spekulasjoner, uten at de i det minste kan uttrykkes som vitenskapelige modell-scenarier som understøttes av en del empiriske belegg. Føre-var prinsippet er bygget på det at vitenskapelig ekspertise inngår som en del av det avgjørende beslutningsgrunnlaget.

I den grad den vitenskapelige ekspertisen konkluderer med at en gitt intervensjon med overveldende stor sannsynlighet og uten nevneverdige usikkerhets-momenter ikke vil føre til store miljø- eller helseskader, vil eksistensen av et skadescenario med liten sannsynlighet ikke automatisk berettige anvendelsen av føre-var prinsippet, når intervensjonen har viktige positive sider. Avhengig av typen skade man har å gjøre med, vil det som regel være grunn nok til å samstemme i intervensjonen med det forbehold at beslutningen kan reverseres eller modifiseres når nye funn forandrer situasjonen.

Dette betyr bl a at også med anerkjennelsen av føre-var prinsippet vil man være villig til å godta at enkelte substanser, prosesser og intervensjoner vil med-

føre en viss minimal miljø-risiko som ikke helt lar seg utelukke. I slike tilfelle vil man skjønnsmessig vurdere usikkerhetsmomentene slik at tvilen riktignok foreligger, men at den ikke er alvorlig nok til at tvilen automatisk kommer naturen til gode. Når vitenskapelig kunnskap beskrives som generelt usikker, kan man ikke med rimelighet forvente fullstendig sikkerhet for våre miljø-intervensjoner. Når føre-var prinsippet åpner for skjønnsmessige vurderinger, må det etter vårt skjønn være plass til at en foreliggende tvil ikke automatisk får konsekvenser for handling. Dette synes imidlertid begrenset til de situasjoner der det riktignok foreligger usikkerhet, men at det etter beste viten er forholdsvis stor sannsynlighet for at skader ikke vil oppstå, og bare liten sannsynlighet for at det kan oppstå skade. Dette forutsetter også at uvitenheten vedrørende det angjeldende problem er liten.

Dermed synes en anvendelse av føre-var prinsippet begrenset til de situasjoner der det foreligger et vitenskapelig fundert skadescenario hvis sannsynlighet enten ikke er neglisjerbar liten eller der vi generelt står overfor et område kjennetegnet av uvitenhet om viktige parametre. I en slik situasjon betyr anvendelsen av føre-var prinsippet at eksistensen av andre positive scenarier ikke får tillagt større vekt, selv om de isolert sett kan ha vitenskapelig sett relativ større troverdighet. Den rimelige tvilen som foreligger må tas som handlingsgrunnlag for strategier til beste for naturen.

Her dreier det seg om kvalitative vurderinger som vanskelig lar seg uttrykke med større presisjon. Vurderingene blir ytterligere vanskeliggjort i og med at ulike parter og institusjoner kan ha ulike skjønnsmessige vurderinger av hvor stor den relevante uvitenheten eller de respektive sannsynlighetene er. Nettopp denne karakteriseringen kan være gjenstand for debatt. Med utgangspunkt i det vi sa ovenfor om forskning på områder med store usikkerhetsmomenter (og post-normal vitenskap), er det rimelig å gå ut fra at føre-var prinsippet i slike tilfelle forutsetter en bred samfunnsmessig konsensus mellom

grupperingene. Dette betyr bl a at beslutningsprosessen i større grad må integrere berørte parter og andre samfunnsmessige grupper som kan bidra konstruktivt til slike vurderinger. En slik tolkning har også støtte i seksjon 3 i Agenda 21, der integrasjon av ulike grupper i konsultative prosesser om bærekraftig utvikling står sentralt. Det synes derfor naturlig å sette slike brede konsensusprosesser i sammenheng med spørsmålet om adekvat anvendelse av føre-var prinsippet. Når slike skjønnsmessige vurderinger om usikkerhetsmomentene skal være rimelige i forhold til angjeldende spørsmål, må disse imidlertid veies mot andre hensyn som kan øke eller minske betydningen av en føre-var strategi. Det er i all hovedsak to vurderinger som kommer i tillegg.

For det første gjelder det vurderingen og vektleggingen av den mulige skaden som kan inntreffe. Skaden må være slik at den er miljømessig eller helsemessig signifikant stor. Ethvert tap av biodiversitet vil f eks måtte regnes som stor mulig skade. Men også tap av unike økosystemer vil oppfattes som stor skade. I den grad en skade kan vise seg å være irreversibel, er det grunn til alltid å regne med en signifikant stor skade. Men også skader som ikke nødvendigvis er irreversible, men kan kreve meget lang tid til å bli reversert til normaltilstanden, vil regnes som signifikant stor skade. Det er viktig å legge vekt på at denne vurderingen skjer ut fra naturgitte forhold som definerer verdiskalaen, og ikke ut fra i hvilken grad et gitt samfunn setter pris på denne ressursen.

Den andre vurderingen har med tidspunkt for mulig intervensjon å gjøre. Anvendelsen av føre-var prinsippet er tuftet på den tanken at en avventende holdning der man venter med strategier inntil man har større og bedre kunnskap, i seg selv kan være medvirkende til at en skade, dersom den skulle oppstå, blir større eller umulig å bekjempe på et senere tidspunkt. Skadescenariene er med andre ord slik at å avstå fra forebyggende tiltak nå, i større eller mindre grad umuliggjør forebyggende tiltak senere. Når vi med sikkerhet kan fastslå at skadescenario beskriver naturen adekvat, vil det være for sent til å forhindre det.

Med disse betingelsene på plass kan man fastslå at føre-var prinsippet slett ikke alltid behøver å være utslaggivende for miljøplanlegging og handling. Vi kan f eks ha å gjøre med relativt lokale utbyggingsprosjekter som muligens forstyrrer et økosystem som ikke er unik i sin art, og der mulige skader vil kunne reverseres innen noen tiår ved fjerning av aktiviteten og utbyggingen dersom skaden likevel viser seg større enn antatt. Det vil være på sin plass å trekke inn føre-var prinsippet som relevant beslutningsgrunnlag dersom utbyggingen viser seg å foregå på et unikt og viktig grunnvannsreservoir, og ødeleggelse av dette vil kunne ha virkninger langt inn i fremtiden, og dersom usikkerheten er betraktelig.

Konsekvens 3.10: Føre-var prinsippet skal alltid komme til anvendelse dersom følgende er oppfylt:

1. Det foreligger vitenskapelig funderte skadescenarier, og usikkerhetsmomentene er slik at vi ikke kan redusere dem uten å øke vår uvitenhet om andre relevante parametre, og sannsynligheten for et slikt skadescenario er signifikant stor.
2. Skadene på miljø og/eller helse kan vise seg store nå eller for fremtidige generasjoner, eller de kan i ekstremtilfelle være praktisk irreversible.
3. Skadescenariene er slik at det å utsette forebyggende tiltak og handling nå, vanskeliggjør effektiv bekjempelse av skaden på et senere tidspunkt.

* * * * *

KAPITTEL 4:

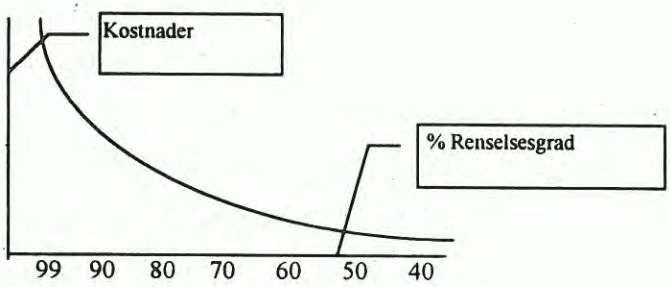
ETISKE BEGRUNNELSER FOR FØRE-VAR PRINSIPPET

I dette kapitlet er hovedtemaet etikken bak føre-var prinsippet. Vi skal innledningsvis spørre om det kan være rimelig å mene at prinsippet forplikter oss til å eliminere alle mulige risiki, unasett hvor små de måtte være. Må vi tilstrebe et null-risiko samfunn? Deretter skal vi bestrebe oss på å klargjøre i grove trekk hvilken type etisk tenkning miljøkrisen avkrever av oss. Vi tar ikke stilling til de mer tradisjonelle etikk-teoriene, men vi spør i hvilken grad vi har tenkesett som er etisk på høyden med de nye utfordringer vi står overfor. Vi vil ende opp ikke med en etisk teori, men med en modell som beskriver vesentlige trekk ved den etikken som vi mener ligger bak bl a Rio-deklarasjonen. Dette fører oss over til diskusjonen av fremtidige generasjoner og vår moralsk forpliktelse overfor dem. Et viktig problem i denne sammenheng er diskontering av fremtiden. Vi tar så en rask overblikk over diskusjonen omkring antroposentrisk etikk. Utgangspunktet er en kritikk som av og til rettes mot Verdenskommisjonen for miljø og utvikling, nemlig at den har basert seg på antroposentrisk tenkning og derved ha sett bort fra egenverdi i dyreriket og naturen. Vi spør om ikke antroposentrisk etikk kan være et bra nok utgangspunkt. Til slutt i dette kapitlet tar vi opp to aspekter som har moralsk betydning i vår sammenheng. Det ene er klandreverdig uvitenhet, og det andre er berørte parters moralske rett til å bli involvert i beslutningsprosessen. Ved denne etiske diskusjonen gir vi en relevant bakgrunn for en del av de anbefalinger som kommer senere i denne rapporten.

Det å være føre-var fremfor etter-snar appellerer umiddelbart positivt til de fleste mennesker. I den grad vi kan forebygge mulige skader fremfor å reparere oppståtte skader synes det riktig å gjøre det. Det er antakelig på bakgrunn av dette at de fleste intuitivt synes at føre-var prinsippet refererer til handlingsmåter

som virker godt underbygget ut fra etiske betraktninger. Man bør imidlertid være oppmerksom på at noe av denne intuitive appell forsvinner dersom vi velger andre ord. Det danske uttrykket «forsiktighetsprincip» vekker hos de fleste konnotasjoner av en litt annen art. Det er slett ikke sikkert at man alltid bør være forsiktig i ulike handlingsvalg. Noen vil vel føle at vi av og til også må være litt dristige eller at overdreven forsiktighet kan føre til total handlingslammelse. En annen ordbruk inviterer altså til avveininger i større grad enn det norske uttrykket føre-var.

Jo mer vi fjerner oss fra det intuitive knyttet til positivt ladete begreper, og jo mer vi kommer ned til det substantielle nivå knyttet til handlingsvalg under usikkerhet, jo mer vil de fleste være tilbøyelige til å innrømme at man står overfor konkrete avveininger der den mest forsiktige strategien ikke nødvendigvis behøver å være den etisk riktige. Dette knytter seg først og fremst til kostnader det ville medføre for store deler av samfunnet å anvende føre-var prinsippet radikalt uten å åpne for avveininger. Intuisjonen om at forebygging er billigere enn reparasjon gjelder kun under viktige forbehold og med modifikasjoner. Ernst Ulrich von Weiszäcker drøfter denne sammenheng utførlig i boken Erdpolitik (1994). Spørsmålet han drøfter er hvorvidt det f. eks. følger et påbud om absolutt minimering av potensielt skadelige utslipp. All erfaring viser at kostnadene stiger eksponensielt når renselsesgraden øker. Det typiske bildet for denne sammenheng ser omtrent slik ut:



Emisjonsminimering er som regel relativt billig i begynnelsen og blir ekstremt dyrt når renselsesgraden tilstreber 0-verdien. Samtidig er det omtrent ikke en eneste grenseverdi eller kritisk terskel slik at ingen skader vil oppstå når man har nådd denne verdien (se også rapportens omtale av naturens tålegrenser). Ut fra en føre-var tankegang er det derfor fristende å sette denne grenseverdien lavere og lavere. I mange praktiske sammenhenger er de aksepterte grenseverdiene allerede satt forholdsvis lavt. EU-direktivet om drikkevann (fra 1980) fastsetter eksempelvis en øvre grense for toksiske og for andre, mindre farlige pesticider på 0,0000001 g/l drikkevann. Det er på det rene at overholdelsen av slike grenseverdier medfører ekstremt høye kostnader. Samtidig må man finne seg i at selv slike lave grenseverdier fortsatt medfører en viss restrisiko. Nullrisikoen er ikke nådd, og mulige skader, særlig slike vi vet lite om per i dag, kan ikke utelukkes. Om vi satte inn enda større midler for å presse grenseverdiene ned, ville det i de fleste tilfelle medføre at vi binder opp midler som vi kunne trengt for å realisere andre miljømål. En konsekvent og absolutt føre-var strategi med hensyn til den ene parameteren ville med andre ord medføre større risiko på andre områder. Satt på spissen kunne vi risikere en miljøkatastrofe nettopp ved å fokusere for mye på minimering av enkelte problemfelt. Ut fra en konsekvensetisk betraktning ville en slik fremgangsmåte vanskelig kunne forsvares.

Det samme ville gjelde om vi hadde løst problemet ved en enda mer radikal strategi, nemlig å simpelthen forby produksjon eller bruk av stoffer som kan mistenkes å ha miljøskadelige virkninger. 70.000 eller flere kjemiske stoffer vil antakelig kunne rammes av en slik strategi. De økonomiske kostnadene for samfunnet ville være uoverkommelige. Hva ville konsekvensene være om vi f eks hadde forbudt bruken av det giftige metallet kopper (der det ikke forekommer naturlig), eller bruken av alle vanskelig nedbrytbare herbicider? Ville ikke dette kunne forårsake store sultkatastrofer og økonomisk nød? Om vi tar i betraktning sammenhengen mellom miljø (natur) og sosial organisering (menneskesamfunn),

er det til og med rimelig å mene at en mulig sosial destabilisering som følge av en altfor radikal miljøpolitikk, vil kunne føre til store miljøskader når statlig kontroll svekkes og individer eller grupper tar seg til rette overfor naturressursene for å få oppfylt sine umiddelbare behov. Politikk overfor en sårbar natur er derfor samtidig politikk overfor en sårbar samfunnsstruktur, og begge størrelser må betraktes i avhengighet av hverandre (se også kapittel 6, «Scenarier for tiltaks-vurdering»).

Det etiske poeng i slike overveielser ligger i at den umiddelbare intuitive appell som føre-var prinsippet nyter ikke bærer særlig langt. Ved en for ensidig tolkning av prinsippet, og ved å se bort fra andre relevante hensyn, som f eks kostnadene, vil vi lett kunne ende opp i etisk uholdbare situasjoner. I den grad det rettes kritikk mot føre-var prinsippet skjer det ofte nettopp med utgangspunkt i slike enkle tolkninger av prinsippet (som absolutt og ubetinget minimerings-strategi). Derfor er det viktig at tolkningen av prinsippet og verdigrunnlaget for prinsippet er bedre reflektert. I denne sammenheng må vi erkjenne at en etisk begrunnelse for føre-var prinsippet nok er mer kompleks og vanskelig enn man kan få inntrykk av ved første øyekast. Begrunnelsen må svare til de substantielle aspekter knyttet til situasjoner der føre-var prinsippet kan komme til anvendelse i praktisk miljøforskning og -politikk. I de følgende avsnitt vil komitéen drøfte noen etiske prinsippspørsmål knyttet til substansielle sider ved prinsippet. (Diskusjonen gjør ikke krav på å være uttømmende, ei heller vil man fremsette en sammenhengende etisk «teori».)

Konklusjon 4.1: En tolkning av føre-var prinsippet som ubetinget krav om null-utslipp uten hensyn til de ulemper dette kan medføre, er etisk uholdbart.

Redningsflåte-etikk eller romskip-etikk?

Store deler av den norske offentligheten er av den oppfatning at verden står overfor en miljøkrise som vi antakelig bare har sett begynnelsen av. Vi har fått en økt bevissthet om miljøproblemene i løpet av de siste tre årtier. Senest i løpet av 1980-tallet har mange også forstått at en rekke av problemene, som f eks klimaproblemet, er globale og krever global handling. En slik problembevissthet er en nødvendig forutsetning for handling. Mange har også forstått at vi antakelig må forandre vante tenkesett, holdninger, og verdier vedrørende forholdet menneske - natur. Lenge har vi vært ledet av en forestilling om at naturen stiller med uendelige ressurser for menneskelige behov, og at naturen har et grenseløst potensiale for regenerasjon. En stor andel av prisen for våre fremskritt har derved blitt overført til naturen. Vi har påført naturen belastninger i form av rovdrift på ressurser og i form av tilførsel av miljøskadelige stoffer og søppel. Dette er årsakene til miljøkrisen. Kombinasjonen av teknologiske fremskritt og eksponensiell befolkningsvekst har åpnet våre øyne for naturens begrensninger. Tenkemåter som forsvarer en ubegrenset utnyttelse av naturen for menneskelige formål og behov, som tillegger naturen kun instrumentell verdi underordnet vårt teknologiske fremskritt, og som stadig bryter nye geografiske og andre grenser i vår ressursbruk samt etterlater seg ødeleggelse og utryddelse, kan ikke lenger fungere som veiledende for utviklingen. Vi må tilfredsstille menneskelige behov i overenstemmelse med naturens egne lovmessigheter og begrensninger. Selv om det er lett å være enig i nødvendigheten av å oppgi de gamle tenkesett, er det ikke like lett å beskrive tenkesett som kan fungere veiledende for utviklingen og som møter grunnleggende etiske hensyn.

Idéhistorisk eksurs: Condorcet

I 1793, i en kjeller i Paris og forfulgt av revolusjonen som han var med på å skape, skrev Marie-Jean-Antoine-Nicolas Caritat, Marquis de Condorcet, boken «Esquisse d'un tableau historique des progrés de l'esprit humain» («Skissen til en historisk fremstilling av fremskrittene av den menneskelige ånd»). I bokens siste kapittel, om det fremtidige fremskritt som menneskene kan vente seg, reiser han en viktig innvending mot den skissen han nettopp har gitt, etter optimistisk å ha beskrevet store tekniske og vitenskapelige fremskritt: vil det ikke nødvendigvis komme et tidspunkt en gang i fremtiden der økningen av verdensbefolkningen overstiger redskapenes muligheter? Vil det ikke oppstå en nødvendig materiell tilbakegang - eller periodisk oppgang og nedgang mellom velferd og nød - når vi har nyttiggjort oss jordens ressurser maksimalt, og befolkningen - og dermed også behovene - fortsetter å øke?

Condorcet besvarer denne innvendingen i to ledd. Først påpeker han at et slikt tidspunkt utvilsomt ligger meget langt inn i fremtiden, og ingen kan vite hvilke teknologiske muligheter man da vil ha oppnådd. Deretter påpeker han at selv om man antar at et slikt punkt vil være nådd, så kan det umulig tenkes at dette ville føre til katrastrofer, for man må jo forutsette at det teknologisk-vitenskapelige fremskritt hele tiden har blitt ledsaget av et tilsvarende fremskritt av menneskers fornuft. Denne fornuften innbefatter også en videreutviklet moral som bl a er istand til å innse at menneskers forpliktelse overfor fremtidige generasjoner ikke består i føde så mange som mulig, men snarere å legge forholdene til rette for at de som fødes møter forutsetningen for lykke og velferd. Denne moralske forpliktelsen er rettet mot menneskeheten globalt, mot samfunnet og mot familien man vokser opp i. Innsikt i moralsk fornuft vil lede menneskenes handlinger i denne fremtiden. Hos Condorcet er det altså fornuftens og moralens fremskritt som motvirker de tenkelige katastrofer og den nøden som følger de naturlige grenser for livsnødvendige ressurser.

Redningsflåte-etikk

Det er et tankekors at vi i dag kan livnære astronautene i et romskip langt fra jordkloden, men at vi ikke klarer å gi mat til barna i Calcutta, Rio de Janeiro eller Khartoum. Forklaringen av dette paradoks vil måtte ta høyde for at vi riktignok er ytterst kompetente på det teknisk-vitenskapelige plan, men at vi fortsatt er temmelig hjelpesløse og inkompetente overfor problemer som krever etisk refleksjon og dømmekraft. Dette gjelder også samspillet menneske - natur.

Miljø-etikken som har utviklet seg de siste årene er et uttrykk for forsøk på å avhjelpe dette. Allikevel må det innrømmes at vi fortsatt er langt fra å ha utarbeidet miljø-etiske teorier som er sterke og presise nok til å vinne bred aksept og samtidig gi veiledning i våre konkrete handlingsvalg. Mange eksisterende forslag i miljø-etikken støter mot andre etiske prinsipper som vi intuitivt har vanskelig for å oppgi. Derfor er mye av diskusjonen i miljø-etikken fortsatt preget av analogi-tenkning og idealiserte modell-situasjoner. Amerikaneren Garett Hardin har i 1974 fremsatt en slik analogi som har vært omdiskutert som mulig utgangspunkt for en ny miljø-etikk. Kort sagt går hans etikk ut på å snu opp-ned på det verdi-sett som tilsynelatende har ledet menneskeheten gjennom historien. Det er feil å underordne naturen fullstendig under menneskets behov. Hardin foreslår isteden konsekvent å sørge for miljø-riktige tilstander i verden før vi eventuelt tar hensyn til enkeltmenneskets behov. Han kaller dette syn for redningsflåte-etikk («lifeboat-ethics»).

Utgangspunktet for hans analogi (eller «etikk-modell») er at menneskene befinner seg i ulike redningsflåter der ressursene er begrenset og der flåtene har en begrenset bæredyktighet. Målet om å overleve i et slikt system av redningsflåter betyr at flåtene må holdes flytende til enhver pris, og at det enkelte menneske i en slik flåte må underkaste seg de nødvendigheter som følger av

dette. Samtidig er visse skjevheter innebygget i et slikt system av redningsflåter. Noen redningsflåter er i bedre stand enn andre, antall mennesker i dem er svært varierende, og graden av nød er tilsvarende forskjellig. Et etisk dilemma oppstår når man spør i hvilken grad passasjerer i en flåte med færre folk og med bedre tilstander har en etisk forpliktelse til å hjelpe passasjerer i flåter der tilstandene er verre. Ut fra tradisjonell likhetstenkning og enkle rettferdighetsprinsipper bør behovene av de utenfor flåten ansees som like viktige og berettigede som behovene til de innenfor. Alle vil måtte tas opp i båten der sjansene for overlevelse er gode. Dette medfører at situasjonen forverrer seg for alle og at flåten synker. «Full rettferdighet, full katastrofe» er hans konklusjon.

Fremfor å tillate alle som nærmer seg redningsflåten å komme om bord, kunne man også tenke seg å ta opp bare det antall personer som kan finne plass i båten, og dermed ignorere sikkerhetsmarginer. Bortsett fra at dette vil utsette alle for store farer under vanskelige forhold, reiser dette også spørsmål om hvem som skulle tas opp og hvem som skulle avvises.

Garrett Hardin går derfor inn for at de rike redningsflåter bør avvise hjelp til alle andre, bevare sine sikkerhetsmarginer, og overlate andre redningsflåter til sine egne skjebner. En viktig grunn for dette er, ifølge Hardin, at dette i det lange løp vil vise seg mest fordelaktig for fremtidige generasjoner. Alternativet er, ifølge Hardin, at alle får det mye verre, og overlevelse blir ikke sikret. I det lange løp vil de som fødes bli født inn i forhold som kan livnære dem (via en form for sosialdarwinisme). Nytteargumentet taler derfor for slik redningsflåte-etikk, dersom nytten til fremtidige generasjoner tillegges vekt.

Et lignende syn ble fremmet av Paul Ehrlich i boken *The Population Bomb*. Han deler oppfatningen om at menneskets ovelevelse er truet med mindre man følger en redningsflåte-etikk. I denne sammenheng bruker han også eksempler fra krigsmedisinen i Frankrike under første verdenskrig, der man delte inn sårete etter tre kategorier: 'de som kommer til å dø unasett behandling', 'de

som kommer til å leve uansett behandling' og 'de som kun kommer til å overleve dersom de får umiddelbar behandling' («triage»). I en krisesituasjon kan det være riktig å behandle kun de i den tredje kategori, ifølge Ehrlich. I en alvorlig miljø- og befolkningskrise gjelder tilsvarende prinsipper, og de rike landene må derfor først og fremst sikre egen overlevelse, stoppe befolkningsveksten, og sikre miljøressursene. Ehrlich har derfor forståelse for både oppfordring til abort og tvungen familiekontroll.

Det er umiddelbart klart at både Hardins og Ehrlichs syn bryter radikalt med tradisjonelle etiske verdier og prinsipper, samtidig som begge representerer et radikalt brudd med den individsentrerte, antroposentriske tenkning som ikke tillegger naturen noen verdi. Det spiller i vår sammenheng liten rolle hvorvidt miljøhensynenes primat avledes fra naturens egenverdi eller fra overlevelse av fremtidige menneskegenerasjoner. Viktig er imidlertid at dette primat brukes som begrunnelse for å tilsidesette elementære etiske prinsipper i forhold til enkeltindivider.

Denne tenkningen har blitt kritisert fra flere hold, selv om spirer til den nok kan spores hos enkelte miljøaktivister. Noen kritikere har fremholdt at en slik radikal miljø-etikk nærmer seg den tenkningen som også karakteristerte den tyske nasjonalsosialismen under Hitler.

Den faglig mest tungtveiende kritikken knyttes imidlertid til rettferdighets-tenkningen. I følge filosofen John Rawls vil det alltid være muligheter til å tvile på hva som er det øverste gode for samfunnet. Om det optimale biotiske samfunn settes opp som det høyeste gode (som i redningsflåte-etikken), vil vi alltid kunne sette spørsmålstegn ved dets berettigelse. Det vil være grunnlag for rasjonell uenighet. Derimot finnes det, ifølge Rawls, gode grunner for å foretrekke likhets-prinsippet fremfor de ulike konsepsjoner av velferd og de øverste goder.

Argumentet går i korthet ut på at det er mest rasjonelt for ethvert mennesket å velge den mest egalitære etikken, dersom dette mennesket plasseres

i en tenkt situasjon der spesifikke egeninteresser ikke er kjente. Å foretrekke andre former for fordeling av godene (f eks kriterier for fordeling mellom ulike redningsflåter) forutsetter kjennskap til eventuelle personlige fordeler. Når vi ikke vet hvor i verden vi blir plassert og med hvilke egenskaper, vil vi prøve å sørge for mest mulig like sjanser for alle individer i samfunnet. I den grad slike 'objektive' valg danner grunnlaget for en akseptabel etikk, vil man derfor inngå en samfunnskontrakt der individenes rettigheter teller likt. Dersom man velger en slik egalitær etikk som utgangspunkt, er en redningsflåte-etikk utelukket.

Romskips-etikk

Metaforen om «romskip Jorda» har blitt diskutert siden Adlai Stevenson brukte den i en tale til FN i 1965. Andre forfattere som Kenneth Boulding, Buckminster Fuller, William Pollard, Barbara Ward og andre har siden utarbeidet metaforen videre (for referanser se K.Shrader-Frechette 1981,45 ff.). Bakgrunnen for metaforen er at vi kan tenke oss Jorda som et romskip som flyr med høy hastighet rundt moderskipet, Sola, som leverer energien. Romskipet er et endelig og lukket system som er henvist til å produsere alle midler til overlevelse selv. Romskipet er så innfløkt organisert at dets passasjerer i lang tid ikke en gang ble klar over at de befant seg på et romskip, inntil man begynte å legge merke til at enkelte ressurser ble knappe.

Det mest slående kjennetegnet er imidlertid at det ikke følger med noen bruksmanual for romskipet. Romskip-etikken er et forsøk på å skrive en slik bruksmanual. Manualen bør utformes slik at det oppfyller to mål samtidig: på den ene siden å sørge for at menneskene ikke overskrider jordas bærekraft, og på den andre siden å tillate maksimalt med personlig frihet for passasjerene innenfor denne rammen. Det blir understreket at en romskip-etikk må innbefatte prinsippet om å begrense befolkningen, industrialiseringen, og økonomisk ekspansjon.

Ressurser bør brukes i den grad de kan fornye seg selv, eller, hvis det dreier seg om praktisk talt ikke fornybare men nødvendige ressurser, burde deres bruk være basert på resirkulasjon. Med henblikk på maksimering av personlig frihet følger det at bestemte levekår bør være oppfylt, slik som f eks adekvat og tilstrekkelig ernæringsgrunnlag og tilfredsstillende boforhold. Kun når slike betingelser oppfylles kan det forventes av individer at de frivillig går med på å begrense befolkningsveksten, økonomisk velstand, eller bruken av planetens ressurser. Selv om noen av prinsippene er i samsvar med tradisjonelle etiske prinsipper, er andre nye som ikke tidligere var en del av et etisk system. Buckminster Fuller mener at alle må delta aktivt i bevaring av miljøressurser. Det følger av dette at fossile energikilder må fases ut og erstattes av fornybare ressurser. Ut fra prinsipper om resirkulering og effektiv bruk av ressurser følger også at man er villig til å drøfte hvorvidt f eks privat eiendom kan erstattes av utleieforhold. Dette gjelder f.ek.s bruken av biler for transport. Med en slik «romskip-etikk» kan det plutselig vise seg at privat eiendom av biler (som forutsettes å være basert på drift med fornybare ressurser) blir etisk relevant, eventuelt uetisk, tatt i betraktning at det totale antall biler kunne reduseres med 40% når folk leier fremfor eier en bil. I disse henseende er en «romskpis-etikk» klart mer radikal og mer miljø-sentrert enn tradisjonelle etiske oppfatninger. Spesiell vekt vil også bli lagt på politisk lederskap. En ny type politisk leder ville bli nødvendig innen et slikt etisk system. Miljøkrisen har mye å gjøre med en krise i politisk ledelse. Politiske ledere har lenge ignorert resirkulering, gått inn for økonomisk vekst, og brukt store ressurser på militære aktiviteter.. Samtidig har man argumentert med at det ikke finnes nok penger til å sørge for et renere miljø, eller kapital og teknologi for å sikre en akseptabel levestandard for alle. Dermed kunne målene i en romskips-etikk aldri oppfylles.

Evnen til å tenke globalt er helt sentral i en slik romskips-etikk. Det er urealistisk å tro at romskipet kan overleve samtidig som enkelte grupper av

passasjerene lider stor nød. I verste fall kan dette føre til revolter og sosial destabilisering. Overlevelse av en intakt sosial struktur er dermed et like så viktig anliggende i denne etikken som overlevelsen av naturmiljøet. Dette har igjen konsekvenser for global politisk ledelse.

Hovedinnholdet en romskips-etikk er at det kreves både en forandring av levevaner og teknologi - og en forandring av våre holdninger, verdier og øverste mål. Midlene en slik etikk anbefaler må respektere grunnleggende menneske-rettigheter, likhetsprinsippet og rettferdighetstanker. Det er denne avhengigheten av frivillig oppfølging som samtidig er etikkens svakeste punkt. Kritikerne vil mene at individene uten ytre tvang neppe vil ofre egeninteresser for allmenne goder. Dermed er sjansen for å få til en forandring innen rimelig tid liten.

Det faktum at en strategi kan mislykkes vil imidlertid ikke uten videre gjøre den etisk mindre akseptabel. Det tiltalende ved denne etikken er nettopp at den ivaretar andre fundamentale etiske hensyn knyttet til individene, og baserer seg på menneskets evne til rasjonell innsikt. Det er mye med denne etikken som er uklart; den bruksmanualen som må skrives, foreligger kun i ansatser og utkast. Prinsippene som er grunnleggende synes imidlertid å følge fra modellen. Det er komitéenes inntrykk at den miljø-etikk som man trenger å utarbeide med fordel kan ta utgangspunkt i en slik romskips-etikk modell. Denne modellen er tilsyne-latende også den modellen som ligger til grunn for de politiske målsetninger om bærekraftig utvikling, der de grunnleggende etiske prinsipper om likhet osv søkes realisert, samtidig som naturens bærekraft respekteres og sosial struktur og individuell velferd søkes harmonisert med disse mål.

En slik etikk har også visse implikasjoner for våre tolkninger av føre-var prinsippet. Én konsekvens synes å være at anvendelse av føre-var prinsippet i siste instans alltid må vurderes ut fra en global målestokk. Hvorvidt forebyggende tiltak er nødvendig på et lokalt eller regionalt plan synes knyttet til vurderinger av problemets relasjon til globale miljøforhold. En utbygging av en vei gjennom

naturområder behøver ikke lokalt å bryte med miljøriktig tenkning, men den kan være etisk uholdbar når den samtidig truer naturressurser som globalt sett er knappe, f eks en regnskog.

Den globale målestokken innebærer at det ikke følger noen generell teknologifiendtlighet av føre-var prinsippet. På den annen side følger det et krav om kontroll over teknologisk utvikling, slik at selvstendiggjøring og global utbredelse av en teknologi, f eks i fiskeflåtene, kan stoppes når den truer ressurser. En annen konsekvens er at enhver mulig anvendelse av føre-var prinsippet i størst mulig grad bør harmonisere to viktige hensyn, nemlig miljø på den ene siden og sosial velferd og utvikling på den andre. Når kostnadene blir uproporsjonalt høye på den ene enden, kan strategien ikke være riktig, siden den truer stabiliteten i romskipet. Føre-var prinsippet er altså en optimaliserings-oppgave for to samtidige variabler, *miljø* og *sosial velferd* (samfunnsstruktur). Selv om det følger av dette at grunnleggende etiske rettigheter og prinsipper må ivaretas i våre forsøk på å oppnå bærekraft, følger det ikke at vi fastsetter alle våre kriterier for sosial velferd en gang for alle. Romskips-etikken inviterer til radikal nytenkning for mange viktige parametre, som f eks økonomi og jus, men forutsetter at innføring av nye ordninger skjer i et samspill mellom politisk ledelse og demokratiske strukturer. Aksept av tiltak er minst like viktig som deres effektivitet. Generelt ligger det i denne etikken at vi bruker og belaster våre natur-ressurser på en varsom måte, særlig når vi ikke helt har forstått deres funksjon og plass i romskipet. Det er etisk uforsvarlig å uttømme ressurser, miste biologisk mangfold, eller ikke å sørge for gjenbruk.

Konklusjon 4.2: Den etiske teorien som ligger til grunn for Rio-deklarasjonen og rapporten fra Verdenskommisjonen for miljø og utvikling har viktige likhets-trekk med den modellen som metaforisk betegnes som romskips-etikk. Dette gjelder ikke minst i forhold til føre-var prinsippet.

Fremtidige generasjoner

Ett av de grunnleggende aspekter ved føre-var prinsippet er hensynet til mulige langtidsvirkninger og kumulative virkninger over tid. Dette hensynet er knyttet til skaden som fremtidige generasjoner blir belastet med. Lagring av radioaktiv avfall fra atomkraftverk er et eksempel på dette. Her snakker man om et strålingspotential over flere 10.000 år. Men hvor langt inn i fremtiden rekker våre beste sikkerhetsestimater og hvilket datagrunnlag har disse? Det amerikanske Department of Energy (DOE) har i forbindelse med oppbevaring av radioaktivt avfall i Yucca Mountain, Nevada tilsynelatende funnet grunnlag for svært presise prognoser, nemlig 10.000 år med relativ sikker geologisk isolasjon av det radioaktive materiale, og 1.000 år med relativ beholdersikkerhet.

Datagrunnlaget for slike prognoser er sk langtidsstudier med mellom 304 dager til 9 års varighet, sammen med studier av mye kortere varighet. Ekstrapolasjonsusikkerheten er opplagt stor. Det som er relativt sikkert er imidlertid at eventuelle radioaktive lekkasjer ikke vil ramme oss eller generasjonen av våre barn, men de mest sannsynlige miljøkatastrofer vil ramme fremtidige generasjoner som ennå ikke er født.

Hvordan forholder vi oss til en risiko som ligger langt inn i fremtiden? Økonomer er vant til å diskontere fremtidige kostnader og risiki. Om man vilkårlig antar at tap blir kalkulert med en kostnad på 6.000.000 kr - en beregning som alltid er problematisk -, og om man videre antar en diskonteringsrate (tilsvarende renten) på 6% årlig, så kommer man til at et tap om 20 år kun knyttes til en kostnad på 2.000.000 kr. Med en 6% diskonteringsrate vil verdien hhv kostnaden reduseres til halvparten om 13 år, til 1/3 om 20 år, og etter flere hundre år ville verdien ha sunket til under en millionste del, altså under 6 kroner. Kan vi kalkulere på den måten når det gjelder livet til fremtidige generasjoner? Eller burde de regnes likeverdig med våre liv?

Det er ulike syn på hvor langt våre etiske forpliktelser overfor fremtidige generasjoner rekker. Mange vil umiddelbart føle at man har etiske forpliktelser overfor kommende generasjoner. Man finner støtte for slike oppfatninger i det ansvar mange foreldre føler for trygging av etterslektens oppvekstvilkår. Det er også opplagt at avstand i rom eller tid ikke i seg selv gjør noen moralsk relevant forskjell. Om jeg nå kan avverge en ulykke som kan inntreffe i nærmiljøet om kort tid, eller en ulykke som kan inntreffe langt borte om noen uker, er moralsk sett likeverdig når alt annet er likt. Etiske teorier som f eks utilitarismen har derfor operert med et aksiom om at ettertid teller likt med nåtid.

Når man er villig til å avvike fra en slik antakelse, er det som regel med utgangspunkt i noen forhold som hevdes å være moralsk relevante. Ett slikt forhold er at fremtidige generasjoner ikke er noen egentlige moralske rettighetshavere i og med at de kun er kontingente personer, ikke virkelige. Med andre ord, fremtidige personer er ikke med i klubben av de som vi moralsk er forpliktet til å ta hensyn til. Om vi f eks tilrettelegger forholdene i verden slik at oppvekst i visse områder blir umuliggjort senere, så vil det ikke finnes noen personer som vil vokse opp der og kan anklage oss for å ha ødelagt deres nærmiljø. Tanken om moralske rettigheter knyttes gjerne til en form for konsekvensialisme, der rettigheter følger av gjensidige kontrakter mellom parter der alle har fordel av å ha en slik kontrakt fremfor ikke å ha den. Fremtidige generasjoner er imidlertid utelukket fra slike kontrakter i og med at de ikke kan yte noe for oss eller true oss med sanksjoner. Groucho Marx uttrykte det slik en gang: «Hva har ettertiden gjort for meg?» (jf Ariansen 1992). Dermed følger tilsynelatende den moralske berettigelsen av diskontering av fremtiden. Vår generasjon er den absolutt siste generasjon som kan sørge for at vi får et godt liv. Fremtidige generasjoner derimot har den fordel at de får en viss hjelp fra oss, fra de mellomliggende generasjoner, og at de kan hjelpe seg selv. Dermed synes det rimelig at våre umiddelbare interesser veier noe tyngre enn fremtidige interesser når det

foreligger en konflikt. Men det er vanskelig å tenke seg fremtidige generasjoner som jevnbyrdige kontraktspartnere. Som Per Ariansen legger til, er det nærmeste vi kommer slik kontraktstenkning det faktum at vi faktisk har nytt godt av overleveringene fra generasjonene før oss. Uten disse hadde vi hatt det vanskeligere. Respekt for disse forhold kan derfor være en grunn til selv å ta hensyn til fremtidige generasjoner, samtidig som det er vanskelig å forsvare hvorfor denne respekten skal være moralsk bindende.

Et annet forhold som fremmes som innvending mot at vi har forpliktelser overfor fremtidige generasjoner, er at vi vet mindre om deres fremtidige preferanser eller behov. Det vi har grunn til å tro, er at deres liv med stor sannsynlighet vil være svært forskjellig fra våre liv. Videre vet vi ingenting om hvor lenge menneskeheten kommer til å eksistere, eller hvor omfattende den vil være i fremtiden. Skulle interessene til alle fremtidige generasjoner veies likt med våre, risikerer vi at det å holde alle muligheter åpne for alle fremtidige generasjoner medfører at våre nåtidige interesser får tilnærmet 0-vekt (bortsett fra de som har med oppvekst av våre barn å gjøre). Når vi har grunn til å tro at deres liv vil være forskjellig fra våre, er det også rimelig å anta at deres forestillinger om livskvalitet, om et godt liv, vil være forskjellig fra våre forestillinger. Teknologisk og vitenskapelig utvikling vil kunne skape helt andre handlingsmuligheter enn de vi kjenner til i dag.

Svakheten ved dette argumentet er at bevisbyrden ligger hos den som antar at deres behov vil være grunnleggende forskjellig fra våre. I utgangspunktet har vi i dag all grunn til å hevde at også fremtidige generasjoner vil ha elementære interesser i et godt og sunt miljø, frisk luft, fruktbar jord, drikkevann, helse, bolig og trygge sosiale forhold osv. Det moralsk relevante poeng er altså at vi slett ikke bare er uvitende om fremtidige livsbehov. Vi vet en god del, og bør derfor basere våre handlinger på denne kunnskapen. Det vi ikke vet noe om, f eks deres teknologiske muligheter til å reparere våre miljøsynder, kan derimot ikke være til-

strekkelig moralsk grunnlag for handlinger. Når vi er uvitende om en sak er det like feilaktig å anta at saken har en bestemt egenskap som å anta at den ikke har denne egenskapen (*argumentum ad ignorantiam*).

Selv om man måtte mene at fremtidige generasjoner ikke i samme grad som nålevende generasjoner har moralske rettigheter som bør forplikte oss og vår generasjon, kan man likevel mene at man har visse plikter overfor dem. Vi antydet allerede at respekten for generasjoner før oss kan være en grunn for en slik plikt. En annen grunn er at vi faktisk i visse tilfeller anser kontrakter for moralsk forpliktende, selv om de er inngått ved at bare den ene parten har akseptert denne forpliktelsen. Et slikt forhold har vi i foreldre-barn forhold. Dette kan sees som et moralsk bindende kontraktforhold uten at den ene part (barnet) har samstemt, og uten at det er bygget på gjenytelse. Likeledes vil foreldre (slik som nålevende generasjoner) ikke alltid kunne vite hva som er i barnets (fremtidige generasjoners) beste interesse. På samme måten som denne usikkerheten ikke fratar foreldre deres plikter overfor barnet, vil den heller ikke frata oss vår forpliktelse overfor fremtidige generasjoner.

Konklusjonen på disse og lignende betraktninger synes å være at vi vanskelig kan anse fremtidige generasjoner som likeverdige moralske rettighetshavere, men at vi til tross for det har visse, om enn begrensete moralske forpliktelser overfor dem. I de tilfelle der våre interesser synes i konflikt med fremtidige generasjoners interesser, f.eks i forbindelse med den nåværende bruken av fossile energikilder, står vi overfor vanskelige avveininger, der kjente nåværende forhold tillegges større vekt enn usikre fremtidige forhold. Generelt vil hensyn til fremtidige generasjoner ikke kunne rettferdiggjøre innskrenkning av grunnleggende rettigheter til den nålevende generasjon. Tvangstiltak for å kontrollere befolkningsveksten vil f eks ikke kunne rettferdiggjøres med henvisning til at det er til beste for fremtidige generasjoners livsvilkår. Når vi derved fratar en del av verdensbefolkningen en rettighet som er grunnleggende for

personlig selvbestemmelse, er dette et viktigere etisk hensyn enn den fremtidige nytten. En viss diskontering av fremtiden synes altså i dette tilfellet etisk velbegrunnet. Den frigjør oss imidlertid ikke fra en forpliktelse til på sikt å legge forholdene til rette for større samstemthet mellom våre livsvilkår og fremtidige generasjoners interesser. Man kan f eks mene at det følger en forpliktelse til å investere i utdanning for kvinner i den tredje verden, i og med at dette har vist seg å være dempende på befolkningsveksten . Samtidig er dette et tiltak basert på frivillighet, i motsetning til en del andre virkemidler mot stor befolkningsvekst.

Problemet med diskontering er imidlertid at prinsippet blir etisk galt når det brukes som generell beslutningsregel. I den grad vi bruker diskontering, ikke for å balansere nåværende nødvendige livsinteresser eller brudd på grunnleggende individrettigheter mot fremtidige nyttevirkninger, men for å begrunne bekvemme handlingsvalg mot fremtidige skadevirkninger, synes det etisk uakseptabelt. Det er en vanskelig grenseoppgang mellom de situasjoner der diskontering kan synes begrunnet og de der dette er uholdbart. Det vil avhenge av de konkrete valgene man står overfor. Om det f.eks skulle være slik at bruken av atomenergi representerer vår eneste vei bort fra bruken av fossile energikilder, ut av en klimakatastrofe, og ut av en global velferdskrise, kan det synes moralsk berettiget å diskontere de fremtidige risiki knyttet til avfallshåndteringen. På den annen side betyr vår forpliktelse overfor fremtidige generasjoner også at vi må være sikre på at vi har uttømt alle våre handlingsmuligheter. I den grad det finnes andre handlingsmuligheter som møter våre og fremtidige generasjoners grunnleggende interesser, bør vi ikke diskontere risiki bare fordi de ligger langt i fremtiden. Likeledes kan nåtidige brudd på etiske prinsipper ikke forsvares med fremtidig stor nytte. Veien ut av dette dilemma når diskontering er rimelig og når det er urimelig består ikke i bedre økonomiske kalkyler for vektlegging av motstridende interesser, men i en prosess for å harmonisere våre interesser med fremtidige

generasjoners interesser. Føre-var prinsippet synes forpliktet til nettopp denne tanken.

Konklusjon 4.3: Diskontering av fremtiden kan i enkelte tilfeller være en etisk forsvarlig strategi av fremtidige generasjoners interesser, men diskontering står alltid i fare for å være en bekvemmelighetstrategi på bekostning av fremtidige generasjoner. I utgangspunkt bør hensynet til fremtidige generasjoner oppfattes som en moralsk (ensidig) forpliktelse, der fremtidige risiki og elementære interesser veier likt med våre. Føre-var prinsippet legger opp til en etisk forpliktelse til å harmonisere våre interesser med fremtidige generasjoner antatte interesser.

Fallitt for antroposentrisk etikk?

Det er ikke urimelig å mene at FNs *Verdenskommisjon for miljø og utvikling* i sin rapport *Vår felles framtid* i all hovedsak legger til grunn en antroposentrisk etikk. Denne er orientert mot menneskelige behov. I den grad andre oppfatninger kommer til syne i rapporten, spiller de en underordnet rolle. Således sies det f eks i kap. 6 om arter og økosystemer: «Artene og arvestoffene deres vil spille en stadig større rolle for utviklingen, og sterke økonomiske hensyn underbygger de etiske, estetiske og vitenskapelige grunner til å bevare dem» (Vår felles framtid, s, 113). Arter og økosystemer fremstår som bevaringsverdige med utgangspunkt i menneskelige interesser, ikke på grunn av moralsk egenverdi.

Noen kritikere ser en viktig begrensning i nettopp denne antroposentriske dreining i rapporten. Ifølge enkelte tenkere innen miljø-etikk er en slik etikk ikke egnet til å sikre omfattende tiltak for å beskytte hhv. frembringe et bærekraftig miljø. Slike kritikere tar derfor til ordet for en ikke-antroposentrisk etikk.

Det bør innledningsvis klargjøres hva debatten egentlig dreier seg om. Det er ikke en diskusjon om hvorvidt det er riktig å ta miljøhensyn på alvor eller ikke. I den grad det kan sies at Brundtland-rapporten er antroposentrisk orientert viser den at også en antroposentrisk etikk kan sette opp svært dyptgripende miljøkrav. Når det dreier seg om å utvise 'respekt' for andre levende vesener enn mennesket eller respekt for den ikke-levende naturen, viser allerede romskips-etikken, som vi skisserte ovenfor, at dette kan bli et etisk krav ut fra en felles overlevelsesinteresse i et dynamisk og lukket økosystem. Denne respekten knyttes da imidlertid til passasjerenes, dvs menneskenes, interesser. Ødeleggelse av natur, uhemmet bruk av ikke-fornybare ressurser osv fremstår som en potensiell trussel mot menneskehetens fremtidige overlevelse i dette systemet. Også innen tradisjonell etikk har man lenge vært kjent med at f eks det å tilføye dyr unødvendig lidelse er etisk forkastelig. Det som er diskusjonsgjenstand er imidlertid i hvilken grad en slik etikk representerer et tilstrekkelig grunnlag for å sikre bærekraftig utvikling, hhv. hvorvidt den miljøkrisen vi står overfor er et tegn på antroposentrismens fallitt. Trenger vi å utvide våre begreper om moralske subjekter, dvs oppfatte andre enn mennesker som bærere av en iboende moralsk verdi og som rettighetshavere?

Antroposentrismen har også blitt karakterisert som en form for speciesisme, dvs en etikk der medlemmer av arten *homo sapiens* innehar en privilegert plass, mens andre arter er underordnet deres behov. Begrunnelsen for å gå inn for en slik speciesisme kan være av to slag: enten kan man mene at arten *homo sapiens* er utvalgt av Gud til å herske over alle andre arter, eller man kan mene at arten er kjennetegnet ved en moralsk relevant egenskap som andre arter ikke har. Den første begrunnelsen har av flere grunner blitt mindre akseptabel i vår tid. En grunn er at den vanskelig kan tjene som etisk grunnlag for global handling når religionene er forskjellige. En annen grunn er at den industrialiserte

verden har blitt mer sekularisert og til og med religiøse tenkere ser et behov for en uavhengig begrunnelse for sine etiske oppfatninger.

Dette siste inviterer til en filosofisk begrunnelse. Problemet er å angi en slik egenskap som skiller ut menneskene fra andre arter. Flere slike egenskaper er blitt diskutert i denne sammenheng. Man kan tenke seg å bruke bevissthet, selvbevissthet, evnen til å føle (smerte), rasjonalitet osv som kandidater for en slik karakteriserende egenskap. Som de siste års diskusjoner innen medisinsk etikk har vist oss, har alle slike kriterier en vesentlig ulempe: de treffer ikke der vi ønsker de skal treffe, dvs de kommer i konflikt med visse grunnleggende intuisjoner når det gjelder konkrete anvendelser. Enten favner de for vidt, eller de er for snevre. Uansett hvilken av disse egenskaper man bruker vil man finne at ikke alle mennesker vil ha denne egenskapen hele livet, eller, dersom de har det, at også andre dyrearter har samme egenskap. Selvbevissthet og evnen til reflektert handling er tilsynelatende ikke å finne blant dyrene, men til gjengjeld vil nyfødte barn, mennesker i koma, og andre heller ikke ha denne egenskapen. Når vi beveger oss til yttergrensene, fødsel og død, samt mennesker med alvorlige medfødte hjerneskader osv vil de mangle slike egenskaper samtidig som andre høyere arter vil kunne ha egenskapen. Og når vi har egenskaper som er omfattende nok til å dekke alle mennesker, vil disse også dekke andre arter.

Det er mulig å trekke to ulike konklusjoner fra dette. Én er at antroposentrismen mangler tilstrekkelig filosofisk grunnlag og bør oppgis prinsipielt. Herfra kan man slutte at området for moralske subjekter bør utvides med andre arter som også blir gjenstand for moralske kravrettigheter. Den australske filosofen Peter Singer har blitt kjent for sitt forsvar av en slik etikk ut fra en utilitaristisk tankegang. Han knytter moralsk status til evnen til å føle. En annen konklusjon er at antroposentrismen ikke kan ha form av en strikt spesiesisme. En videreføring av dette vil være gradualismen, som vi skal komme tilbake til.

En interessant variant av ikke-antroposentrisk teori finner man i den sk «dypøkologien» som bl a tidligere professor på Universitetet i Oslo Arne Næss, forbindes med. Man bør se bort fra betegnelsen på denne etikken som i seg selv er så verdiladet at det vanskeliggjør en rasjonell diskusjon. Dypøkologien prøver å overvinne kulturell variasjon og verdipluralisme ved å anta at man utfra forskjellige etiske grunnormer og verdier kan enes om et sett av grunnleggende dypøkologiske prinsipper som er en felles konsekvens av grunnantakelsene. De dypøkologiske prinsippene vil igjen være grunnlag for politiske normer og retningslinjer. Sammen med George Sessions har han formulert de dypøkologiske prinsippene i 8 punkter. Sentralt i disse punktene er antakelsen om at utfoldelse og velferd for alt menneskelig og ikke-menneskelig liv på Jorden har en verdi i seg selv, uavhengig av intrumentell verdi. Mennesker har ingen rett til å redusere naturens mangfold med mindre det gjelder tilfredsstillelse av vitale behov. Det er et åpent spørsmål hva som må regnes som vitale behov for mennesker. Det synes rimelig å tolke forfatterene dithen at dette begrep er ment å være historisk variabel, altså knyttet til konkrete livsomstendigheter og erfaringer. Det ligger imidlertid i dypøkologien at det vi per i dag oppfatter som vitale behov antakelig ikke er det, og at man derfor bør prøve å kvitte seg med mange av dem. Det følger altså intet absolutt forbud mot f eks å spise kjøtt, men det følger en kritisk holdning til kjøttkonsumet i moderne industrisamfunn.

Det er flere vanskeligheter knyttet til en slik dypøkologi. En av dem er antakelig at det dypøkologiske manifest neppe kan sies å ha grunnlag i alle relevante grunnholdninger til etikk og verdi-teori. En annen vanskelighet er at handlingsanvisningene som påstås følger av dem, neppe er entydige så lenge kriteriet for avgjørelser ved konflikt med menneskelige interesser («vitale livsinteresser») ikke er bestemt. Særlig påtrengede blir dette når grunnleggende menneskerettigheter kan tenkes å komme i konflikt med dypøkologiske

prinsipper, slik som f eks krav om nedgang i befolkningstallet veiet mot menneskers selvbestemmelsesrett.

Styrken ved dypøkologien ligger i dens kritiske holdning til dagens miljøødeleggelse og konsumsamfunn. Den viser en teoretisk mulighet for at mennesker via sin atferd kan leve i større harmoni med naturen. Denne styrken deler dypøkologien med andre konsepsjoner av mindre radikal eller «dyp» variant, som kommer til uttrykk f.eks i Verdenskommisjonen for miljø og utvikling.

Vi antydet ovenfor at antroposentrisme basert på arts-spesifikke egenskaper vanskelig lar seg forsvare filosofisk. Dette åpner imidlertid for en hierarkisk oppbygget gradualisme, som vi kort vil beskrive. En slik variant av miljø-etisk teori, slik som det har blitt fremsatt av bl a Kristin Shrader-Frechette (1994), anerkjenner iboende verdi som moralske objekter for økosystemer og økologiske prosesser. Tilskriving av en slik verdi er imidlertid ikke rent objektivt, men i siste instans alltid knyttet til menneskelige verdidommer. (For *mennesket* kan det å hugge ned et gammelt, «ærverdig» og fortsatt friskt tre fortone seg annerledes enn det å hugge ned et ungt tre.) Videre tar en slik etikk fortsatt et antroposentrisk utgangspunkt, i og med at graden av hensynet til iboende verdier følger rangeringer utfra menneskelig målestokk. Evnen til å føle smerte f.eks blir derfor en etisk relevant egenskap og grunnlag for differensierte holdninger. Dette gir grunnlag for å skille etisk mellom lavere og høyere arter, noe som ikke er mulig på rent vitenskapelig grunnlag. Som tredje ledd opererer en slik etikk med annen-ordens prinsipper som regulerer konflikter mellom menneskelige og ikke-menneskelige interesser. Et slikt prinsipp er at respekt for grunnleggende menneskerettigheter alltid kommer foran hensynet til iboende verdi i ikke-menneskelige systemer. Samtidig kan det fremgå at f eks muligheten for irreversible skader på økosystemet kommer foran andre rettigheter, som f.eks eiendomsrettigheter.

Diskusjonen viser at dagens miljødebatt har avlet en interessant meningsutveksling om antroposentrisme som grunnlag for vår etiske tenkning. Det er ikke mulig å ta stilling til denne debatten uten på en eller annen måte å gjøre seg avhengig av egne subjektive holdninger og oppfatninger. Man står overfor motstridende oppfatninger om hvorvidt et antroposentrisk grunnlag kan være tilstrekkelig for å sikre den etiske grunnholdning som trenges for å virkeliggjøre en bærekraftig utvikling. Det er imidlertid på det rene at et standpunkt som er gjennomreflektert, antroposentrisk, og som tar utgangspunkt i romskips-etikken, kan føre til etiske normer og prinsipper som krever radikal omtenkning på mange områder. Vi er fortsatt langt fra slike holdninger, både i politikken og i dagliglivet. I den grad disse holdninger vil egne seg som effektiv beskyttelse for naturens mangfold, vil en anvendelse av føre-var prinsippet kunne baseres på dem.

Hva som er etisk rett kan ikke bestemmes ved flertalssavgjørelser. Politikken derimot er i høyeste grad avhengig av å ha flertallet i befolkningen med seg. Føre-var prinsippet som politisk instrument vil derfor være avhengig av etiske grunnholdninger som har bred støtte i befolkningen. Det er grunn til å tro at mer radikale varianter av ikke-antroposentrisk tenkning vanskelig vil få fotfeste i dagens samfunn. Den politiske konsekvensen av dette er å basere politisk handling i forbindelse med føre-var prinsippet på en antroposentrisk orientert romskips-etikk som minimerer avstanden mellom etisk ideal og virkelighet. En slik anbefaling setter parentes rundt spørsmålet hva som er det etisk mest korrekte syn. Dette spørsmål kan antakelig besvares på et bedre grunnlag ettersom man får mer erfaring med den etiske nytenkning som en slik utvikling krever oss alle.

Konklusjon 4.4: Føre-var prinsippet er ikke nødvendigvis forpliktet til en ikke-antroposentrisk etikk. I den grad det ikke foreligger noen nødvendighet til å oppgi en slik antroposentrisk etikk, synes det heller ikke politisk riktig å gjøre det.

Usikkerhet, uvitenhet, og prosessrasjonalitet i etikken

Etikken har i liten grad beskjeftiget seg med usikkerhet i handlingsvalg forut for behandlingen av dette tema i moderne beslutningsteori. Men det å treffe ansvarlige handlingsvalg når usikkerhetene er store er antakelig det etisk mest sentrale aspekt ved føre-var prinsippet. Til tross for fravær av utførlige diskusjoner om dette tema innen etikken, er det noen beslektede og relevante problemstillinger som man bør være oppermerksom på. En kort drøfting av disse skal avslutte kapitlet om etikken.

Det finnes et begrep om «klandreverdig uvitenhet». Innen etisk teori har det ikke blitt utførlig behandlet, og det blir ikke tatt opp av slike sentrale skikkelser som Bentham eller Kant, selv om man finner relevante diskusjoner av dette fenomenet hos Aristoteles og Aquinas (i vår tid hos Philippa Foot og Elisabeth Anscombe). I nyere tid har filosofen Ian Hacking tatt opp dette begrepet igjen i forbindelse med risikoforskning (se Hacking, 1986; det følgende gjengir hans hovedtanker).

Begrepet «klandreverdig uvitenhet» fyller ulike funksjoner. For det første kan det brukes for å klandre en person som via sin handling har forårsaket en skade, uten å vite at en skade ville følge av denne handlingen. Poenget er at man mener at personen burde ha gjort forsøk på å finne ut om handlingen kunne føre til skader. Uvitenheten kan til og med være klanderverdig selv om ingen skade følger av handlingen, men at dette skyldes ren slump, og det kunne ha gått riktig ille. Det som er klandreverdig, er ikke at man var uvitende, men at man ikke gjorde noe med det.

For det andre kan begrepet fungere som et incentiv til videre undersøkelser. En person finner ut at uvitenheten om mulige konsekvenser er stor, og bestemmer seg derfor for å innhente bedre informasjon om hva som rimeligvis kan forventes av mulige skader. Personen erkjenner at det ville være klandreverdig å unnlate å skaffe bedre informasjon på forhånd.

For det tredje kan begrepet brukes som begrunnelse for å unnlate å handle på en bestemt måte. En person kan mene at det er umulig å skaffe mer informasjon om mulige skadelige konsekvenser av handlingen, og at det ville være klandreverdig å sette i gang med den påtenkte handlingen på et så dårlig informasjonsgrunnlag. Grunnen for å avstå fra handlingen er da at å handle under de gitte forutsetninger ville være klandreverdig uvitenhet. Hvis man klandrer denne personen moralsk er det fordi han på tross av dette og vel vitende om dette bestemmer seg for å handle.

Det er lett å gi illustrasjoner fra dagliglivet. En bilist som eier en gammel bil, og som selv mangler bilmekanisk kunnskap, vil gjøre seg skyldig i klandreverdig uvitenhet når bilen brukes til lange turer uten regelmessig sjekk ved et verksted, og når bilisten så en gang kjører på en annen person på grunn av bremsesvikt. Det ville også være klandreverdig om bilisten bruker bilen og ingen ulykke skjer. Den kunnskapen man har om at mekaniske feil lett kan oppstå etter mange års bruk, burde ha ført til at man forsikrer seg ved et verkstedssjekk om at bilen er i driftsikker stand før den brukes. Ikke å vite at bremsene var dårlige er i dette tilfelle ingen unnskyldning for det som har skjedd eller kunne ha skjedd. Vi sitter inne med noen generelle, universelle kunnskaper som tilsier at slike skader lett kan opptre i gamle biler. Vi kan aldri være helt sikre på at vi har utelukket alle mulige årsaker til bekymring. Det kan for eksempel hende at vi i utgangspunktet har grunn til å stole på verkstedet, men at verkstedet i dette tilfellet har gjort en dårlig jobb. I så fall er vår uvitenhet ikke klandreverdig

lenger. Dette skyldes at det her dreier seg om partikulære forhold som vi aldri kan ha kontroll over.

Skillet mellom det universelle - kunnskap om naturlovmessigheter og det partikulære - tilfeldige og irregulære enkelthendelser - er ikke lett å anvende i alle konkrete enkelttilfelle. Hovedtanken er imidlertid at vår kunnskap om universelle forhold skal veilede oss slik at vi innser at vi er uvitende om viktige sider av en sak som kan få alvorlige konsekvenser. F eks: Ny teknologi medfører som regel (utilsiktete) bivirkninger. Mennesker som skal betjene en vanskelig teknologi, gjerne begår flere feil når de først har gjort én feil. Ut fra vår generelle kunnskap om det universelle kan vi så enten rette vår informasjonsinnhenting i spesielle baner, eller velge å avstå fra handlingen under disse omstendighetene. I den grad vi har skaffet oss denne informasjon, men informasjonen viser seg inadekvat på grunn av forhold som ikke lar seg forutse, kan vi ikke klandres for konsekvensen av vår handling.

Det er viktig å understreke at forhold som ikke lar seg forutse ikke er ensbetydende med forhold som er statistisk sett sjeldne. Vi kan ha generell kunnskap om at visse forhold inntreffer med en viss regelmessighet, om enn sjeldent. I så fall bør vi ta slike forhold i betraktning. Byggingsmessige sikkerhetstiltak i jordskjelvutsatte områder er et eksempel på dette. Andre forhold derimot har ingen naturlig hendelsesfrekvens. Vi kan ikke klandres for å ha oversett slike forhold.

Det er umiddelbart klart at begrepet om klandreverdig uvitenhet er relevant for en etisk vurdering av føre-var prinsippet. Føre-var prinsippet understreker at (moralsk) grunnlag for handling i forhold til miljø ikke bare er det vi med rimelig sikkerhet vet noe om, men også det som vi fortsatt er uvitende om eller usikker på, når faren for skade er tilstede. Om vi overfører dette til konkrete handlingsvalg i miljøpolitikken, betyr det at det foreligger et positivt ansvar for informasjonsinnhenting også om graden av vår uvitenhet. Dette ansvar hviler uten

tvil på forskningen. Slik informasjonsinnhenting overskrider vanlig praksis innen miljøforskning. Der er man vant til å gi informasjon om visse sannsynlige årsaksforhold og gjensidige avhengigheter. Det som er mindre vanlig er å gi informasjon om hvorvidt man kan ha oversett andre relevante mulige avhengigheter og årsaker. Usikkerhetene og området for relevant uvitenhet forblir som regel usynlige. De som best kan belyse disse spørsmål, er forskerne. Når vår miljøpolitikk skal følge føre-var prinsippet, og skal unngå å handle ut fra klandreverdig uvitenhet, er det et klart ansvar for forskningen å bidra til at så ikke skjer. I kapittel 6 skal vi forfølge dette videre.

Avslutningsvis vil vi legge til noen kommentarer om usikre utfall av en handling versus prosessen frem til handlingsvalget. Det er klart at selv med de beste metoder og de bredeste forhåndsevalueringer av mulige utfall av våre handlinger, vil vi aldri kunne unngå at vi tar alvorlig feil eller overser de mest relevante aspektene. Det er da skadens natur som avgjør alvorlighetsgraden, uansett hvordan man kom frem til de handlinger som forårsaket skaden. Samtidig er våre moralske vurderinger, som vi har sett, også til en viss grad tilbakeskuende. For å rette anklager om moralsk eller annen svikt mot noen, ser vi tilbake på hvordan det ble til at skaden kunne inntreffe, vi søker å plassere ansvar. Klandreverdig uvitenhet er et eksempel på dette. La oss anta at en skade inntreffer, og at man på det relevante tidspunkt for handlingsvalget har innhentet den beste vitenskapelige kunnskapen som kunne skaffes. Informasjonen man fikk inneholdt faktisk en vurdering hvorvidt nettopp en slik skade kunne skje. Det ekspertene sammen med beslutningstakerne gjorde var imidlertid at man anså at sannsynligheten for denne skaden var såpass liten at den kunne neglisjeres og at den ikke burde være veiledende for de aktuelle handlingsvalg. Samtidig fant man ut at usikkerhetene for en slik estimering var relativ store, f eks fordi de faktisk utførte studiene skjedde under stort tidspress, fordi overførbarheten av modellberegningene ikke kunne testes, eller fordi innhenting av bedre data ble ansett å

være for kostbar. Hvilke konsekvenser ville dette få for vår moralske (om ikke juridiske) vurdering av ansvarsplassering? Skulle ekspertene og beslutningstakerne frifinnes for ansvaret, eller ville vi føle at de handlet på et utilstrekkelig grunnlag?

For å svare på et slikt spørsmål må vi forholde oss, ikke til den faktiske kunnskapen som forelå den gang, men til de vurderingene som ble gjort i forhold til den. En slik vurdering er hvorvidt en slik lav sannsynlighet er lav nok til å kunne neglisjeres i beslutningen. En annen vurdering er hvorvidt aktuelle begrensninger som tidsfrister eller økonomiske rammer for disse studiene utgjør en rimelig ramme gitt de potensielle skadene. Hvem er skikket til å foreta en slik vurdering?

Ekspertene og beslutningstakerne har en opplagt kompetanse til å reise disse spørsmål og til å komme med relevante innspill. Deres vurderinger vil være skjønnsmessige og basert på tidligere erfaringer. Samtidig er de som regel i en slik situasjon at de selv sjelden vil bli rammet av konsekvensene av deres egne vurderinger i den angjeldende sak. Det er rimelig å mene at de som potensielt kan bli rammet, de berørte partene, ikke nødvendigvis vil ha identiske vurderinger med ekspertene eller beslutningstakerne. Det at de selv kan bli utsatt for eventuelle feiltakelser, kan medføre at de stiller høyere krav til kvaliteten av den foreliggende informasjon, eller at de legger terskelen for neglisjerbare risikofaktorer lavere. (Dette er bl a bakgrunn for komitéens forslag i kapittel 7.) De kan dermed i ettertid føle at deres interesser ikke ble tilstrekkelig ivaretatt i de vurderinger som faktisk ble foretatt. Således kan de føle at det er grunn til å rette (moralske) anklager mot de ansvarlige på grunn av den skaden som har oppstått og på grunn av de vurderinger som lå til grunn for de forutgående beslutninger.

Det er rimelig å mene at en slik anklage er etisk berretiget, nettopp med tanke på det vi sa ovenfor om klandreverdig uvitenhet. Men i dette tilfelle dreier det seg ikke om mangel på informasjon, men om vurderinger foretatt i forbindelse

med den. Her har beslutningstakere neglisjert å ta med andre vurderinger enn sine egne, selv om det er *prima facie* god grunn til å mene at vurderinger fra berørte parter kunne falle ut annerledes enn ekspertenes og beslutningstakernes egne vurderinger. Moralsk relevant blir da ikke bare vurderinger som kommer i forhold til en foreliggende forskningsrapport (f eks under en høring), men også de vurderinger som foretas underveis når utredningsarbeidet planlegges og utføres. I slike vurderinger ligger allerede implisitt vurderinger av alvorlighetsgraden av de potensielle skader veiet opp mot (materielle og immaterielle) kostnader knyttet til informasjonsinnhenting.

Når berørte parter har moralsk grunn til å rette anklager mot de ansvarlige er det fordi prosessen frem til beslutningen ikke har vært tilfredsstillende. Det foreligger ingen garanti for at skaden kunne vært unngått dersom deres vurderinger hadde blitt hørt. Det etiske relevante poeng i dette eksempel er at moralsk vurdering ikke er begrenset til de faktiske konsekvensene av en handling, men har like mye å gjøre med om prosessen frem til beslutningen har vært tilfredsstillende og rettferdig («fair / due process»). Det følger av dette en *prima facie* antakelse om at berørte parter bør spille en rolle i beslutningsprosesser vedrørende miljøspørsmål, dersom disse beslutninger skal være etisk forsvarlige.

Føre-var prinsippet legger opp til vurderinger og avveininger knyttet til en aktuell kunnskapssituasjon. Med de drøftinger vi foretok ovenfor følger, det at føre-var prinsippet ut fra etiske vurderinger dermed synes forpliktet til beslutningsprosesser der berørte parter, lekfolk, samt relevant motekspertise blir inkludert fra starten av.

Konklusjon 4.5: Det etiske grunnlaget for føre-var prinsippet og ansvars-tilskrivelse relaterer seg til et begrep om klandreverdig uvitenhet, og medfører en positiv forpliktelse til adekvat kunnskapsinnhenting og kompetanseoppbygging.

Konklusjon 4.6: Føre-var prinsippet medfører en etisk forpliktelse til å sørge for adekvate og rettferdige beslutningsprosesser der berørte parter og andre lekfolk involveres tidlig i prosessen.

Dette kapitlet har tatt opp forbindelsen mellom føre-var prinsippet og etisk tenkning. Vi har kunnet påpeke enkelte sammenhenger som vi ser som sentrale for vår videre diskusjon, uten at vi kan gjøre krav på en virkelig uttømmende diskusjon. Men i de seks konklusjoner som vi formulerte mener vi å finne viktige elementer for en klargjøring av føre-var prinsippet. Det er viktig å se det etiske fundamentet føre-var prinsippet hviler på.

* * * * *

KAPITTEL 5:

FØRE-VAR PRINSIPPET, BESLUTNINGSTEORI, OG ANDRE FORUTSETNINGER FOR BÆREKRAFTIG UTVIKLING

Føre-var prinsippet inngår som et av de vesentligste elementer i det som skal utgjøre en bærekraftig utvikling. Det kan faktisk være diskutabelt hvilke andre prinsipper begrepet «bærekraft» impliserer. I dette kapitlet skal vi ta for oss noen sentrale prinsipper og begreper som settes i nær forbindelse med bærekraftig utvikling og føre-var prinsippet. Vi vil kort belyse hvilket forhold de enkelte prinsipper kan tenkes å ha til føre-var prinsippet, og hvilken rolle føre-var prinsippet spiller i politisk sammenheng. Dette er spesielt relevant med tanke på at politiske prioriteringer synes underlagt skiftende vektlegginger og vurderinger, uten at det alltid fremkommer hvor langt slike forandringer er basert på argumentasjon eller refleksjon. Således fungerer føre-var prinsippet f eks i St.melding nr. 64 om oppfølgingen av Nordsjødeklarasjonen som et sentralt og *overordnet* prinsipp. I NOU 1995:4 «Virkemidler i miljøpolitikken» derimot, blir føre-var prinsippet *sidestilt* med fem andre prinsipper, nemlig:

(i) prinsippet om naturens tålegrenser

(ii) prinsippet om at forurenseren betaler («Polluter pays»)

(iii) Vugge-til-grav prinsippet («Life-cycle-analysis»)

(iv) Prinsippet om best tilgjengelig teknologi («best available technology», BAT)

(v) Prinsippet om kostnadseffektivitet.

Man må spørre seg: Er det riktig at føre-var prinsippet ikke lenger skal fungere som overordnet prinsipp? Hvilke argumenter og avveininger ligger i så fall til grunn for nedprioriteringen? Hvem har truffet slike beslutninger? Er dette juridisk og politisk i tråd med de internasjonale avtaler Norge har inngått med

andre land (slik som Nordsjøavtalen, Rio-deklarasjonen, Agenda 21 og EØS-avtalen)? Om prinsippet er sidestilt med andre prinsipper, tenker man seg da disse prinsippene som supplerende prinsipper eller alternative prinsipper? Kan i det hele tatt føre-var prinsippet forenes med disse andre prinsippene?

NENT mener at slike spørsmål er tillagt for liten vekt i dag, både innen forskningsmiljøene og hos de politiske myndigheter. Samtidig er enkelte av de aktuelle prinsipper, fremfor alt føre-var prinsippet selv, fortsatt såpass programmatiske og vage at deres tolkning tillater svært ulike innfallsvinkler og innhold. Dette er imidlertid ingen unnskyldning for ikke å følge opp med detaljerte konseptuelle analyser, og skape større koherens.

NENT har hverken de nødvendige ressurser eller den faglige kompetansen til å gjennomføre en slik oppryddingsprosess selv. I og med at enkelte av disse prinsipper først og fremst tilhører den økonomisk-politiske arena, faller dette arbeidet heller ikke inn under NENTs mandat. På den annen side finnes det allerede viktige forberedende arbeider i den internasjonale litteratur som man kan nyttiggjøre seg. Og når føre-var prinsippet både har klare etiske begrunnelser og i høyeste grad angår den forskning som legger premisser for miljøpolitikk, er det rimelig å se disse tingene i sammenheng.

I det følgende skal vi derfor gi en oversikt over de ulike prinsipper og hvordan disse prinsipper forholder seg til føre-var prinsippet.

Fire prinsipper for bærekraftig utvikling

Rio-deklarasjonen og Agenda 21 inneholder en rekke sentrale prinsipper som skal fungere retningsgivende for nasjonal og internasjonal miljø- og utviklingspolitikk. En rekke av disse prinsipper har en historie som er noe lengre enn Rio-møtet selv, og de er også nedfelt i andre internasjonale avtaler. Delvis finner man dem f eks innen OECD eller EU, men også innen ulike nasjonale lov-

og regelverk. Kombinasjonen av de følgende fire prinsipper er imidlertid sentrale i forbindelse med spørsmålet om bærekraftig utvikling:

- Forurenseren-betaler prinsippet («Polluter-Pays»)
- Brukeren-betaler prinsippet el. miljøriktig prising («User-Pays» el. «resource pricing»)
- Subsidiaritetsprinsippet («Subsidiarity Principle»)
- Føre-var prinsippet («Precautionary Principle»)

En nyttig artikkelsamling, utgitt i samarbeid med FN, som drøfter sammenhengen mellom disse prinsippene finner man f eks i *Fair Principles For Sustainable Development*, utgitt av Edward Dommen (1993).

Prinsippet om at forurenseren betaler er det eldste av disse prinsippene. Det går ut på å la forurenseren overta de fulle kostnader med å unngå og bekjempe forurensning. Kostnadene for slike tiltak må altså nedfelle seg i kostnader for goder og ytelser. Ut fra den generelle miljø-interessen knyttet til prinsippet kan det tenkes at forurenseren, f eks et firma, vil legge disse kostnadene på toppen av kostnadene for produktet, og la brukeren betale, eller produsenten dekker dem av egne ressurser. Et viktig formål med prinsippet er å stimulere til utviklingen av nye og renere teknologier. Når gammel teknologi blir dyr, muligens ikke konkurransedyktig lengre, og gir lite rom for gevinst, vil det lønne seg å investere i utvikling av teknologi som reduserer forurensnings-kostnadene. Resultatet vil forhåpentlig bli at miljøet er i en akseptabel tilstand. Samtidig vil dette prinsippet alene ikke kunne sikre at miljøtilstanden er optimal. Lovgivning som regulerer det juridiske og økonomiske ansvaret for miljøskader, slik som lekkasjer fra anlegg, er bare en del av dette prinsippet. Ideelt sett må alle miljøbelastninger omlegges til konkrete kostnader. I praksis er det imidlertid vanskelig å fastslå hvilken andel en enhet har i forhold til ulike miljøbelastninger.

Dette gjelder f eks multi-kausale interaksjoner mellom forurensningskilder, eller ikke-lineære skadevirkninger. Slikt gjør det i praksis vanskelig å prise alt utslipp fra anlegg adekvat. Enda vanskeligere blir det med utslipp og prosesser hvis skadevirkning overhodet ikke er gitt, f eks fordi de ligger langt inn i fremtiden (lagring av atomavfall) eller fordi vi ikke vet om de har positive eller negative virkninger. Her kommer føre-var prinsippet inn. Det er via anvendelse av føre-var prinsippet at antatte miljøkostnader kan legges over på forurenseren.

En videreutvikling av Forurenseren-betaler prinsippet er (for-)brukeren-betaler prinsippet. I begrepet «forurenseren» ligger allerede ikke bare visse negative assosiasjoner om en moralsk tvilsom aktivitet og aktør, men også en vurdering om en årsak-skade sammenheng. Mens de fysiske (kjemiske, biologiske) naturprosesser kan utvise årsak-virkningssammenhenger, kan de ikke konkretisere omfanget av skader. Dermed må vi først knytte en verdi til en ressurs for at prinsippet om at forurenseren-betaler kan anvendes. Når verdier skal omsettes til økonomiske verdier, er man avhengig av etterspørsel og konkurranse.

For naturressursene er dette imidlertid et resultat av bruksmåter og interesser. Ta luft som eksempel. Ren luft kan bli en verdi f eks i forhold til bosetting og helseskader. Samtidig kan luft også fungere som medium for stillhet eller som formidler av støy. Først ved de ulike konkurrerende bruksinteresser får ressursen en verdi. Om en støykilde, f eks en fabrikk, belaster f eks et sanatorium i nærheten med støy, kan konkurrerende interesser og støyskader oppstå. Men det er først den samtidige tilstedeværelse av begge enheter, som kan forårsake slike skader. De sosiale kostnadene skriver seg fra både kilden og mottakeren på symmetrisk måte. Spørsmålet er hva som er den mest verdifulle bruken av luft her, og det er igjen avhengig av en rekke kontekstuelle faktorer. Mens prinsippet om at forurenseren-betaler vil belaste støykilden - fabrikken-, kan prinsippet om at brukeren betaler (f eks når fabrikken var lokalisert der fra

før av) pålegge brukeren - altså sanatoriet - kostnadene. Begge prinsipper vil kunne føre til at en ressurs brukes på en måte som verdsettes mest. Men når f eks forurenseren er for fattig til å dekke miljøkostnadene, vil man ikke kunne anvende forurenseren-betaler prinsippet; derimot vil man med samme effekt kunne anvende brukeren-betaler prinsippet som legger kostnadene på den part som er rikere. Begge prinsipper resulterer i tilsvarende løsninger. Det første kan oppfattes som spesialtilfelle av det siste. (Dette er en anvendelse av *Coase Teorem*, Coase 1960, jf også Bonus, i Dommen 1993.) Prinsippet er spesielt relevant i forhold til konkurrerende interesser knyttet til ressurser mellom rike og fattige land.

Subsidiaritetsprinsippet er velkjent f eks fra EUs Maastrichtavtale. Det går i korthet ut på at politiske beslutninger skal fattes på det lavest mulige beslutningsnivå, dersom problemet ikke nødvendiggjør samarbeid på høyere nivå. Det ligger en demokratiforståelse bak som understreker nærhet til borgeren i alle felles anliggender. I en vid forstand kan dette oppfattes som et prinsipp som fastlegger det geografiske området der en beslutning skal fattes. Det kan derfor føre til at ulike områder spesifiserer samme miljømål ved ulike reguleringer og normer. Det ligger imidlertid i forlengelsen av prinsippet at beslutninger om viktige miljømessige anliggender bør baseres på bred deltakelse fra berørte parter og befolkningen generelt. Uttrykk for interesser og verdier bør derved ikke alene overlates etablerte institusjoner og interessegrupper, men bør ha en bred basis i samfunnet. Prinsippet er derfor i utgangspunktet et veiledende prinsipp i den politiske beslutningsprosess. Samtidig er det nært knyttet til de foregående to prinsippene ved at fastsettelsen av verdien av godene og sk Pareto-optima impliserer en politisk prosess. Den må oppfattes som basert på bred deltakelse for å synliggjøre andre verdier/kostnader enn rene markedspriser, og for å prioritere adekvat. Det er også i visse tilfelle tenkelig at beslutninger overføres fra det

politiske rom til rene markedsmekanismer, i tiltro til at forbrukeradferd reflekterer best deres sanne preferanser.

Både prinsippet om at forbrukeren-betaler og prinsippet om at forurenseren-betaler er nært knyttet til økonomiske virkemidler. Subsidiaritetsprinsippet kan også knyttes til økonomiske virkemidler. Alle disse tre prinsippene kan alternativt eller i tillegg knyttes til regulerende tiltak eller lover. De har derved en umiddelbar politisk relevans. Føre-var prinsippet derimot kan ikke bare knyttes til økonomiske virkemidler. Det ligger i forutsetningene til prinsippet at en anvendelse av prinsippet først blir relevant når det foreligger et (økonomisk) incentiv knyttet til en praksis som ikke her og nå forårsaker eller sannsynliggjør et kontra-incentiv, dvs en skade som må dekkes. En implementering av føre-var prinsippet forutsetter derfor en politisk prosess ved regulering og lovendring. Den forutsetter også at industri og næringsliv ikke bare er avventende overfor politikk og lovregulering, men tenker fremover på eget initiativ. Uten slik oppfølging kan føre-var prinsippet ikke effektivt hindre praksisformer som senere kan forårsake store miljø- eller helseskader. Føre-var prinsippet skiller seg derved ut fra de andre tre sentrale prinsippene for en bærekraftig utvikling.

Det bør bemerkes at det ikke følger av dette at den politiske dimensjonen er den eneste relevante eller avgjørende dimensjonen i føre-var prinsippet, og at ansvarsplassering ligger hos myndighetene alene. NENT ønsker nettopp i denne rapporten å understreke at det knytter seg andre dimensjoner til prinsippet, som berører både andre aktører og ansvarsområder (særlig vitenskap), og andre virkemidler. Det er f eks umiddelbart klart at når man forlater nasjonalstatlig myndighet og snakker om internasjonalt samarbeid i miljøspørsmål med utgangspunkt i føre-var prinsippet, må drivkraften bak dette til syvende og sist være det moralske ansvar som regjeringene føler for felles beste og velferd. Det ansvaret kan riktignok i de respektive samfunn sammenfattes som et politisk mandat, men

er ikke underlagt felles lovverk eller regulering. Generelt kan man derfor si at føre-var prinsippet også må regne med moralske aktører. Videre er det klart at kriteriene for når føre-var prinsippet bør komme til anvendelse, ikke genereres innenfor de statlige eller politiske institusjoner alene. Det er her vitenskap spiller en viktig rolle som ansvarlig premissleverandør og som kilde for fremtidsrettete handlingsmuligheter.

Konklusjon 5.1: I motsetning til andre sentrale prinsipper for en bærekraftig utvikling kan føre-var prinsippet ikke primært knyttes til økonomiske virkemidler. Det er basert på at nødvendige nasjonale og internasjonale tiltak treffes ved regulering eller lovendring. Internasjonalt er det basert på at det inngås gjensidig bindende avtaleverk, selv om deres konkrete gjennomføring nasjonalt kan variere fra land til land i tråd med subsidiaritetsprinsippet.

Konklusjon 5.2: Via subsidiaritetsprinsippet legges forholdene til rette for politiske beslutningsprosesser som er basert på bred folkelig deltakelse. Slike prosesser kan være særlig relevante når det gjelder å få grep på adekvat vektlegging av miljømessige goder som bør beskyttes med en føre-var strategi.

Minimax eller no-regret eller vent-og-se eller føre-var?

Innenfor økonomisk beslutningsteori, nærmere bestemt nytteteorien hhv «expected utility theory», skiller man mellom ulike strategier for å treffe beslutninger som involverer risiko. Vi har i denne rapporten karakterisert risiko som forventet mulig skade i et «spill», uavhengig av om vi kan estimere den kvantitative sannsynligheten for skaden, eller om vi er genuint uvitende om sannsynligheten. Vi har valgt å se på risiko, usikkerhet, uvitenhet, og ubestemthet

som varianter av en og samme type praktiske problem i forhold til miljø-beslutninger.

En viktig skoleretning opererer med et grunnleggende skille mellom beslutninger der man kan angi sannsynligheter for de forventede utfall, og beslutninger der man kjenner mulige utfall, dvs mulige naturtilstander, men uten å kunne estimere deres sannsynlighet. I det første tilfelle vil et rasjonelt valg fremkomme som resultat av summen av produktet av sannsynlighet og verdi av de mulige utfall for hvert handlingsvalg. Det som blir maksimumssummen er det mest rasjonelle valg, dersom ikke etiske normer påbyr eller forbyr enkelte valg. I forhold til aktuelle miljøspørsmål er disse forutsetningene imidlertid vanskelige å oppfylle.

Det andre tilfellet omhandler situasjoner der sannsynlighetene ikke kan anslås. Et viktig prinsipp som har vært foreslått for et rasjonelt valg, er det sk Minimax-prinsippet (dvs minimering av det maksimale tapet). Alternativt, om man er mer innstilt på risiko, det sk Maximin prinsippet (maksimere den minimale gevinst). Intuisjonen bak Minimax-prinsippet er at man vil unngå handlingsvalg som kan føre til omfattende og uopprettelige katastrofer. Man antar at en risiko-aversjon er fornuftig i de situasjoner der vi kan tape mye eller alt og er uvitende om sannsynlighet, og man satser på en relativ sikker vei. Enkelte har tolket føre-var prinsippet som en direkte oversettelse av Minimax-prinsippet. Fordelen med dette prinsippet er at det synes å være i overenstemmelse med folks faktiske prioriteringer. Man har funnet at folk flest legger større vekt på situasjoner med lav sannsynlighet for store skader enn vanlig nytteteori ville implisere. Slike situasjoner synes derved underlagt kvalitativt andre prinsipper, slik som Minimax. Innvendingen mot denne strategien er at den vil føre til handlingslammelse i nesten alle praktiske situasjoner. I praksis kan vi aldri med sikkerhet utelukke at en handling kan medføre katastrofale konsekvenser, særlig indirekte konsekvenser langt inn i fremtiden. Ideelt sett forutsetter dette en oversikt over

alle mulige kausalsammenhenger. Dette gjelder da selvfølgelig også tiltak for å beskytte naturen. Minimax strategien vil tilstrebe et nullrisiko samfunn (i alle fall i forhold til teknologiske risiki), i det vi ikke kan utelukke at våre handlinger alltid har et potensiale av muligens høyst usannsynlige, men relativt katastrofale konsekvenser. Gitt at naturen godt kan være kaotisk, og at enkelte små handlinger kan være utløser for mye større konsekvenser i multi-kausale sammenhenger, vil man tendere mot å avstå fra de fleste intervensjoner.

Et nullrisiko samfunn er imidlertid en illusjon. De praktiske problemer vi står overfor er ikke hvordan vi kan komme ned til nullrisiko, men hvordan vi kan redusere den konkrete risikoen etter en grundig avveining av alternativene og kostnadene.

Derfor legger en annen skoleretning, den sk Bayesianisme eller læren om subjektive sannsynligheter, vekt på alltid å operere med sannsynligheter som i utgangspunktet, når vi ikke vet noe, er basert på subjektive og vilkårlige anslag (f eks p=0.5) og som så justeres opp og ned i tråd med de data vi får etterhvert. Matematisk vil denne prosessen konvergere mot beslutninger under risiko (der vi kan anslå reelle sannsynligheter). Det er imidlertid en intens debatt i fagmiljøet om adekvatheten av Bayesianisme. NENT vil ikke ta stilling til denne debatten, men begrense seg til å påpeke at den har relevans for implementeringen av føre-var prinsippet.

Man kan foreta pragmatiske justeringer av Minimax-prinsippet slik at det bare anvendes i situasjoner der man har et realistisk vitenskapelig basert skadescenario med irreversible skader. Her opererer man ikke lengre med fullstendig uvitenhet, men minst ett mulig hendelsesforløp med et stort tap kan begrunnes vitenskapelig, selv om det er umulig å angi noen kvantitativ verdi. Dette er en skjønnsmessig forenkling av beslutningssituasjonen. En tilsvarende situasjon vil man kunne få i de tilfelle der sannsynligheten nok kan anslås med en rimelig grad av sikkerhet, men vektlegging av utfallet er usikker, dvs der det er

umulig å angi hva som er et akseptabelt risikonivå. I så fall svarer føre-var prinsippet til Minimax strategien (man får et sk «forsikringsspill»). Dette kan imidlertid forandre seg fort når effektiviteten av tiltak under føre-var prinsippet i seg selv er usikker (man får et sk «lotterispill»). Her blir nemlig det verst tenkelige utfall det at irreversible skader opptrer uansett, og man har foretatt store unyttige investeringer for å motarbeide dem.

Når man står overfor situasjoner der effektiviteten av mottiltak selv er usikker, samtidig som den mulige skadens sannsynlighet er meget usikker, synes det derfor ikke alltid opplagt at alle midler må settes inn med en gang for å motarbeide den presumptive skaden. Den sk vent-og-se strategien kan derfor virke som det beste alternativ. Man satser på å samle nok informasjon etterhvert til å forbedre beslutningssituasjonen senere. Denne strategien oppfattes ofte som mer fleksibel og mer økonomisk fordelaktig. Spørsmålet er hvor lenge man kan vente før det er for sent og for kostbart med event. nødvendige mottiltak. Man får det sk «optimale stoppeproblem»: når er det riktig å skifte fra avventing til konkrete forebyggende mottiltak? Samtidig er det klart at vent-og-se strategien uten tydelig definerte milepæler der strategien vurderes, neppe kan regnes som en føre-var strategi. Man risikerer å nøle inntil det er for sent for effektive mottiltak. Vent-og-se er i grunnen den strategi miljøpolitikken har fulgt også forut for føre-var prinsippet. Tiden for tiltak var da bestemt ut fra rimelig sikker kunnskap om skader og mottiltak. Sagt med juridiske termer kan man beskrive en vent-og-se strategi som en strategi som tenderer mot å legge bevisbyrden på påstander om mulige skader fremfor på påstander om ufarlighet av en praksis.

En variant (i nytteteoretisk forstand) av vent-og-se strategien er den sk angre-strategien («no-regret policy» eller «minimax regret strategy»). Den kan samtidig oppfattes som en variant av føre-var prinsippet. Enkelt sagt går strategien ut på at man velger den strategien nå som man har grunn til å tro at kommende generasjoner har minst grunn til å angre, uansett hvordan verden

faktisk viser seg å bli. Denne strategien søker altså å minimere ens mulige anger over senere å måtte finne ut at man ikke har foretatt de optimale valgene tidligere. Man velger de tiltak nå som virker fornuftig å foreta seg ut fra at de kan være et (begrenset) mottiltak mot de presumptiv store skadene i fremtiden, men som også er fornuftig å foreta dersom verden likevel ikke blir så ille som man frykter. Den amerikanske regjeringen forfekter denne strategien (mot en ubetinget føre-var politikk) f eks i forhold til klimaproblemet. Billedlig sagt er den en «all-slags-vær» strategi. Samtidig er heller ikke denne strategien fri for stoppeproblemet. Når man har foretatt alle tiltak som er fornuftige ut fra andre hensyn også, og når man fortsatt har usikkerhet om det problematiske utfallet, vil man måtte foreta et valg om å intensivere tiltakene eller avstå fra dem. I forhold til klimaproblemet kan stoppeproblemet melde seg forholdsvis fort. Man kan fort komme til et «point of no return», der man enten må handle radikalt og med store omkostninger eller må risikere en katastrofe uten mulighet for mottiltak. Det er likevel mulig å tolke angre-strategien som et første ledd i en føre-var politikk.

Konklusjon 5.3: En enkel anvendelse av det beslutningsteoretiske Minimax-prinsippet egner seg ikke som utgangspunkt for føre-var prinsippet med mindre det foretas skjønnsmessige pragmatiske idealiseringer slik at urimelige konsekvenser unngåes. Et nullrisiko samfunn er en umulig utopi.

Konklusjon 5.4: En angre-strategi kan sees på som et første ledd i en føre-var strategi dersom den forstås slik at man må forandre strategien på et nærmere angitt tidspunkt der det ikke er for sent til effektive føre-var tiltak.

Naturens tålegrenser

Da menneskelige aktiviteter alltid i en eller annen forstand belaster miljøet, og i tillegg er midlertidig eller varig skadelige med hensyn til visse forhold, er det en besnærende tanke å anta at miljøpolitikk ikke kan basere seg på å forhindre miljøbelastninger. Antakelser om at det kommer an på hvor mye naturen kan belastes uten langvarige og uakseptable omkostninger, kommer inn her. Det er utfra en slik tankegang at begrepet *tålegrense* (som «assimilative capacity» eller senere «environmental capacity»; Cairns 1977) ble lansert på slutten av 1970-tallet. Begrepet har først og fremst blitt anvendt på utslipp av skadestoffer i et miljø, særlig havmiljøet. Det skal angi den evnen et økosystem har til å ta imot bestemte nivåer av utslipp uten at økosystemet forstyrres i sine vesentlige funksjonsmåter og uten at det oppstår betydelige biologiske skadevirkninger. Som sådan tenker man seg at begrepet refererer til en egenskap som økosystemet selv har («a property of the environment, defined as its ability to accommodate a particular activity, or rate of activity, without unacceptable impact» ; sitert etter Stebbing 1992).

Det baseres på tre premisser:

«1. A certain level of some contaminants may not produce any undesirable effect on the environment and its various uses:

2. Each environment has a finite capacity to accommodate some wastes without unacceptable consequences.

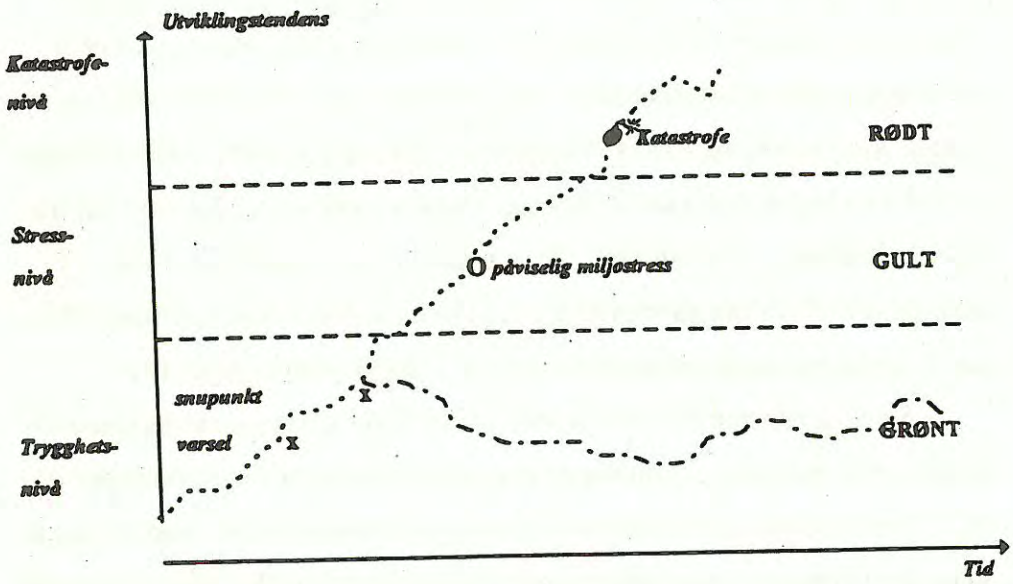
3. Such capacity can be quantified, apportioned to a certain activity, and utilised» (ibid. 289)

Professor Francis Sejersted sier følgende om begrepet:

«Begrepet 'tålegrense' ... er i utgangspunktet basert på en forestilling om mennesket som en potensiell trussel mot en natur i rimelig økologisk balanse. Med menneskets utnyttelse av naturen følger erosjoner, forurensninger osv. Man tenker seg imidlertid at naturen har et selvlegende potensial slik at den opp til et punkt kan avbøte skadene. Kommer man ut over dette punkt, overskrides gjen-opprettingsmekanismene slik at man får en kumulativ skadevirkning. Det er et slikt punkt vi gjerne forbinder med begrepet 'tålegrense'. Dette kan være et nyttig begrep, men det kan også virke tilslørende» (Effektstudien, 1992, 18). Litt lengre ut i bidraget legger Sejersted til følgende: «Ved fastsettelse av grenseverdier blir det vel så meget et spørsmål om hvilken grense som er kulturelt og sosialt akseptabel som om hva naturen eller helsen kan tåle. Det er kanskje mest fruktbart simpelthen å se på grenseverdien som et sosialt konsept» (ibid, 19).

Selv om tålegrenser i miljøpolitikk av og til blir nevnt som et supplerende hensyn, eller muligens spesifiserende hensyn i forhold til føre-var prinsippet, (jf NOU 1995:4, nevnt innledningsvis), virker det av mange grunner mest rimelig å tolke de to prinsipper som konkurrerende prinsipper. Mens tålegrenser knyttes til en dispersiv miljø-, avfalls- og utslippsforvaltning («dilute and disperse»), går føre-var prinsippet i retning av å unngå ikke-naturlig forekommende utslipp og tilpasning til naturlige nivåer for naturlig-forekommende stoffer, vitenskapelig usikkerhet tatt i betraktning (Esbjerg deklarasjon 1995). Denne motsetningen mellom de to prinsipper blir enda klarere når man ser på forutsetningen for begge tilnærminger. Føre-var prinsippet blir, som tidligere sagt, aktuelt som forvaltningsprinsipp når det foreligger en aktuell fare for irreversible eller signifikant store miljø- og helseskader uten at det foreligger tilstrekkelig vitenskapelig kunnskap til positivt å kunne forutsi disse skadene. Den dispersive tilnærmingen derimot, som belaster miljøet opptil visse verdier for antatte tålegrenser, forutsetter positiv kunnskap om disse tålegrensene, eller i alle fall kunnskap om når det skjer en kritisk miljøstress som varsler overskridelse av

tålegrensene. Dermed forutsetter denne tilnærming nettopp den type kunnskap som føre-var prinsippet i utgangspunktet anser som fraværende. Sigmund Hågvar har illustrert dette på følgende måte:



En forutsetning for en effektiv miljøforvaltning under et slikt prinsipp er adekvat miljøovervåking. At miljøovervåking foregår i stor stil er det ikke tvil om. Hågvar slår fast:

«...Vi må konstatere at få eller ingen av de nevnte utviklingstendensene er under kontroll. Det lengste vi er kommet er å rapportere årlig over hvordan situasjonen stadig forverrer seg. Vi *overvåker*. Og dette synes å berolige mange» (Hågvar, 1991, 61). Grunnen til at enkelte ikke synes dette er tilstrekkelig er at man ikke som neste konsekvens legger om utviklingen ved klart definerte snupunkter eller ved tilstrekkelig mange varselsignaler. Disse er som regel ikke gitt på forhånd, ei heller anvisninger om hvordan man skal reagere. Mer avslørende er det imidlertid at tålegrensene, dvs trygghets- og stressnivået under tålegrensen, i praksis ikke lar seg definere på vitenskapelig grunnlag. En studie om tålegrenser for forurensning fra aluminiumsproduksjon, utført i oppdrag av norsk aluminiumsindustri (Effektstudien, 1992, 1993), måtte slå fast at «såkalte tålegrenser er bevegelige mål» og at man «ikke vil komme frem til endelige og allmenngyldige svar gjennom naturvitenskapelige studier alene»; samt at spørsmålet om tålegrenser «også er et spørsmål om verdier» (1992,10-11). En bestemt type utslipp i et bestemt økosystem vil f eks medføre at liljekonvall ikke lengre vil forekomme naturlig i umiddelbar nærhet til et produksjonsanlegg. Den vil imidlertid fortsatt forekomme noen kilometer lengre unna. Er dette en akseptabel konsekvens? Akseptabel for hvem? For barna som vokser opp der, eller for styringsmakter i en annen by, eller for biene? Og hvilken økologisk sammenheng blir dette integrert i? Vet vi nok til å kunne utelukke indirekte skadevirkninger ved at andre organismer også vil forsvinne som følge av dette? Vitenskapen vil kunne bidra til å kartlegge enkelte årsaks-virkningssammenhenger, men som regel kun slike som er partielle og som knytter en enkel årsak til få virkninger, sjeldent multi-kausale sammenhenger. Men til og med under optimale forutsetninger gir den ingen målestokk for hva som er en belasting som er akseptabel. Tålegrense-begrepet er

derved, som Sejersted sier, et sosialt konstruert begrep om naturen, og ikke en egenskap ved naturen selv.

Problemet blir enda mer intrikat når man anerkjenner at også overvåking medfører grunnleggende vitenskapelige usikkerheter (se ovenfor, kap. 2). Hvilke usikkerhetsgrader vi skal kunne godta for overvåking, og hvilken praktisk gjennomførbar overvåking vi derved anser som tilstrekkelig for forvaltning og regulering, er viktige og relevante spørsmål. Jo mer man tar disse spørsmål alvorlig, jo mer presses man i retning av en føre-var strategi.

I praksis er usikkerheten i bestemmelsen av tålegrenser langt større enn her antydet. Den dispersive forvaltningsstrategien og tålegrensetenkningen er basert på at det finnes tilstrekkelig gode prediktive modeller og adekvate tester for toksiske effekter. Man antar gode tilnærminger til dose-respons relasjoner, inkludert lav dose - langtids respons relasjoner. Vi nevnte tidligere at disse antakelsene må betraktes som problematiske da usikkerhetsfaktorene er særdeles store.

Troen på tålegrenser som et nyttig og sentralt redskap i miljøpolitikk er basert på at man kan overvinne de eksisterende mangler på vitenskapelig kunnskap ved større vitenskapelig innsats. Denne troen er imidlertid vitenskapsteoretisk naiv. Den har forhåpninger om at den neste forbedring av de modellene som tas i bruk, vil overvinne modellenes essensielle svakheter. Man ser derved bort fra at de eksisterende modeller opprinnelig var motivert i akkurat samme målsetting - og feilet. På mange områder ser man derfor en rask utvikling av modeller og målings- og overvåkingsmetoder, uten at man har nådd et tilforlatelig grunnlag for vitenskapelig basert miljøpolitikk. Et eksempel kan være modeller for beregning av fiskebestanden i havet. Ut fra en pragmatisk beslutningssammenheng er derfor den historiske utviklingen, dvs tidligere suksesser og feil, en relevant vurderingsfaktor. Den gir en viss pekepinn på hvordan den eksisterende usikkerheten bør vurderes. Funtowicz og Ravetz har innarbeidet

slike hensyn i et konkret forslag til synliggjøring av vitenskapelig usikkerhet, det sk NUSAP skjema (1991). Selv om det aldri prinsipielt kan utelukkes at de virkelig gode miljømodellene ligger rett rundt hjørnet, og selv om utviklingen av forbedrede modeller er et viktig forskningsmål, er det mest fornuftig ikke å basere miljøpolitikk på slike forhåpninger.

Konsekvensen er at føre-var tenkningen representerer et viktig alternativ til slik tenkning basert på naturens tålegrenser. En videre konsekvens er at føre-var prinsippet legger opp til en annen type (post-normal) vitenskap. Flere forskere har påpekt dette som en nødvendig oppfølging av prinsippet (Taylor 1991, Peterman 1990, Peterman & M'Gonigle 1992, Harding & Fisher 1994, Buhl-Mortesne 1996, Hansson 1997, Wynne 1992, Wynne & Mayr 1993). Man nevner flere konkrete metodiske tiltak slik som unngåelse av statistiske type II feil og utvidete peer-review prosesser (se diskusjonen i kapittel 6). Taylor beskriver en slik tilnærming som bl a basert på holistiske teknologivurderinger der alle sider av kjemiske substanser står i fokus, ikke bare deres toksiske virkninger. I stikkord fanger han dette inn i en tabell:

	Dispersive Approach	Precautionary Approach
Relies on:	- predictive models	- technology assessment
	- toxicity tests	- chemical persistence
Assumes:	- acceptable detriment	- no easy acceptability
	- tolerable doses	- uncertainty of dose effects
	-ability to turn off «tap»	- unpredictable fate of substances
Implies:	- limited technology assessment	- major industrial & consumer changes

Andre understreker at vitenskap basert på føre-var tenkning under alle omstendigheter flytter fokus fra effektsiden i ytterkanten av en virksomhet («end-of-pipe research») til selve virksomheten og de prosesser den forutsetter («upstream»). Slik får man målsetningen om ren produksjon («clean technology»). Innsatsen for å finne nye løsninger for miljøskadelige virksomheter som vil eliminere alle skader av dimensjoner, kjennetegner føre-var tenkningen. Ren teknologi og produksjon er dermed en målsetning som virkeliggjør føre-var prinsippet. En forutsetning for dette er såkalte vugge-til-grav analyser der alle ledd i livsløpet til stoffer i en produksjonsprosess vurderes ut fra miljøhensyn. Dette inkluderer ressursbruk, produksjon, bruk, gjenbruk og utrangering etter bruk.

Dette må man nok oppfattessom et ideelt mål, men samtidig er det et mål med konkrete konsekvenser for forskning og politikk. Spørsmålet reiser seg om målet impliserer andre prinsipper for å oppnå delmål som ligger innenfor de til enhver tid mulige tiltak.

Vi vil her nevne to begreper som synes å ha denne delmål funksjonen. Det ene er ALARA-prinsippet, dvs prinsippet om å tilstrebe utslippsterskler som ligger så lavt som overhodet teknisk mulig innenfor de gitte økonomiske rammebetingelsene (utslipp «As-Low-As-Reasonably-Available = ALARA). En konsekvent anvendelse av dette prinsippet gir avkall på forestillingen om at utslippsnivåer kan holdes innenfor en objektiv tålegrense, og erstatter det med steg-for-steg tiltak mot stadig lavere utslipp. I tråd med dette ligger begrepet om den «beste-tilgjengelige-teknologi» («best available technology» = BAT). Dette er også et relativt begrep, som pålegger en forurensnings- og belastningskilde stadige teknologiske forbedringer for å presse utslippsnivået ned, f eks via forbedrede renselsesfiltrer, resirkulasjon, osv. BAT og ALARA er grunnlaget for det man nå kaller miljøteknologi. I land som Tyskland har dette blitt en sterk vekstindustri.

Konklusjon 5.5: Miljøforvaltning basert på naturens tålegrenser er ikke forenlig med føre-var prinsippet, men tilslører grunnleggende usikkerheter i vitenskapelig kunnskap.

Konklusjon 5.6: Føre-var prinsippet legger opp til annen bruk og annen type vitenskap enn den som vanligvis produseres innen anvendt miljøforskning. I forhold til teknologisk forskning impliserer føre-var prinsippet utviklingen av rene teknologier.

Konklusjon 5.7: Begreper som ALARA og BAT har en instrumentell pragmatisk verdi for situasjoner der man må nøye seg med steg-for-steg forbedringer for å nå større mål.

* * * * *

KAPITTEL 6:

FØRE-VAR PRINSIPPET OMSATT TIL NY PRAKSIS

Et resultat av de forutgående kapitlene er at føre-var prinsippet ikke kan operasjonaliseres i den forstand at det på forhånd finnes gitte faste prosedyrer som under entydige utgangsbetingelser skal tre i kraft. Man kan hverken forske seg frem til en føre-var strategi eller formalisere alle nødvendige og tilstrekkelige kriterier for å få et resultat som kan sies å følge føre-var tanken. Føre-var prinsippet er et normativt prinsipp som fungerer som andre normer i samfunnet, nemlig retningsgivende for vurderinger og tiltak som fremkommer som tolkninger av prinsippet. Vesentlig er at disse tolkningene alltid inkluderer både prosesser i naturen og samfunnsmessige-kulturelle forhold. For at det skal kunne fungere som normgivende, er det av overordnet betydning at det innrømmes en sentral plass både i nasjonal miljøpolitikk og i internasjonale miljøavtaler. En rekke andre prinsipper slik som prinsippet om naturens tålegrenser vil kunne svekke føre-var prinsippets betydning til en slik grad at det mister sitt spesielle positive innhold. Selv om føre-var prinsippet fungerer som en generell norm, forankret i politiske målsetninger, er det ikke uten konkrete konsekvenser. Disse konsekvenser angår ulike aktørers rolle i miljøpolitikk og -forvaltning, og de angår den informasjon som skal legges til grunn for beslutninger og tiltak. Vi vil nå se nærmere på disse konsekvensene.

Om føre-var prinsippet og scenarier for tiltaksvurdering

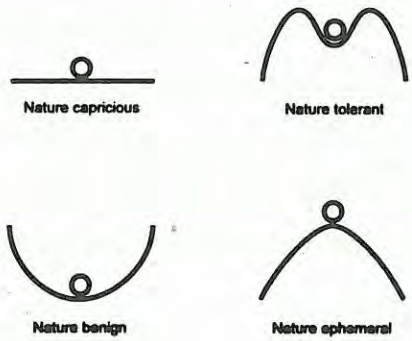
Vi så tidligere hvordan man kan argumentere for nokså ulike tiltaksstrategier for samme problemstilling ut fra føre-var prinsippet. Alle disse strategiene vil i den ene eller andre forstand kunne fungere som strategier for en

bærekraftig utvikling. Selv om overlapping mellom strategiene var mulig, går disse strategier i det minste for en tid i forskjellige retninger. Hva er så årsaken til dette? Vi vil her skissere en modell som forklarer og systematiserer vårt perspektiv. Modellen er vesentlig inspirert av studien «Sustained risks: a lasting phenomenon», Netherlands Scientific Council for Government Policy, Reports to the Government 44/1995.

I utgangspunktet finnes det mange forskjellige oppfatninger om to grunnleggende forhold: hvordan vi ser på naturen, og hvordan vi ser på samfunnet. Dette gjelder spesielt med hensyn på naturens og samfunnets evne til endring. Mange vil mene at naturen befinner seg i en skjør likevektstilstand som lett og plutselig kan slå over til en tilstand der vanlige funksjonsmåter, kretsløp, osv forstyrres irreversibelt og der livsbetingelsene ødelegges. Andre vil mene at naturen riktignok tilstreber likevekt, men at forstyrrelser absorberes fort og naturen finner tilbake til likevekten. Atter andre kan mene at naturen har et vidt spektrum av mulige tilstander den kan befinne seg i, og at likevekt blir et relativt begrep i forhold til spesielle arters interesser. Naturen kan frembringe et mangfold av former der helt andre organismer finner nye likevektstilstander. Endelig møter man oppfatningen om at naturen har en viss toleranse overfor forstyrrelser, slik at disse må vedvare lenge og være relativt store før likevektstilstanden forlates. Dette er deskriptive oppfatninger som følgelig er sanne eller usanne. Poenget er at ingen vet hvilken oppfatning som er sann eller ikke. Antakelig er de såpass prinsipielle at man må spørre seg om man noen gang vil kunne gi en vitenskapelig begrunnelse for den ene eller andre oppfatning.

Tilsvarende oppfatninger kan man ha i forhold til samfunnets og menneskets tilpasningsevne til endring av vesentlige forhold i den sosiale strukturen eller i de naturlige forhold. På samme måte som med naturen kan man mene at også samfunnet og mennesket i sin nåværende form er et resultat av en langvarig evolusjonsprosess, og at tilpasning ikke kan fremkomme i store sprang,

men krever langvarig evolusjon. Våre samfunnsinstitusjoner og normer kan være like skjøre strukturer som vi finner i naturen. Rask forandring kan medføre krise og sosial destabilisering (kriminalitet, krig, fattigdom, nød, osv). På den annen side er det heller ikke urimelig å tenke seg at samfunnets strukturer er noe ganske annet, i og med at de er menneskeskapte, og derved kanskje ikke underlagt egne lovmessigheter. Man kan mene at vi bevisst kan skape og forandre slike strukturer, om nødvendig nokså raskt, uten at dette medfører sosial destabilisering. Vi kan ha liknende scenarier som for naturens tilpasningsevne. Slike scenarier kan fremstilles grafisk (Schwartz og Thompson):



Grunnleggende er at vi ikke kan vite hvilke av disse scenarier som er sanne/korrekte/sannsynlige. Samtidig må vi tilpasse våre miljøstrategier til de scenarier som vi tror mest på. Miljøpolitikk kan oppfattes som et spill mot naturen. I dette spillet er sannsynligheten for det ene eller andre scenarium ukjent. Vi må satse på det ene eller andre scenario. Vi risikerer å ta feil i våre satsinger. Innsatsen er forskjellig i og med at kostnadene og gevinstene faller forskjellig, avhengig av hvilke av scenariene som er sanne. Men risiko er grunnleggende for dette spillet.

Vi så i den foregående diskusjonen at resultatet alltid er avhengig av begge aspekter: naturens tilpasningsevne og samfunnets tilpasningsevne. Våre sosiale

aktiviteter står i kausal vekselvirkning med naturen, først og fremst via teknologi, men i en videre forstand gjennom hele det sosiale feltet (bosetting, konsum, ernæring osv). Derved er begge elementer vesentlige faktorer i spillet mot naturen. Bærekraftig utvikling refererer aldri til rent naturvitenskapelige fenomener, men til helheten av samspillet natur-menneske.

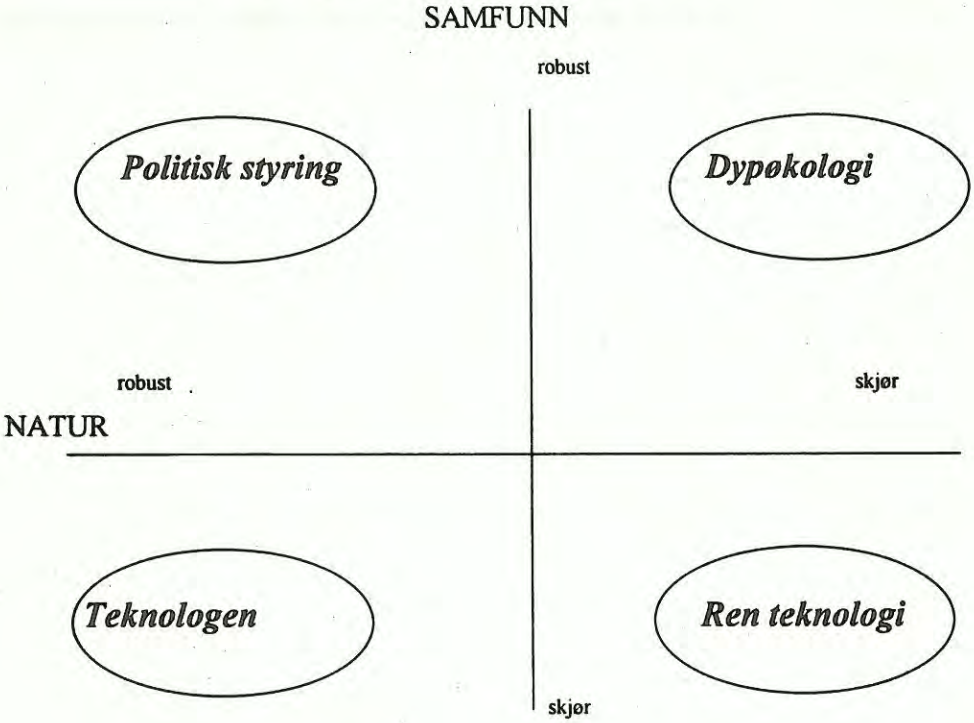
Det er et kjent faktum at mennesker reagerer forskjellig på risiko. Man kan være preget av risiko-aversjon, slik at man prøver å unngå store mulige tap og satser på strategier som minimerer slike tap. Men man kan også være mer risiko-villig og optimistisk, og ikke la seg lede av det man anser som usannsynlig store tap, men av godene man ønsker å maksimere. Dette blir spesielt relevant når etiske hensyn til nåværende og kommende generasjoner kommer inn. Innstillingen til risiko varierer, og det er i utgangspunktet vanskelig å si hvilken holdning som er mest rasjonell. Ut fra en demokratisk tankegang vil det på makroplan være mest fornuftig å anerkjenne pluraliteten i risiko-innstillingen, og legge den til grunn for handlingsstrategier som samfunnet så må prioritere i en demokratisk prosess.

Gitt de nevnte innstillingene ovenfor får man en firefelts tabell over ulike holdninger som får følger for hvilke scenarier man har mest tiltro til. Denne tabell kan skisseres på følgende måte:

Risiko i forhold til:	**stor risiko-aversjon**	**liten risiko-aversjon**
naturen	skjør natur	robust natur
samfunnet / mennesket	skjøre samfunnsstrukturer	robuste samfunnsstrukturer

I et spill der vi samtidig må satse på hvordan naturen er og hvordan samfunnet er, får vi derved fire prinsipielle holdninger, avhengig av hva vi anser som størrelser som det er mest rimelig å forandre uten at dette får store negative konsekvenser. Disse er:

Fire ulike holdninger overfor intervensjoner i naturen
med samfunnsmessige konsekvenser:



Disse fire holdninger representerer fire grunnleggende muligheter for å omsette målsetningen om bærekraftig utvikling til sosial praksis. De kan ansees som idealtyper for miljøpolitisk tenkning. Ingen av disse fire holdninger representerer det synet at miljøproblemer ikke eksisterer i stor grad, eller at det ikke er nødvendig å gjøre noe med dem. Alle anerkjenner at miljøproblemer er tilstrekkelig alvorlige til at det er nødvendig med tiltak for å bøte på problemene. Men man varierer i synet på hvor tiltakene helst bør settes inn for å oppnå best

mulig effekt uten å risikere katastrofale forstyrrelser. Når man f eks antar at samfunnsstrukturen er forholdsvis robust, betyr ikke det at den er uforanderlig, men tvert i mot at samfunnet kan tåle en rekke inngrep uten å komme ut av balanse. Når man antar at naturen er skjør, betyr det ikke at våre inngrep ikke skal være rettet mot naturen, men tvert i mot at vi må handle slik at tendenser bort fra likevekt skal motarbeides med tilsvarende mottiltak for å få den tilbake til likevekt (hhv den tilstand som sikrer menneskers ressursbehov nå og senere). Med andre ord må vi må handle i overenstemmelse med naturens lovmessigheter.

Vi får fire grunnleggende perspektiver på hvordan bærekraftig utvikling skal omsettes til handling. Som direkte følge av dette får vi også fire idealtypiske perspektiver på hvordan vi skal handle for å realisere føre-var prinsippet. Kort beskrevet er de følgende:

(i) **«Dypøkologi»**[31]: Her satser man på å risikere minst mulig tap på natursiden dersom naturen er så skjør som man tror, men man er villig til å satse forholdsvis mye på at samfunnet kan tåle en rekke dyptgripende forandringer uten å bli svekket i sine vesentlige funksjoner. Derfor setter man inn tiltakene primært mot menneskers handlinger og atferd - mot samfunnet. Samfunnet må tilpasses naturens likevekt, slik man definerer dette begrepet. Man vil ikke vike tilbake for radikale inngrep i og forandringer av våre sosiale og økonomiske strukturer. Man tilskriver en høyere (overlevelses-) verdi til naturtilstanden enn til sosial status quo og velferd. Vi har ikke noe annet valg enn å følge naturnødvendigheter, og resultatet for mennesket og samfunnet vil måtte tåle denne tilpasningen, i og med at man satser på at det finnes mange former for sosial organisering som kan tilfredsstille mennesket. En menneskelig praksis som forskyver naturens tilstand ut fra kortsiktige egeninteresser oppfattes som uholdbart.

[31] Vi bruker dette uttrykket i en vid betydning og uten nødvendigvis å begrense oss til dypøkologien slik den er beskrevet innen miljø-etikk.

(ii) **Ren teknologi:** Her er man innstilt på at man befinner seg i en vanskelig konstellasjon. Man må takle både muligheten for skjøre naturtilstander og muligheten for skjøre samfunnsutviklinger. Ut fra dette er det få muligheter for radikale strategier, gitt at en strategi som er radikal mht utbedring av en parameter (f eks naturen) som regel vil medføre store innvirkninger på en annen parameter (samfunn). Helst vil man satse på strategier som er fornuftige uansett hvordan verden måtte være (angre-strategier). Man anerkjenner at de eksisterende miljøbelastinger er uholdbare i lengden, og satser derfor på en strategi der man velger å justere den parameter som er minst skjør, nemlig teknologien. Man utvikler nye og rene teknologier som oppfyller noenlunde de samme sosio-økonomiske funksjoner som de gamle, men som unngår all belastning av miljøet, fra vugge til grav. Prisen vil være at disse teknologiene i alle fall i utgangspunktet representerer en mye høyere kostnad - både i utvikling og i anvendelse - og at de forutsetter delvis nye former for økonomisk samhandling, slik som konsekvent gjenbruk osv. På den måten minimerer man miljøbelastingen og den samfunnsmessige belastning samtidig.

(iii) **Politisk styring**: Her er man i utgangspunktet innstilt på at forandring er mulig uten at omkostningene behøver å være så store. Man tror på et relativt stort potensiale både med hensyn til naturens tilpasningsevne og med hensyn til samfunnets tilpasningsevne. Den ene konsekvensen er selvfølgelig at man antakelig har bedre tid med de tiltak man setter i verk - miljøkatastrofen er ikke rett rundt hjørnet slik andre vil tro, men miljøforringelsen er alvorlig nok til å tilsi målrettet handling nå. Den andre konsekvensen er at man kan utvikle langsiktige utopier som man målrettet kan tilstrebe med en prosess som forandrer verdens tilstand litt etter litt, men på sikt nokså grunnleggende. Mekanismene er først og fremst styringsmekanismer som setter en forandringsprosess i gang som etterhvert vil føre til en effektiv forbedring. Og forandringen skjer både i forhold til våre interaksjoner med naturen og i forhold til hvordan vi organiserer samfunnet.

Økonomiske virkemidler er velegnete til f eks å stimulere til andre produksjonsformer og til å forandre forbruksmønstre. Rammebetingelser for industriell produksjon vil være et kontinuerlig statlig anliggende, der staten i større grad er villig til å sette inn regelverk, samt belønnings- og straffemekanismer for miljømessig riktig atferd. Politiske tiltak vil igangsette en langvarig omformingsprosess av samfunnet som på sikt vil være i bedre overenstemmelse med naturens gitte rammebetingelser. Føre-var politikk blir et spørsmål om politisk ledelse. Tidsperspektivet for tiltakene er imidlertid større enn i de to alternativene ovenfor.

(iv) **Teknologen**: Her vil man satse minst mulig på å bringe samfunnet i ubalanse, mens naturen antakelig tillater et visst spillerom og tid for inngrep. Den opplagte strategi er å holde fast ved de grunnleggende mekanismer i samfunnet, slik som demokratiske strukturer, fritt marked, og pluralistiske preferanser for adekvat livsstil. Samtidig vil man satse på å forandre de teknologiske rammene for vår samhandling med naturen slik at de ikke produserer uheldige bivirkninger for naturen på sikt. Man satser f eks på at fremtidige generasjoner også vil finne nye teknologiske løsninger på deres problemer slik som tidligere generasjoner har funnet løsninger for sine problemer. Man satser i utgangspunktet på å reparere de verste kjente skadene nå, forebygge mulige skader i den grad det er økonomisk og teknisk grunnlag for det, og utvikle teknologier (renselsesteknologier osv.) som demper de verste miljøproblemene. Det gjelder å legge forholdene til rette for at den teknologiske innovasjonen på sikt går i retning av bedre teknologier som vil redusere miljøproblemene. Som virkemiddel her og nå er bruken av best tilgjengelig teknologi (BAT) og lave emmisjonsterskler (ALARA= «as low as reasonably available»), midler for å drive teknologien i riktig retning. På sikt vil de muligens være sammenfallende med ren teknologi, men tidsperspektivet er lengre.

Det er NENTs oppfatning at bruken av føre-var prinsippet forutsetter en klargjøring av de rammeperspektivene en går ut fra. Siden det i utgangspunktet tilsynelatende ikke finnes objektive føre-var strategier, er det rimelig å forlange at forutsetningene for event. strategier blir bragt fram (gjort synlige) og diskutert på demokratisk vis. Til grunn for dette ligger et krav om koherens og konsekvens. Etikken krever uttrykkelig argumentasjon og dialog. Det betyr at løsnings-strategier for ett miljøproblem blir satt i en sammenheng med andre miljø-problemer, i et helhetssyn på miljø og samfunn. Forutsetningene for dette og oppfølgingen av dette er vesentlig for vurderingen av slike strategier. Ikke minst vil man kreve at tiltakene står i rimelig forhold til tiltak man anser som nød-vendige på andre områder. På den måten vil man understreke (som et etisk krav) at perspektivene ikke blir for ensidig bestemt av ens spesifikke interesser, men at man er villig til å følge tilsvarende strategier også på områder der man ikke har de samme interesser. Det ville f eks være vanskelig å mene at vi i forhold til CO_2 og drivhusproblematikken ikke bør foreta særlig radikale tiltak annet enn å satse på langsiktig forbedring av teknologien i retning av bedre og mer effektive teknologier, samtidig som man mener at den kjemiske forurensning med klor-organiske forbindelser av våre drikkevann og havområder bør stoppes umiddel-bart på grunn av event. helsefarer. Om man forholder seg til energiproblemet utfra teknolog-perspektivet, vil dette antakelig også implisere at man blir nødt til å se positivt på nye teknologier, slik som f.eks deler av genteknologien. Tilsvarende vil det ikke være meningsfullt å argumentere ut fra dyp-økologiske synspunkter mot videre utvikling og bruk av genteknologi, kjemisk industri osv, mens man samtidig neglisjerer de miljøproblemer som landbruk og dyrehold medfører. Om man inntar en dyp-økologisk holdning på de første feltene, må man antakelig også være villig til å argumentere for en kraftig reduksjon av agrar- og kjøtt-produksjonen, inklusive fiskeri, i de industrialiserte landene, og ta med på kjøpet den omleggingen av forbruksvaner dette vil måtte medføre. Egeninteresser bør

ikke være styrende for hvilke type tiltak man favoriserer på ulike områder. M.a.o., det som vi mener er etisk påkrevd er ikke en spesiell strategi for en spesiell problemstilling, men en forpliktelse til konsekvente perspektiver også for områder der man ikke har egne særinteresser. Det er kun i forhold til slike overordnete perspektiver at det gir mening å lansere en strategi som en føre-var strategi.

Det følger av dette også en spesiell forpliktelse for vitenskapelig forskning. Altfor ofte er man her opptatt av årsak-virknings forhold av typen en-til-en. Man unnlater å sette ting i sammenheng. For en beslutningskontekst er det imidlertid viktig nettopp å kunne erkjenne visse spesifikke strategier som en integrert del av større perspektiver. For ikke-fagfolk kan dette være vanskelig. Her kan forskere som søker sammenhenger og helheter, bidra positivt. Forskning på klima på samme måte som forskning på lakseoppdrett eller næringssalter vil kreve bevisst integrasjon i og diskusjon av idealtypiske perspektiver slik som de som er beskrevet her. Slike sammenhenger kan synliggjøres som resultat av forskning.

Konklusjon 6.1: Bruk av føre-var prinsippet krever eksplisitt integrasjon i større perspektiver om bærekraftig utvikling, og forskningen må bidra til synliggjøring av slike perspektiver. Disse perspektivene skal fungere normativt veiledende for en konsekvent vurdering av adekvate føre-var strategier i ulike sammenhenger.

Om føre-var prinsippet og økonomiske begrensninger

Det er fristende for mange å fristille føre-var prinsippet fra enhver økonomisk overveining, nærmest som en plikt overfor naturen. Som vi tidligere redegjorde for, er føre-var prinsippet ikke egnet til å realiseres ut fra økonomiske virkemidler alene. Vi understreket også at økonomiske konsekvenser for

samfunnet er etisk relevante i den nødvendige avveiningen som må foretas. Politisk oppfølging og regulering må til for f eks å utelukke visse lønnsomhetsincentiver i miljøskadelige virksomheter osv. Og man kan mene at føre-var prinsippet impliserer en respons på miljøproblemer som bør styres ut fra problemets grad av alvor, ikke ut fra økonomi alene.

Men man må være klar over at tiltak koster. Tiltak uten omkostninger er en illusjon. Og kostnader medfører sosiale belastninger av ulik grad. Når tiltakene samtidig er usikre med hensyn til virkning og effektivitet, er kostnadshensyn relevante. Enda viktigere er det å ha et klart forhold til kostnadene når disse er fordelt ulikt mellom ulike parter, det være seg i- versus u-land eller ulike grupper i et samfunn. Det samme gjelder når kostnadene fordeles mellom ulike generasjoner. Her er kostnadene et viktig utgangspunkt for å diskutere rettferdighetshensyn. Diskonteringsrater osv er etisk relevante opplysninger som også rommer problemer av ulike typer.

Det er derfor alltid et etisk relevant hensyn å ta med økonomiske aspekter i ens vurdering av hva som er en egnet føre-var strategi. Når det er sagt følger likevel visse begrensninger.

For det første er kostnadsaspektene underlagt de samme usikkerhetsmomentene som de som gjelder for vitenskapelig miljøforskning generelt. Det er ofte vanskelig å få oversikt over de reelle utgiftene et samfunnsmessig tiltak medfører for samfunnet. Kostnader kan være indirekte og skjulte, og det forutsettes mye innsikt i de respektive prosessene for å beregne dem. Kostnader for fremtidige virkninger som man ikke har noen erfaring med er enda mer usikre. Her er vi avhengige av modellberegninger som i hvert fall rommer samme grad av usikkerhet som de naturvitenskapelige modeller. Derfor er en fiksering på eventuelle tallverdier uheldig. Tallene kan variere voldsomt i størrelsesorden. Vi kan sjelden komme med annet enn grove, skjønnsmessige estimater.

For det andre er metoder som beregner sk kostnadseffektivitet kun et relativt virkemiddel. Den slags beregning kan angi i hvilken grad en gitt investering kan oppnå en bestemt effekt som vi ønsker å oppnå. I situasjoner der vi må velge mellom ulike alternative tiltak for samme formål, og der vår kunnskap om disse er tilnærmet lik, kan det være meget nyttig å foreta en utregning av kostnadseffektivitet. I andre situasjoner derimot, f eks der vi ikke har alternative strategier til rådighet, eller der vår kunnskap om de ulike mulige tiltak er kvalitativt meget forskjellig, er nytten av slike utregninger meget begrenset. Grunnlaget for en beslutning om føre-var strategi vil da være basert på andre hensyn enn kostnadseffektivitet, f eks på politiske hensyn.

For det tredje er sk kostnads-nytte kalkyler et tvilsomt redskap i miljøpolitisk sammenheng. Slike kalkyler gir oss et sammenligningsgrunnlag mellom ulike strategier som hver for seg kan rette seg mot ulike oppgaver. I medisinsk sammenheng brukes dette f eks for å avveie mellom tiltak rettet mot en bred mottakergruppe (vaksinasjon mot influensa f eks) versus tiltak rettet mot en liten mottakergruppe (hjertekirurgi f eks), da ikke alle tiltak forutsettes å kunne settes i verk på grunn av knappe ressurser. Dette er imidlertid meningsfullt kun når man kan anta at det finnes en gitt målestokk for nytteverdien (mortalitet eller morbiditet i medisin f eks). Dersom man har med verdier å gjøre som vanskelig kan sammenlignes, svikter dette redskapet som rasjonelt beslutningsgrunnlag (i medisin f eks dersom man vil ta hensyn til livskvalitet eller lidelse). Til tross for iherdige forsøk på å skape et slikt sammenligningsgrunnlag (sk QALYs i medisin f eks), må man vel konkludere med at slike forsøk ennå ikke har ført frem til overbevisende resultater når man har med miljøspørsmål å gjøre.

Konklusjon 6.2: Når man skal vurdere føre-var strategier er kostnadsaspektet alltid viktig å ta hensyn til i den grad man kan danne seg en oversikt over det. Kostnadseffektivitet er nyttig der man kan sammenligne alternative strategier for

å oppnå samme effekt. Kostnads-nytte kalkyler derimot er som regel vanskelige å anvende i miljøspørsmål. De tildekker ofte kvalitativt viktige og moralsk relevante prioriteringer som må foretas.

Om føre-var prinsippet og håndtering av risiko

Det er en illusjon å tro at man kan oppnå et samfunn med nullrisiko. Nullrisiko er ingen realistisk mulighet, hverken overfor naturen eller overfor menneskelig virksomhet. Vi lever som sosiologen Ulrich Beck uttrykker det i et risikosamfunn, der risiko har blitt det store fordelingsspørsmål ved siden av velferd. Dette medfører bl a at føre-var prinsippet ikke kan tolkes dithen at enhver risiko fortjener å bli møtt med stadige minimeringsstrategier. Tolket på denne måten ville føre-var prinsippet føre til en total handlingslammelse. Ikke bare måtte vi innstille alle våre industrielle produksjoner, inklusive landbruk og fiske, men vi kunne heller ikke reagere på miljøtrusler med mottiltak. Som vi sa tidligere, gjelder dette ikke minst også de sosiale risiki vi der står overfor.

Utfordringen ligger i å generere akseptable risikonivåer, som er reflektert i samfunnet og som er basert på de kvalitativt ulike holdninger folk har overfor ulike risikokilder. Om en risiko er basert på frivillig virksomhet er den som regel mer akseptabel for folk flest enn risiki som man ikke kan unndra seg og som er et resultat av andres handlinger. Derved er de kvantitative sidene ved risiki kun ett aspekt, de kvalitative sidene veier som regel tyngst. Det finnes ingen på forhånd gitte verdier som markerer akseptable risikonivåer og som kan tjene som sammenligningsgrunnlag for ulike typer risiki. Risiko er kontekstuell og bundet til en kultur.

Risikoforskning har stor positiv verdi i miljøpolitikk og gir en innfallsport til å identifisere mulige problemkilder. Ved å kartlegge samspillet av ulike

faktorer i generering av skadescenarier får man muligheten til å rette kontrolltiltak mot enkelte elementer. Risikoforskningens positive bidrag ligger derved på den analytiske siden. Samtidig gir den premisser for risiko-forvaltning og - kommunikasjon som er konstruktive. Det ligger imidlertid en fare i dette når man anser risikoforskning som eksklusiv premissleverandør for risikoforvaltningen. Når alle risiki er vesentlig persiperte risiki, er det gitt at de som oppfatter risiki og som rammes av dem er viktige aktører og premissleverandører.

Dette har praktisk-politiske konsekvenser for hvilke beslutningsverktøy det er viktig å ta i bruk i risikoforvaltningen. Aktørperspektivet betyr at vitenskapelig ekspertise kun tjener som informant i en prosess der akseptable risiki må forhandles. I mange tilfelle vil det være uheldig å overlate risiko-forvaltning til samspillet mellom en ekspertkultur og adminstrativ-politisk kultur. I miljøspørsmål vil det f eks ligge et politisk ansvar i å frembringe fora og prosesser der konkrete miljøspørsmål kan utredes, diskuteres og forhandles på bred folkelig basis. Det er dette som av og til kalles for deltakende miljøpolitikk («participatory policy»). Slike virkemidler ligger i direkte forlengelse av risikoforskning. De har umiddelbar betydning for utformingen av føre-var strategier, i og med at beslutningen om at et problem er alvorlig nok til å tilsi en miljøpolitisk forebyggende respons er avhengig av hvilke risiki vi vil leve med og hvilke vi ønsker å motvirke her og nå. I kapittel 7 vil NENT komme med et konkret forslag til en slik deltakende miljøpolitikk.

Konklusjon 6.3: Risikoforskning gir verdifulle innspill til en miljøpolitikk under føre-var prinsippet. Den bør imidlertid ledsages av deltakende miljøpolitiske tiltak for å reflektere faktiske risiko preferanser i befolkningen som kan gi utgangspunkt for oppfølging med føre-var strategier.

Om føre-var prinsippet og håndtering av vitenskapelig usikkerhet

Det er en arv fra det positivistiske vitenskapssyn å mene at vitenskapelig forskning gir objektive og sikre utgangspunkt for politisk handling. Mye grunnforskning gir oss et relativt velfundert verdensbilde og adekvat forståelse for grunnleggende naturmekanismer. Uten slik forskning som objektivt kan fange inn naturens mekanismer, ville vi ikke føle noen nødvendighet for å reagere på miljøproblemene. Det er forskningen som bringer disse problemene frem i dagslyset. Det er all grunn til å stole på at forskning vil ha en positiv betydning for håndtering av arbeidet med våre miljøproblemer.

Man forventer seg imidlertid for mye av vitenskapen om man tror den skal kunne gi entydige svar på alle praktiske, viktige spørsmål. Det gjelder å innse at vitenskapens bidrag må bli begrenset. På områder der problemene er størst og der interessene er divergerende, er f.eks usikkerheten i utsagn som regel helt utslagsgivende for beslutningskonteksten. Funtowicz og Ravetz har gjengitt en viktig tendens mot økt politisering av forskningskonteksten når de snakker om den postnormale vitenskap. Det er i dag en stor spennvidde mellom grunnforskning og den forskning som målrettet tar opp konkrete problemstillinger av miljøpolitisk art. Usikkerhetene blir signifikant større i den siste kategorien, selv om de aldri er helt fraværende i forskning. Samtidig blir vurderingen av hva som er alvorlige miljøproblemer, fornuftige tiltak, og hvordan man bør forske på dem, mer avhengig av verdisyn og etiske preferanser. Derved blir det som vi i utgangspunktet anså som et objektivt problem, et spørsmål om valg av de rette perspektivene og om moralsk legitim og adekvat forvaltning av dyptgripende usikkerheter.

Vitenskapen har en viktig rolle i dette, den er aktør. Den har følgelig også forventninger rettet mot seg om å bidra så godt som mulig til denne komplekse beslutningssituasjon. En konkret følge av dette er at vitenskapen bør bruke mye mer energi på å synliggjøre de vesentlige usikkerhetsfaktorer i tillegg til å vise

relevante korrelasjoner, modellberegninger og årsak-virkningsforhold. Uten slik synliggjøring blir innspillene skjeve, i det minste hos mottakeren. Konsekvensutredninger og andre ekspertiser i forkant av miljøprosjekter bør vie større energi og midler på nettopp disse aspektene.

Det ligger som premiss for anvendelsen av føre-var prinsippet at vitenskapelig sikkerhet ikke kan oppnås, m.a.o. at vi ikke kan bevise med rimelig grad av sikkerhet at en miljøforringelse vil inntreffe. Ut fra det som er påpekt om risiko og umuligheten av å realisere et nullrisiko samfunn, kan det heller ikke være noe rimelig poeng i å la alle tenkelige risiki være grunnlag for føre-var tiltak. En avveining må foretas for å bestemme hvilke risiki som må møtes med tiltak, selv om man ikke har god nok kunnskap til å føle seg rimelig trygg på at den risikoen man forebygger, faktisk representerer en reell trussel. Som nevnt tilsier dette deltakende miljøpolitikk, noe som blir tatt opp nærmere i kapittel 7. Når man imidlertid forholder seg til slike spørsmål og til spørsmål om hvilke trusler man må møte og bekjempe, er det viktig at det foreligger god informasjon om hvilken usikkerhet (hhv. hvilke typer usikkerhet) man her har å gjøre med.

Vitenskapelig forskning har gjort lite for å behandle mer systematisk den usikkerheten som knytter seg til forskning. Man har få redskaper til å systematisere dette (men se: Costanza & Cornwell 1992). Det meste er av kvalitativ art, og ofte lite innarbeidet i forskerkretser. En del vitenskapsteoretisk forskning gir visse ansats-punkter, men dette har fått små utslag i forskningspraksis. Funtowizc og Ravetz har fremsatt en modell for systematisk synliggjøring av en del slike usikkerhetsfaktorer, det sk NUSAP skjema. (Det har så vidt vites ikke nådd det akademiske miljøet i Norge ennå.) I økonomisk nytteteori har man arbeidet med beslutninger under usikkerheter, men stort sett uten å ta spesielt hensyn til ulike typer vitenskapelig usikkerhet og hvordan vi kan uttrykke dette i beslutningsrelevante kontekster. Her ligger det store utfordringer for den videre forskning. Dette gjelder i samme grad den forskningsetiske forskning. Det ligger ikke minst en stor utfordring i forhold

til den vitenskapelige forskerutdanning. Den tid man avsetter for å undervise fremtidige forskere i hvordan de skal synliggjøre de usikkerhetsmomenter de møter i sin forskning, står ikke i rimelig forhold til den betydning dette har i forhold til en bærekraftig miljøpolitikk basert på føre-var prinsippet. Dette er en svakhet i vår forskningspolitikk.

Konklusjon 6.4: Vitenskapelig forskning og utdanning bør prioritere de nye utfordringene som består i synliggjøring av vesentlige usikkerhetsmomenter og verdispørsmål for beslutningstakere. Denne aktiviteten bør stå i rimelig forhold til utviklingen av modeller og andre redskaper i miljøforskningen. I konkrete utviklingsprosjekter bør ressurser avsettes for å synliggjøre relevante områder der kunnskap mangler eller usikkerheten er stor. Disse bør diskuteres innenfor en etisk beslutningsramme.

Om føre-var prinsippet og vitenskapelig metode

Tidligere i denne rapporten er statistisk testing omtalt som et viktig redskap for å kartlegge årsaksforhold i naturen. Samtidig er det pekt på at det knytter seg en rekke usikkerheter til denne metoden. Man kan følge opp dette nærmere ved å vurdere standard prosedyre i statistisk testing mot alternative fremgangsmåter.

Utgangspunktet for diskusjonen er de sk statistiske type I og type II feilene som enhver lærebok om statistisk testing omtaler. De omtales også som «falsk positive» og «falsk negative» resultater av testing. En statistisk type I feil foreligger når null-hypotesen (som benekter en årsakssammenheng mellom de undersøkte størrelsene) forkastes og testhypotesen godtas som sann, mens det faktisk er null-hypotesen som er sann («falsk positiv»). En statistisk type II feil foreligger når man unnlater å akseptere testhypotesen som sann, og holder seg til null-hypotesen, når det faktisk er test-hypotesen som er sann («falsk negativ»).

EKSEMPEL: Anta at vi er interessert i finne ut om invasjon av oppdrettsfisk i vassdrag fører til en reduksjon av villfiskbestanden. Våre hypoteser er:
Testhypotese: Invasjon av oppdrettsfisk er medvirkende årsak til en reduksjon av villfiskbestanden.
Nullhypotese: Invasjon av oppdrettsfisk har ingen påvirkning på villfiskbestanden.
Type I feil: Vi slutter oss til testhypotesen (aksepterer den som sann), forkaster nullhypotesen, men i realiteten er nullhypotesen sann.
Type II feil: Vi unnlater å slutte oss til testhypotesen (anser den som ikke bevist), aksepterer inntil videre nullhypotesen, men i realiteten er testhypotesen sann.

Metodiske regler i forskningen er slik at man legger stor vekt på å unngå type I feil. Man vil helst unngå at man med forskning i ryggen påstår noe som viser seg ikke å stemme i ettertid. Derimot er man villig til å risikere at man unnlater å påstå en sannhet, inntil de statistiske data er mer overbevisende. Vanligvis legger man en forholdsvis høy terskel for aksept av testhypoteser, som regel på et 95% konfidensnivå. Sannsynligheten for en type I feil blir derved satt til 0.05 (α). Det finnes mindre rigide normer når det gjelder unngåelse av type II feil, men her opererer man ofte - i den grad dette tematiseres - med verdier mellom 0.05 og 0.20 (β). Når denne verdien er satt til 0.20 betyr det at en forsker har en 80% sjanse for å forkaste en nullhypotese som falsk når den faktisk er falsk.

Disse verdier representerer en standard for bevisføring ved hjelp av statistisk testing. Det er lett å oppdage at bak slike standarder ligger viktige normative avgjørelser som kan ha store etiske konsekvenser. Det ligger visse «trade-offs» i de ulike metodiske avgjørelsene. Vi vil illustrere dette ved hjelp av et eksempel (hentet fra Lemons et al. 1997):

1. La oss anta vi ønsker å undersøke om et bestemt carcinogen er årsaksrelatert til en bestemt kreftform. Vi antar at hyppigheten av denne kreftformen i populasjonen er 1/10.000, og vi setter α til 0.05 (bruker 95% konfidensregelen). Vi ønsker også å være rimelig sikre på at vi ikke får falske negative resultater, og setter derfor β til 0.05. Sjansene for falsk positiv og negativ er like og små. Vi antar videre at en relativ risiko på 3 representerer en alvorlig nok risiko som bør kartlegges. Med disse betingelser på plass, måtte vi undersøke minst 133.191 personer som er utsatt for det carcinogene stoffet, og et tilsvarende antall som ikke er utsatt for dette stoffet, dersom vi ønsker statistisk signifikante resultater for en relativ risiko på 3. Praktiske og økonomiske rammebetingelser vil antakelig forhindre en slik undersøkelse.

2. Om vi har de samme antakelsene som ovenfor, men er villig til å godta en større risiko for type II feil (fask negativ), f eks med β satt til 0.20 (en sjanse på 1 / 5 for å begå en type II feil), må vi fortsatt undersøke 77.087 personer i testgruppen og et tilsvarende antall i kontrollgruppen. De praktiske vanskeligheter er fortsatt formidable.

3. La oss nå anta at det er praktisk utelukket å studere så mange individer som under 1. og 2. Det vi av praktiske grunner kan studere er 2150 i testgruppen og 2150 i kontrollgruppen. Vi ønsker fortsatt å unngå type I feil, og vi vil være 80 % sikre på å oppdage en økt risiko dersom det skulle finnes slike. Hvilken relativ risko kunne vi håpe å oppdage med en slik studie? I beste fall kunne vi oppdage en relativ risiko på 39, dvs 13 x høyere enn den risikoen vi anså som helsepolitisk alvorlig. Med de verdiene som er satt, er det ikke mulig å oppdage den relative risikoen som i utgangspunktet motiverte undersøkelsen. Dersom vi ikke finner noen relasjon mellom det carcinogene stoffet og kreftforekomsten, følger ingenting om et relativt risikonivå som er mindre enn den denne undersøkelsen klarer å fange inn (39).

4. Vi kunne oppdage et relativt sett høyere risikonivå, f eks på 3,8, dersom vi justerer noen andre verdier. Dersom testgruppen er konstant (N = 2150) og α er 0.05, kunne vi øke β til 0.60 (dvs teststyrken (power) er $1-\beta = 0.4$). Derved vil vi kunne få den muligheten at vi kun på grunn av tilfeldigheter har en 60% sjanse for å overse at det carcinogene stoffet i realiteten er kreftfremkallende i befolkningen. Problemet med denne studien er for det første at vi kun kan oppdage et høyere risikonivå enn det vi anser som alvorlig (3,8), og for det andre at vi i dette tilfellet må godta en 60% sjanse for fortsatt å overse et potensielt farlig stoff i befolkningen.

5. Som en siste variant, vil vi anta at vi fortsatt har samme antall individer og at vi ønsker å oppdage en relativ risiko med 80% sikkerhet dersom den finnes. Vi kunne nå øke α istedenfor β. Dersom vi setter β til 0.20, ville den tilsvarende α måtte ligge på omtrent 0.33 for å kunne oppdage en relativ risiko på 12. I denne situasjon kan vi bare være 67% sikker på at vi ikke får falsk positive resultater. Vi ville få statistisk signifikante resultater for relative risikonivåer høyere enn 12 (som fortsatt er høyere enn terskelen for alvorlig helsefare), men samtidig vil vi risikere at vi omtrent hver tredje gang ville påstå en sammenheng som i realiteten ikke finnes. Slike studier ville neppe godtas i vitenskapelige fagkretser, i og med at sannsynligheten for type I feil er for stor, og derved er risikoen for å utgi noe som vitenskapelig bevist, som ikke stemmer, såpass stor at det i lengden vil underminere vitenskapens troverdighet. Det må samtidig bemerkes at resultatene fortsatt kan være viktige for helsepolitikken.

Denne ekskurs til statistisk metode viser hvordan ulike undersøkelsesoppsett kan plassere usikkerhetene i forskningen på forskjellig vis. Avhengig av hva slags tilnærming man velger, velger man samtidig hva man anser som det viktigste hensyn denne studien må ta. Dette valget er imidlertid ikke begrunnet i vitenskapelige fakta, men i en etisk begrunnet verdidom.

I forbindelse med en diskusjon av føre-var prinsippet er det viktig å få frem de verdiaspekter som ligger til grunn for de metodiske valgene som følger vitenskapelig forskning. Ingen av de nevnte preferanser er riktige eller gale ut fra uavhengige eller objektive kriterier. Men alle kan være svært misvisende, avhengig av hvilken kontekst de vitenskapelige funnene inngår i. Det kan ikke være noen automatikk knyttet til alltid å følge 95% regelen. Mens en slik standard nok har mye for seg for rent vitenskapelige formål (f eks grunnforskning), kan den være uheldig i forbindelse med utredninger knyttet til miljø eller helse. Her kan en slik regel bidra til å forlenge status quo i situasjoner der en rask handling ut fra føre-var hensyn kan være påkrevd. I de sammenhenger der vitenskapelige resultater brukes for å fastsette et regelverk vil det være viktig å minimere type II feil.

Av flere grunner er det viktig i visse sammenhenger å minimere type II feil fremfor type I feil. I tillegg til de grunner som allerede er påpekt ovenfor, kan nevnes følgende: (1) En som foreslår et utbyggingsprosjekt som potensielt truer miljøet, vil vanligvis ha større fordel av utbyggingen enn allmennheten har. Økt vekt på å minimere type II feil vil bidra til større rettferdighet i fordelingen av risiko og fordel ved slike prosjekter. (2) Større vekt på å minimere type II feil ville gi større beskyttelse for truede dyrearter som ofte kommer dårlig ut i vanlige risiko-kostnads-nytte beregninger. (3) Offentligheten bør beskyttes adekvat mot naturinngrep som kan forårsake skader som man ikke kan få en realistisk kompensasjon for. (4) Større vekt på å minimere type II feil ville ikke bare gi større beskyttelse for nålevende, men også for fremtidige generasjoner i de tilfelle der man har med langtidsvirkninger å gjøre.

Det er komitéens bestemte inntrykk at disse verdivalg som følger vitenskapelig metode, ikke blir behandlet på adekvat måte i forskerkretser eller i forskerutdanningen. I den grad man ønsker et bedre samspill mellom ansvars-bevisst forskning på den ene siden, og en miljøforvaltning og -politikk ledet av

føre-var prinsippet på den andre, er det absolutt nødvendig at disse aspektene blir uttrykkelig tematisert. Føre-var prinsippet representerer en utfordring til alle involverte parter om å gjennomtenke sine egne praksisformer på nytt, og vurdere om de implisitte verdivalg stemmer overens med prinsippet.

Konklusjon 6.5: De verdivalgene som følger vitenskapelig metode bør gjøres eksplisitt, bør bli tematisert både i utdanning og forskning, og bør bli tilpasset de konkrete oppgavene en undersøkelse står overfor. Dette gjelder i særlig grad preferansen mellom statistiske type I og type II feil, der det må overveies hvorvidt en bør legge større vekt på å unngå type II feil i en rekke sammenhenger.

* * * * *

KAPITTEL 7:

FØRE-VAR PRINSIPPET, KONSENSUS, OG BEHOVET FOR ET NYTT INSTITUSJONELT RAMMEVERK

Komitéen har i de forutgående avsnitt påpekt en del av kompleksiteten knyttet til anvendelsen av føre-var prinsippet. Det finnes ingen ferdige oppskrifter som i alle tilfelle vil føre frem til et tilfredsstillende resultat. Forsøk på å omsette føre-var prinsippet i praksis vil kreve kunnskap, refleksjon, kreativitet, visjon, og verdibaserte mål. Det sier seg selv at slik anvendelse ikke kan være en rutinemessig forvaltningssak. Det fremkommer også tydelig at forskning alene ikke kan levere entydige svar på hva som er en rimelig føre-var respons på en gitt problemsituasjon. Mange vil derfor trekke den slutning at dette må overlates til den politiske beslutningsprosess. I og med at de politiske beslutningsorganer i et demokrati som Norge kan sies å representere flertallsinteresser i befolkningen, og i og med at føre-var strategier er preget av grunnleggende verdisyn, synes det naturlig å delegere ansvaret til de politiske organer. Disse alene har den nødvendige demokratiske legitimitet til å være ansvarlige beslutningsinstitusjoner. Når det gjelder strategi som krever nasjonal handling, vil man delegere ansvaret til Stortinget og regjeringen. Strategier av mer regional eller lokal rekkevidde vil man overlate til de respektive organer på fylkes- og kommuneplan.

Komitéen vil i dette kapitlet fremme et konkret forslag til styrking av den demokratiske prosessen som kan føre frem til gode politiske beslutninger.

Vanskeligheten med politisk ansvar for føre-var strategier

Komitéen er klar over at beslutningsmyndighet må ligge på disse politiske nivåene. Den vil samtidig peke på at det ligger en vanskelighet i to vesentlige forhold.

For det første er de politiske beslutningsprosesser basert på flertalls-beslutninger. Dette medfører at det ofte vil være et mindretall som taper ved en beslutning. I enkelte saker kan mindretallet representere store sektorer i befolkningen. Med skiftende maktforhold vil flertalls-mindretalls forhold kunne reverseres. Føre-var strategier som viktig element for en bærekraftig utvikling er imidlertid ofte langtidsstrategier over lengre tidsrom enn vanlige valgperioder. Videre vil deres effektivitet ofte avhenge av at de i praksis understøttes av mange, for ikke å bli uthulet eller aktivt motarbeidet. Strategier som oppfattes som spesielt nær knyttet til eksisterende maktforhold i et samfunn, kan ha vanskelig for å få den brede oppfølging og tilslutning som ofte kreves på grunnplanet. De vil være utsatt for skiftende preferanser og forandringer over tid som kan under-minere nettopp de hensyn som var utslagsgivende i utgangspunktet. Det kan føre så langt at opposisjon til slike strategier blir et mål i seg selv for å markere motstand til bestemte verdisyn og maktforhold. Dette har sin bakgrunn i at ulike organisasjoner overfor sine medlemmer er avhengige av å bevare en profil som kamporganisasjon for bestemte saker og interesser. Det er åpenbart at dette svekker den handlekraft og felles innsats som trenges for å omsette strategier, basert på komplekse avveininger mellom verdier og fakta, for en bærekraftig utvikling og for å forebygge mulige miljø- eller andre skader.

For det andre er de politiske organer som regel avhengige av å få forelagt mulige handlingsstrategier som andre parter fremmer som virkningsfulle tiltak for å svare på en gitt problemsituasjon. Her er politikerne avhengige av gode eksperter. Disse kommer som regel fra forvaltningsapparatet, fra interesse-organisasjoner, eller fra spesielle forskningsmiljøer. Politikerne representerer visse verdisyn og interesser. Deres kvalifikasjoner er ikke i utgangspunktet knyttet til spesielle kunnskaper eller analytiske evner. Men hvem er en god ekspert? I praksis viser det seg ofte at når bestemte saker er tilstrekkelig kontroversielle, er det også uenighet om hvilke eksperter man kan ha tiltro til.

Derfor har mange organisasjoner bygget opp egne staber med eksperter. I realiteten vil de utvalg av eksperter som man lytter til også ha konsekvenser for maktforholdene. Ekspertene kan ikke underslå sin faktiske politiske makt når, som vi har sett, de angjeldende saker er komplekse og beheftet med store usikkerheter. Det finnes motekspertise som delvis er kjennetegnet ved at den kommer fra institusjoner eller organisasjoner som er mindre innflytelsesrike. Det skjer en viss utflytting av makt og innflytelse forut for den politiske beslutnings-prosess. Denne prosess, uavhengig av om den er formell eller uformell, betyr en svekking av demokratiske prosesser. Den inviterer også til en uthuling av de strategier som man vedtar i de politiske organer. Borgernes mest grunnleggende kritikk av statlige tiltak i et demokrati er ikke å ha blitt hørt og blitt tatt hensyn til. Disse to forhold, politikkens avhengighet av flertallsforhold og avhengighet av ekspertene, kan romme alvorlige svakheter i de praktiske muligheter for å gjennomføre tiltak som oppfyller føre-var prinsippet og viser veien til en bærekraftig samfunnsutvikling. De skaper avstand mellom stat og politikk og mellom borgernes hverdagsperspektiver og teknisk-praktiske handlingskontekst.

Tidligere i denne rapporten omtalte vi det sk subsidiaritetsprinsippet som i mange sammenhenger fremmes som en viktig bærebjelke for bærekraftig utvikling. Prinsippet går ut på at beslutninger skal fattes på det lavest mulige beslutningsnivå. Prinsippet knyttes også til nærhet til borgeren i alle felles anliggender. Slik nærhet søkes ofte via prosesser som er åpne for bred folkelig deltakelse. Hensikten er å forankre bærekraftige strategier hos de deler av befolkningen som er berørt av strategien. Med våre kommentarer ovenfor er det nærliggende å mene at subsidiaritetsprinsippet ikke nødvendigvis bør begrenses til det politiske beslutningsnivå som er relevant i den angjeldende sak. Som vi antydet, kan avstand til borgeren foreligge uavhengig av dette. Dette gjør det rimelig å undersøke hvorvidt man kan tenke seg beslutningsinstrumenter og fora

som forbereder eller supplerer den politiske prosessen og som oppfyller subsidiaritetsprinsippet på en bedre måte.

Konsensus og deltakelse som ideal

Et pluralistisk samfunn er kjennetegnet ved eksistensen av et flertall av interesser og verdisyn. Samhandling i et slikt samfunn fremkommer ved at felles anliggender blir henvist til prosedyrer og beslutningsorganer med utgangspunkt i demokratiske prinsipper. Statsforvaltning og politikk blir kunsten å innføre tiltak som optimaliserer eksisterende interessers fellesskap og minimaliserer deres innbyrdes konflikt i forhold til tiltakene. Men interesser og verdisyn blir, om enn bare i teorien, behandlet som gitte størrelser, som «black boxes» som danner input i den politiske prosessen. Som amerikaneren Laird (1993) understreker, kan dette settes opp mot idéen om direkte demokratiformer som er individ- og ikke gruppebasert. I prosesser med direkte deltakelse av berørte parter vil man ikke bare legge vekt på de endelige utfall, men også på læringsprosesser underveis, på de psykologiske virkninger av å være delaktig i en viktig prosess, og på den forståelsen som etterhvert dannes for andre parters avvikende verdier og syn. Biproduktene av denne prosesstypen kan være like så viktige som produktene selv. Slike prosesser er derfor ikke bare utfalls-, men også prosessorientert. Teoretikere som Laird som forsvarer slike demokratiformer for spesielle problemstillinger (teknologivurdering og -utvikling), hevder at mens rent pluralistiske demokratiforståelser forutsetter et fungerende demokrati på grunnplan, er den direkte deltakelsesmodellen kjennetegnet ved at den *skaper* demokratiske samhandlingsformer på grunnplanet, og derved et levende demokrati.

Konsensus er et prinsipielt annerledes beslutningsverktøy enn flertallsavgjørelse. Konsensus skaper ingen vinnere eller tapere. I beslutningsfora, også der de kun har rådgivende funksjoner og der ingen demokratisk representativitet

for et elektorat er gitt, svekker intern uenighet i en beslutning dens legitimitet og virkning. Der man kan oppnå konsensus, styrker det den plattform som trengs for å gjennomføre beslutningen. Konsensus forutsetter i idealfall en prosess der relevante alternativer blir vurdert, nødvendig informasjon innhentet, argumenter for og imot avveiet, interesser og verdier lagt frem åpent, og tilpasning til et felles gode søkt.

Filosofer og andre har påpekt at konsensus aldri er noen garanti for sannhet eller moralsk riktige beslutninger. Samtidig har de samme filosofer påpekt vår prinsipielle feilbarlighet med hensyn til sannhet og riktighet. Enkelte skole-retninger, slik som Charles Sanders Pierce's pragmatisme, har derfor gjort den konsensus som viser seg stabil i det lange løp til en indikator på sannhet. I nyere tid har særlig de sk diskursetikerne (f eks Jürgen Habermas) benyttet seg av konsensus oppnådd under ideelle samtalebetingelser (diskurs) som grunnstørrelse for sin etiske teori. Det som gir spesiell styrke til konsensusbegrepet er at det viser til en forutgående prosess av rasjonell innsikt. Konsensus er som regel vanskelig å oppnå; det krever åpenhet til å se på forholdene utfra ulike perspektiver og tilpasse egne synspunkter til de argumenter som fremkommer etterhvert. Om metoden virker, gir det både styrke og stabilitet.

Mens konsensus i prinsippet har sine begrensninger for de politiske styringsorganer, er det ikke ukjent som viktig styringsprinsipp i andre organisasjoner. Mens man i større organisasjoner (eller bedrifter) aldri vil kunne ha konsensus om alle detaljtiltak, ei heller søke det, er mange organisasjoner bygget på prinsippet at aktørene deler grunnleggende perspektiver, verdier, strategier og målsetninger. Livssynsorienterte organisasjoner er ett eksempel på dette. Vestlige lands industribedrifter har de siste årene med interesse fulgt den konsensus om verdiforankringen som preger mange asiatiske foretak. Man har konkludert med at slik konsensus gir handlekraft og stabilitet.

I forhold til vårt utgangspunkt, føre-var prinsippet, synes det derfor naturlig å spørre om man har gjort konkrete erfaringer med beslutningsorganer basert på bred folkelig deltakelse og konsensus i forbindelse med implementering av prinsippene for en bærekraftig utvikling. Ut fra de overveielser vi gjorde ovenfor er det rimelig å forvente at dette muligens ville formidles mellom (på den ene siden) de komplekse saksforhold man står overfor, og (på den andre siden) de begrensninger politiske beslutningsmyndigheter står overfor i omsetting av bærekraftig utvikling. Komitéen foreslår at vi retter blikket mot Kanada, der man har erfaring med slike prosesser.

Kanadiske rundebordskonferanser

Den Kanadiske *Task Force on Environment and Economy* fremmet idéen om «multi-stakeholder round tables» første gang i en rapport til *The Canadian Council of Resource and Environment Ministers* i 1987. Slike rundebords-konferanser ble sett på som «et permanent forum der alle sektorer kan møtes for å gå sammen om forebyggende strategier og påvirkning av planleggingsarbeidet». Siden har man innført slike rundebordskonferanser både på nasjonalt plan, i alle delstater, mange regioner, og i enkelte kommuner. Det foreligger mange rapporter om deres virksomhet, og erfaringene med de lokale konferansene ble rapportert i 1994 (se f eks Building Concensus 1993, The National Round Table on the

Environment and the Economy 1994, The National Round Table Review 1995; se også: British Columbia Round Table on the Environment and the Economy 1993; etterfølgende sitater er hentet fra disse publikasjoner.)

Bakgrunnen for gruppens anbefaling er rapporten fra FNs *Verdens-kommisjonen for miljø og utvikling* (WCED), ledet av Gro Harlem Brundtland, som i 1987 skrev bl a følgende: «Kommisjonen har merket seg en lang rekke skritt som må tas for å motvirke de farer som truer, og for å lede utviklingen i en bærekraftig retning. Men Kommisjonen er også klar over at en slik varig nyorientering ligger utenfor de tradisjoner og strukturer dagens beslutnings-apparat og institusjoner har, både nasjonalt og itnernasjonalt.» (Vår felles framtid, 1987, 27). De kanadiske rundebordskonferansene er ment som instrumenter for å oppnå en integrasjon av perspektiver ved bred folkelig deltakelse i en innsats for utvikling av en bærekraftig fremtid for samfunnet. I sin bok *Signs of Hope* (1990) skriver Linda Starke at «these initiatives in Canada provide one of the few examples of lateral thinking on institutions since Our Common Future was published».

De kanadiske rundebordskonferanser oppfyller fem generelle karakteristika som beskriver virkemåte og organisasjonsform. De er:

1. Lokale rundebordskonferanser har et bredt mandat til å ta seg av saker vedrørende bærekraftig utvikling og hvordan resultatene kan omsettes til lokal praksis. Miljømessige, økonomiske og sosiale aspekter er likestilte i denne forbindelse.
2. Lokale rundebordskonferanser representerer mangfoldet av interesser fra alle sektorer i en kommune eller region. Berørte parter er representerte rundt bordet.
3. Lokale rundebordskonferanser er ikke dannet ad hoc for å forholde seg til kortsiktige avgrensete spørsmål. De er av mer permanent karakter, med oppgave å ta for seg de langsiktige perspektivene.

4. Lokale rundebordskonferanser fungerer på basis av konsensusdannelse, og utvikler gjensidig forståelse og enighet mellom partene for å kunne foreta de vanskelige interesseavveininger og verdivalg som kreves for å legge kursen om til bærekraftig utvikling.
5. Lokale rundebordskonferanser fungerer som rådgivende enheter for regjering, delstats- og kommunalforvaltning, samt for de representerte lokale interesseorganisasjoner som rundebordskonferansen rapporterer til.

Det er en rekke spørsmål og problemer de kanadiske rundebords-konferanser har tatt opp og behandlet. I mange av disse sakene har deres innvirkning vært et viktig ledd i den påfølgende politiske beslutningsprosessen. De har f eks forholdt seg til spørsmål om arealbruk, utbyggingsprosjekter (f eks vannkraft, golfplasser versus boligbygging), regulering av buskap og fellesbeite, turisme, sykkelparkering, resirkulasjonsprogrammer og avfallssortering, vannmiljø og elveregulering, osv.

> ***«One key theme heard during the Round Table's public consultations was the need for local participation in planning and decision making ... In every one of the communities visited by the Round Table, people expressed a desire for some mechanism by which local residents could undertake locally-led sustainability initiatives and resolve local sustainability conflicts.»***
> Fra: *«From Ideas to Action: Monitoring Progress Towards Sustainability»*, British Columbia Round Table, 1993.

De kanadiske rundebordskonferanser er på mange måter en slags mikro-kosmos av de lokalsamfunn de forekommer i. Interessemangfoldet avspeiles i dem og i konferansens sammensetning, og alle rundt bordet har samme mulighet for å øve innflytelse på prosessen mot konsensus. Deres arbeidsform og -innhold

varierer med region, erfaring, sammensetning, og tilknytning til myndigheter og interesseorganisasjoner. Det er imidlertid typisk at man opererer på flere nivåer og med flere tiltaksformer. Noen av de mest fremtredende oppgavene er:

- Skissere en visjon, fremlegge prinsipper, eller angi mål for hvordan regionen eller kommunen kan bidra til global bærekraftig utvikling. Dette arbeidet kan være inspirert av generiske tanker om bærekraft, tilpasset de regionale forhold.
- Videreformidle informasjon, opplæring og oppmuntring til iverksettelse av bærekraftige tiltak og leveforhold.
- Opptre som høringsinstans for regjerings-, delstats-, eller kommunepolitikk på aktuelle områder, og utarbeide konkrete forslag til den politiske agenda.
- Uttale seg om spesifikke spørsmål og prosjekter som er under utarbeiding og planlegging.
- Overvåke og vurdere miljøtilstanden i regionen med henblikk på bærekraft.
- Megle i lokale interessekonflikter og politiske kampsaker, særlig når striden selv kan være et hinder for effektive bærekraftige tiltak.
- Styrke samarbeidet mellom ulike regioner og kommuner på flere formelle og uformelle plan ved nettverksdannelse.
- Sørge for sponsortiltak og annen støtte til konkrete pilotprosjekter («hands-on efforts»), med tanke på å involvere utradisjonelle miljøer for miljøtiltak.
- Bidra til å heve bevisstheten om problemer og målsetninger i forbindelse med bærekraftig utvikling ved foredrag, presentasjoner, utstillinger, utgivelser osv. Især kan det være viktig å sette offentlig søkelys på regional suksess og vellykte prosjekter som gir positive eksempler.

Den kanadiske erfaringen viser samtidig at det ikke er noen selvfølge å få slike lokale rundebordskonferanser til å fungere tilfredsstillende. Enkelte initiativ ble oppgitt etter kort tid, fordi man ikke klarte å få til det nødvendige nettverk,

internt samarbeid eller ekstern støtte. Det er derfor avgjørende viktig å forberede slike initiativ godt og grundig. I enkelte tilfelle har forberedelsen vart opp til et helt år. I flere tilfelle har man innkalt til offentlige høringer forut for opprettelsen av rundebordskonferansen, og under høringene nedsatt et interimsstyre som tok seg av videre forberedelse. Det bør også bemerkes at medlemmene i de kanadiske rundebordskonferanser deltar på frivillig basis, som regel får de bare refundert reiseutgifter og andre utlegg (eventuelt bortfall av arbeidsfortjeneste). I enkelte tilfelle opererer man med et symbolsk honorar for hele virksomhetsperioden. På et slikt grunnlag er det ekstra viktig at det skapes et godt grunnlag for arbeidet. Selv om det ikke finnes en enkel prosedyre som passer under alle forhold, og selv om det er en del variasjon mellom de ulike lokale initiativene med hensyn til både innhold, mandat, sammensetning, rapportering, og oppgaver, har kanadierne utviklet en oversiktlig veileder for oppstarting av slike initiativ. De sentrale punktene i denne er følgende:

- **Bestemme referanserammen for virksomheten**. Dette inkluderer bl a det generelle mandat, målsetning, rapportering, oppnevningsprosedyrer, kriteria for medlemskap, varighet av medlemskap, mediekontakt, møtevirksomhet og økonomiforvaltning. Et spesielt relevant punkt er en beskrivelse av den konsensusbaserte beslutningsprosess som angir klare regler for fremgangsmåter i tilfelle der man ikke uten videre kommer til enighet. I mange tilfelle er det mandatfestet at rundebordskonferansen utvikler sine egne regler for konsensus forut for dens ordinære virksomhet. Det er også viktig at man angir klare regionale grenser for initiativet. Disse grenser behøver ikke alltid å følge forvaltningsgrenser, de kan også følge fysiske skillelinjer (som et vannskille eller en dal), men ofte kan det være en fordel å legge vekt på forvaltningsområder.
- **Utvikle en agenda og prioriterte innsatsområder og strategier**. Rundebordskonferanser har frihet til selv å bestemme hvilke prosjekter de vil

ta opp. Samtidig er det som regel nyttig å få forelagt konkrete forventninger og generelle problemstillinger som er viktige for regionen. Dette gir orientering og impuls særlig i den første virksomhetsperioden. Angivelse av delmål og tidsfrister kan bidra til å sikre fremgang i forhandlingene, samtidig som det er viktig å ha realistiske forestillinger om tiden dette vil ta. En viktig første oppgave kan i mange tilfelle være å skaffe en oversikt over eksisterende initiativ og prosjekter i regionen, og sette dem i forbindelse med bærekraftig utvikling.

- **Skape grobunn for initiativ i regionen**. Det er viktig at behovet for slike initiativ er erkjent av befolkningen og av viktige sektorer i regionen. Man er avhengig av å ha f eks kommuneforvaltningen, interesseorganisasjoner, næringsliv, og fremstående personer bak seg når man går i gang. Det gjelder å overvinne den skepsis som lett vil være tilstede om hva et slikt initiativ kan bidra med eller utrette. Her er det ofte nyttig å påpeke miljøproblemer, kontroverser om utviklingstiltak og retninger, og generelle utfordringer knyttet til målsettingen om en bærekraftig utvikling. Potensialet av styrket samhandling ved konsensus bør formidles. Særlig gjelder det å få positiv og aktiv støtte fra enkelte sentrale organisasjoner for å binde dem opp til prosessen.
- **Igangsette en prosess for medlemsoppnevning**. Rollen som oppnevningsmyndighet kan ivaretas av ulike parter, f eks en regjering, (kommune- eller delstatsråd), interesseorganisasjon eller interimsstyre. Det er i alle tilfelle viktig at denne parten tar initiativ for å nå alle individer og grupperinger i regionen. I enkelte tilfelle har man annonsert i regionale aviser, innkalt til høringer, brukt oppslag eller offentlige forsamlinger for å få tak i personer som kunne tenkes å delta og bli kandidater ved oppnevningsprosessen. Interessetilknytninger, som f eks verv i spesielle organisasjoner, blir kartlagt for å sikre seg mot skjevheter i gruppesammensetningen. Som regel er en organisasjon eller en sektor bare

representert med et medlem. Det avgjørende er at prosessen er gjennomsiktig og nøytral.

- **Bestemme gruppens størrelse**. Hvor mange medlemmer en slik rundebordskonferanse trenger, er delvis avhengig av det geografiske området de har ansvar for, og delvis av interessemangfoldet i regionen. Som regel vil en gruppe med færre enn 12 medlemmer ha lett for å overse viktige interesser, mens grupper med flere enn 25 medlemmer vil ha en tungvint beslutningsprosess. I og med at gruppens møter kan være offentlige og spesielle eksperter kan innkalles til møtene, og i og med at enkelte rundebord tillater ad hoc medlemsskap for bestemte saker, vil man som regel finne et adekvat medlemstall mellom disse ytterverdiene. Det bør bemerkes at intet medlem behøver å være særskilt ekspert på 'bærekraft'.
- **Utvikle arbeids- og møteformat**. Denne oppgaven kan ivaretas av gruppen selv. Man må f.eks bli enige om gruppen skal ha en leder (noen grupper har ambulerende lederverv), nestleder, eller om gruppen trenger en sk «facilitator», altså en person som ikke representerer interesser, men kun er opptatt av å lede gruppeprosessen og konsensusutviklingen. Man må også ta stilling til møtehyppighet og behovet for sekretariat (som delvis stilles til disposisjon fra oppnevningsmyndighet, sammen med møtelokaler).
- **Utarbeide arbeidsdefinisjoner for nøkkelbegrep for det videre arbeidet**. Det er viktig at gruppen forholder seg til selvvalgte arbeidsdefinisjoner av de begreper som gir de viktigste føringer for det videre arbeidet. Herunder nevner kanadierne bærekraftig utvikling, konsensus, selvforsyning, sosial likhet og rettferdighet, og velferd. Slike arbeidsdefinisjoner gir innfallsporter til aktuelle lokale problemstillinger.
- **Bygge opp allianser i og utenfor regionen**. I hvilken grad en slik rundebords-konferanse er i stand til å påvirke beslutningstakere i regionen avhenger i stor

grad av hvilke allianser man klarer å bygge opp etterhvert. Disse ytrer seg bl.a ved at organisasjoner og instanser kan henvende seg til rundebordet med konkrete forslag, innspill, og henvendelser.

- **Legge opp til en fleksibel læringsprosess over lengre tid**. De kanadiske rundebordskonferanser er i utgangspunktet tenkt som permanente fora. For å oppfylle disse oppgavene på en adekvat måte må de kunne tilpasse seg ytre forandringer, og trekke lærdom av egne erfaringer. Det er derfor viktig at deres mandat og arbeidsmåte blir gjort til gjenstand for periodiske evalueringer, som kan danne utgangspunkt for forandringer. Noe av forandringen kommer automatisk ved utskifting av medlemmene.

> ***«The local level is the 'hell's kitchen' of sustainability because that's where most of the problems are felt and the fewest resources are available.»***
> *Joy Leach, Chair, British Columbia Round Table, 1994.*

Det er interessant at de kanadiske rundebordskonferanser stort sett er sammensatt etter to prinsipper som til en viss grad er gjensidig utelukkende. Alle rundebordskonferanser søker å representere alle vesentlige berørte parter og interesser i en region, men gruppesammensetning og oppnevning foregår på ulike måter. Man skiller her mellom sk «interessebasert representasjon» og «verdibasert representasjon». Interessebasert representasjon står for en gruppe personer som hver for seg har fullmakt til å tale på vegne av en organisasjon eller forening. I enkelte kanadiske distrikter blir et slikt medlemsskap brukt som supplement til annen type medlemsskap for å sikre at viktige og kontroversielle spørsmål kan behandles på en måte som sikrer tilslutning fra de respektive

organisasjoner. I de tilfelle gruppen stort sett er sammensatt av slike representanter, holder man gjerne et sete «ledig» for allmennheten eller interesser som ikke gjenspeiles av organisasjonene. «Verdibasert representasjon» derimot innebærer at medlemmene deltar i kraft av sine personlige egenskaper. De står gjerne nær visse organisasjoner og deres verdisyn, men opptrer ikke som offisielle representanter som kun kan fremme offisielt anerkjente syn. I disse tilfelle søker man å gjenskape en mikrokosmos av lokalsamfunnet der gruppen som helhet gjenspeiler interessemangfoldet og verdiperspektivene.

Det er fordeler og ulemper knyttet til begge representasjonsformer. Den første har den vesentlige fordel at man får klare rapporteringslinjer mellom medlem og organisasjon, og at man kan binde disse organisasjoner og foreninger til vedtak i rundebordskonferansen. Ulempen er at alle interesser som bør være med i gruppen for å oppnå bred, folkelig representasjon, kanskje ikke er til stede. Videre kan det lett føre til at medlemmene begrenser seg til den offisielt vedtatte politikk i organisasjonen og avstår fra mer visjonær eller kreativ tenkning. Prosessen i gruppen kan kjøre seg fast og at fremskritt komme langsomt.

Den andre representasjonsformen har fordelen av at medlemmene ikke behøver å søke tilslutning fra moderorganisasjonen forut for sin egen beslutning i de aktuelle saker. Det er mer frihet knyttet til hvor mange medlemmer man trenger i gruppen, og hvilke oppgaver man kan ta for seg. Medlemmene kan i større grad utfolde sin egen kreativitet og samarbeide mer åpent og fleksibelt med de andre i gruppen. Ulempen ligger i at slike grupper har større vanskeligheter med å holde kontakt med brede grupperinger i befolkningen, og å følge med aktuelle anliggender som nærmer seg beslutningsstadiet i regionen. Videre vil deres konsensusuttalelser ikke i samme grad binde opp de aktuelle organisasjoner i et forpliktende samarbeid. Det kan også hende at gruppen utvikler en tendens til å tilsidesette viktige detaljspørsmål og hengir seg mer til prinsippspørsmål på et generelt plan.

Enkelte rundebordskonferanser i Kanada har derfor utviklet blandingsmodeller av begge representasjonsformer. Eksempelvis har man oppfordret medlemmene til å delta som individer først (verdibasert representasjon), og å ty til interessebasert representasjon når man ikke kommer til konsensus eller når spesielle saker er særdeles kontroversielle.

> ***«...it is vital to keep people talking. One-off meetings between sectors contribute nothing to real integrated thinking and action on sustainable development. We found monthly meetings essential in the first year, and we were pleased with the amount of understanding and respect that emerged among what had been traditional adversaries.»***
> Prince Edward Round Table on Environment and Economy.

Kanadiske rundebordskonferanser er billige tiltak med viktige innspill til den politiske beslutningsprosess. Finansiering av disse tiltak håndteres imidlertid forskjellig i de forskjellige distriktene slik at få aktiviteter har et fast budsjett bevilget av myndigheter. Bare i Manitoba har man gitt en grunnbevilgning fra delstaten med pålegg om at tilsvarende midler må komme fra kommunen. I andre delstater er finansiering mer ad hoc preget, og av og til begrenset til støtte på infrastrukturplan. Samtidig har bidrag kommet inn fra den private sektor, fra næringsliv, stiftelser, organisasjoner, enkelte forvaltningsmyndigheter, og andre. Det meste av disse midlene er prosjektbasert, selv om enkelte rundebordskonferanser har etablert mer permanente sponsoravtaler.

Som regel er det beskjedne driftsmidler man snakker om. De går til f eks: korrespondanse og spredning av informasjon;

- kunngjøring av aktiviteter og møter;
- logistikk for aktivitene (lokalleie, forfriskninger, barnepass for kveldsaktiviteter);

- drift (kopiering, post, telefon, datautstyr);
- honorarer eller gebyrer for bruken av tekniske og andre konsulenter, event. opplæring av enkelte medlemmer for spesielle oppgaver;
- utlegg for medlemmers reiser (særlig i ensomme strøk der medlemmene må reise langt og transport er kostbart);
- tilgang til informasjon (E-post og Internett, litteratursøk, kjøp av publikasjoner).

Det kan være særdeles tidkrevende å måtte engasjere seg i å oppdrive finansiering for hvert enkelt prosjekt. Når deltakelse er frivillig kan arbeidsbyrden lett bli for stor. Det kan også medføre at gruppens oppmerksomheten for lett fokuseres på det første prosjekt som får eksterne midler, fremfor å la seg lede av mandatet og de mer langsiktige oppgavene. Det har derfor vist seg at det trengs mer permanente finansieringsordninger for å skape et stabilt arbeidsgrunnlag. Ofte kan det være nødvendig at de regionale eller kommunale myndigheter gir en grunnstøtte som muliggjør arbeidet. De kanadiske erfaringer viser at henvendelser om økonomisk støtte til organisasjoner, stiftelser, næringsliv osv på et tidlig stadium når tiltaket er nytt og ukjent, kan virke mot sin hensikt og skape en viss motvilje hos organisasjoner som skal bli allierte senere i prosessen. For å motvirke dette bør rundebordskonferansene derfor først produsere resultater som anerkjennes som viktige og som gir en pekepinn om potensialet i tiltaket.

Enkelte rundebordskonferanser har også hevdet at de burde bli brukt som regulære konsulenter for større utbyggingsprosjekter, og avlønnet (som organisasjon) på tilsvarende måte. Dette gjelder også kommunale midler som ellers brukes til konsekvensutredninger og ad hoc evalueringer. Andre frykter at man blir «kjøpt opp» av store interesser eller myndigheter, og motsetter seg

derfor slike ordninger. De har utarbeidet retningslinjer for egne forsøk på å få ekstern støtte til virksomheten.

> ***«Many would argue that there are trade-offs with increasing public access and citizen involvement: increasing complexity, delays and longer decision-making timeframes. But bringing the government and the people together can improve not only the quality of decision-making, but also the acceptance and relevance of the decisions.»***
> *M.Beazley, 1992, in: «Conveying Our Future», UBC Centre for Human Settlements.*

Rundebordskonferanser trenger ledelse og administrativ støtte. De fleste kanadiske rundebord synes å ha en leder, gjerne en relativt karismatisk person med mye energi som kan formidle visjoner og mål, og som klarer å motivere andre personers engasjement. For ikke å miste noe av drivkraften i gruppen når enkelte nøkkelmedlemmers virkeperiode utløper, bør andre opplæres i tilsvarende lederfunksjoner etterhvert, f eks som leder av undergrupper eller som aktiv nestleder. Man kan også la møteledelse gå på omgang mellom medlemmene selv om det kan skape vanskeligheter med kontinuiteten i prosessen.

I enkelte tilfeller har man benyttet seg av eksterne «facilitators», personer med god erfaring fra forhandlingsprosesser og gruppearbeid. De blitt trukket inn, på frivillig basis eller mot honorar, særlig i de tidlige fasene. Facilitators deltar ikke selv med egne synspunkter og er ikke del av den felles beslutningsprosessen, men skal forberede prosessen på best mulig måte. Ofte har man også benyttet seg av aktive sekretærer, f. eks. fra kommunen, som blir stilt til disposisjon på deltid. I praksis har sekretariatsstøtte ofte vist seg som avgjørende faktor for å øke gruppens effektivitet. Særlig i forhold til oppgaver knyttet til planlegging av større regionale prosjekter og satsinger der teknisk ekspertise og informasjons-management trengs er dette av betydning. Under uheldige omstendigheter kan det

imidlertid medføre at gruppens aktiviteter ligger for mye i hendene til administrasjonen, med mindre gruppen fra starten av utvikler eget initiativ.

Guiding Principles of Consensus Processes:

1) **Purpose driven**: People need a reason to participate in the process.
2) **Inclusive not exclusive**: All parties with a significant interest in the issue should be involved in the consensus process.
3) **Voluntary participation**: The parties who are affected or interested should participate voluntarily.
4) **Self design**: The parties design the consensus process.
5) **Flexibility**: Flexibility should be designed into the process.
6) **Equal opportunity**: All parties must have equal access to relevant information and the opportunity to participate effectively throughout the process.
7) **Respect for diverse interests**: Acceptance of the diverse values, interests and knowledge of the parties involved in the consensus process is essential.
8) **Accountability**: The parties are accountable both to their constituencies and to the process that they have agreed to establish.
9) **Time limits**: Realistic deadlines are necessary throughout the process.
10) **Implementation**: Commitment to implementation and effective monitoring are essential parts of any agreement.

Fra: Building Consensus for a Sustainable Future: Guiding Principles.

Fallbacks: What to Do if Consensus Cannot be Reached?

For the Anahim Round Table, the procedures in the event of disagreement were specified in the Rules of Procedure as follows:

- those disagreeing must provide a written description of the interests not accommodated by the agreement at hand, proposals for how those interests could be accommodated and a description of how these alternative proposals, in turn, accommodate the interests of others.
- in response, those agreeing with the original proposal should document how it meets the interests of those disagreeing, as well as how it could be amended to better meet these interests; and
- if disagreement persists, parties «agree to disagree» and describe areas of disagreement in as much detail as possible to provide government decision-makers with relevant information.

Rundebordskonferanser om bærekraftig utvikling på regional- og lokalplan forblir et eksperiment i nye former for lokal styring og forvaltning. I Kanada har eksperimentet vist seg meget vellykket for mange regioner og forvaltningsplan. Enkelte vanskeligheter og feilgrep har ført til forbedringer i neste omgang, og man er inne i en læringsprosess som oppfattes som et viktig ledd for en fremtidsrettet regional utvikling. De erfaringer man har gjort hittil har allerede styrket oppslutningen om konseptet, og rundebordskonferanser settes opp over hele landet. Et kart fra British Columbia viser tilsammen 40 lokale rundebordskonferanser pr. mai 1994. Støtten i befolkningen og i interesse-organisasjoner er ofte betydelig, og viktige utviklingsspørsmål blir ofte først tatt opp etter at en slik rundebordskonferanse har beskjeftiget seg med dem.

I 1993 foretok en representant fra United Kingdom's Global Environmental Research Centre en forskningsreise for å vurdere arbeidet i rundebordskonferanser på det nasjonale, delstatlige og lokale plan. I rapporten som ble publisert etterpå fastslår han bl a følgende (vår oversettelse):
«... nesten alle som var involvert i lokale rundebordskonferanser understreket hvor viktig deres lokale rundebord har vært som tiltak for å knytte kommunen nærmere sammen, for å klargjøre deres egne styrker og svakheter, og for å danne bred enighet om den langsiktige fremtidsutvikling i kommunen.

Lokalforvaltningen ble sett på som en naturlig partner, som i sin tur hadde betydelig nytte av prosessen. I denne sammenheng så man klare fordeler i den økte troverdigheten og politiske legitimiteten som følger det brede folkelige engasjementet, den økte deltakelse av talentfulle og innflytelsesrike personer, den mobilisering som foregikk med relativt små midler for å trekke inn en rekke ulike eksterne talenter i arbeidet med å utvikle langsiktige planer, og endelig den fremleggelsen av mye mer langsiktige perspektiver enn lokalpolitikere selv noen gang realistisk sett kunne håpe å tilby.» (John Gordon, report to the Local

Government Management Board, Global Environmental Research Centre, Imperial College, UK, 1994).

Et forslag for Norge

Denne rapporten har vist, om ikke annet, at bærekraftig utvikling, og især anvendelsen av føre-var prinsippet i viktige miljøsaker krever refleksjoner og bidrag fra mange hold. Den har avlivet myten (som enkelte kanskje har holdt fast på) om at forskning alene vil kunne gi oss de svar og strategier vi trenger for å oppfylle vår samfunnsmessige forpliktelse til å følge føre-var prinsippet, og vår målsetning om en bærekraftig utvikling. Samtidig har den ikke fritatt forskerne og forskningsinstitusjonene fra ansvaret for å engasjere seg aktivt i de aktuelle miljø- og utviklingsspørsmål. Klare grenser mellom faktaleverandør, beslutningsorgan og verdidebatt lar seg ikke alltid opprettholde. Ekspertisen må bringes inn i verdipregede samfunnsprosesser. Berørte parters deltakelse i disse diskusjonene blir avgjørende for å sikre oppslutning om effektive strategier. Det praktiske dilemma man står overfor er imidlertid at det finnes få eller ingen institusjonelle rammer for disse nye rollene.

Det bør være en selvfølge at man i Norge med åpent sinn vurderer institusjonelle tiltak som man har grunn til å tro kan bli et viktig redskap på veien til en bærekraftig utvikling. Det gjelder å sikre bred oppslutning om effektive tiltak, også tiltak som det kan være vanskelig å svelge for noen, og det gjelder å få ekspertene til å komme på talefot med en bred offentlighet der verdiene er mangfoldige og interessene ofte står i motsetning til hverandre.

Komitéen vil derfor anbefale at myndighetene forsøksvis innfører den kanadiske modellen med rundebordskonferanser over en lengre prøveperiode. Det er mange relevante likheter mellom det kanadiske samfunn og det norske, f eks med hensyn til bosetningsforhold, type miljøproblemer og ressursforvaltning, samt industriell utvikling. Disse forhold tilsier at man kan

forvente en viss overføringsverdi for denne modellen. I den grad man vil trekke frem ulikheter mellom de to samfunn, synes disse heller å peke i retning av at modellen har bedre utsikter til å bli et virkningsfullt instrument for beslutningsprosesser i Norge enn i Kanada. Det norske samfunn er f eks mer homogent og mindre preget av større gruppekonflikter (mellom ulike språkgrupper eller i forhold til urbefolkninger). Konsensus som ideal har en lang og viktig tradisjon i Norge, noe som generelt har preget den politiske debattstilen her i landet.

Komitéen ser muligheten for at man på fylkes- og kommuneplan i enkelte deler av landet starter opp prøveprosjekter i en femårs periode. I utgangspunktet burde disse prøveprosjektene være initiert av de respektive forvaltningsenhetene, dvs fylkes- eller kommuneforvaltningen, som stiller med den nødvendige infrastruktur og en viss grunnbevilgning til aktivitene. Det er viktig at styringen av prosessen, f eks oppnevning av medlemmene og sammensetning, allerede på et tidlig tidspunkt involverer en bred offentlighet. Videre er det viktig at disse enhetene selv prøver å etablere kommunikasjonskanaler til de nyopprettede gruppene der man aktivt søker å involvere dem i pågående prosjekter og utviklingsplaner.

Initiativet til den konkrete opprettelsen av det komitéen vil foreslå kalt «**Miljøting**», må komme fra vedkommende fylke eller kommune. Det er viktig at interessen for disse virksomhetene er forankret i de lokale organer, og at det ikke oppstår en følelse av en toppstyrt prosess.

Det er også viktig å stimulere til denne typen virksomhet fra sentralt nasjonalt hold. Et virkemiddel kunne være å gi statlige tilskudd til virksomhet til de regionale forvaltningsenheter som går i gang med slike prøveprosjekter. Etter prøveperioden burde initiativet evalueres av nasjonale myndigheter, med tanke på eventuell utvidelse, fortsettelse eller forandring av praksis.

Det er tenkelig at slike lokale «miljøting» vil ha visse opplæringsbehov, med tanke på innholdet i sentrale begreper og tilnærminger. Her burde man

oppmuntre distriktshøyskolene til å bidra fritt med sin ekspertise. Også de nasjonale forskningsetiske komitéer kunne til en viss grad trekkes inn i dette arbeidet, som felles referansepunkt.

Komitéen håper at forslaget vil få tilslutning fra regjeringshold og i Stortinget. I så fall burde også forholdene legges til rette for en propagering av lokale «miljøting» via spesielt produsert informasjonsmateriell, media, og offisielle uttalelser. Siden slike tiltak vil angå områder som nasjonalt forvaltes av flere departementer og direktorater, vil det være viktig at en samlet regjering og et samlet Storting kan slutte seg til dette, og sikre samarbeid på de relevante underliggende forvaltningsstrukturer.

Konklusjon 7.1: Komitéen anbefaler tiltak fra statlig hold for å stimulere til opprettelse av regionale og lokale «Miljøting» i noen fylker og kommuner for en prøveperiode på fem år. De skal i utgangspunktet ha som mål i en rådgivende funksjon å foreslå tiltak til konkret omsetting av føre-var prinsippet, og å utvikle visjoner for en regional bærekraftig utvikling, basert på konsensusdannelse i gruppen og bred representasjon av det regionale samfunns interessesammensetning og verdisyn.

* * * * *

Bibliografi

Ariansen, P. (1992), Miljøfilosofi, Universitetsforlaget: Oslo

British Columbia Round Table on the Environment and the Economy (1993), Sustainability: From Ideas to Action, Victoria, British Columbia.

Boehmer-Christiansen, S. 1994, «The Precautionary Principle in Germany - Enabling Government» i O'Riordan & Cameron 1994.

Buckley, R. (1991), «How Accurate Are Environmental Impact Predictions?», AMBIO 20: 161-162.

Bugge, H.C. (1993), Rio-konferansen i rettslig lys, LoR 1993: 469-485

Buhl-Mortensen, L. 1996, «Type-II Statistical Errors in Environmental Science and the Precautionary Principle», Marine Pollution Bulletin, 32, 528-531.

Building Consensus (1993), Building Consensus for a Sustainable Future: Guiding Principles, An Initiative Undertaken by Canadian Round Tables, Ottawa, Canada (ISBN 1-895643-24-4)

Cairns, J. (1977), «Quantification of biological integrity», i: R.K. Ballantine & L.J. Guarraia (utg.), The Integrity of Water, EPA, Office of Water and Hazardous Materials: Washington DC.

Chisholm, A.M. & Clarke, H.R. 1993, «Natural resource management and the Precautionary Principle» i Dommen 1993.

Coase, R.H. 1960, «The Problem of Social Cost», The Journal of Law and Economics, 3, 1-44.

Commoner, B. 1990, «The Hazards of Risk Assessment», Columbia Journal of Environmental Law, 14, 365-378.

Costanza, R. & Cornwell, L. 1992, «The 4P Approach to Dealing with Scientific Uncertainty», Environment 34, 12-42.

Cox, L.C. 1991, «Introduction: Facts and Uncertainties», The Energy Journal, 12, 1-8.

Cranor, C.F. 1990, «Some Moral Issues in Risk Assessments», Ethics 101, 123-143.

Dommen, E. ed. (1993) Fair Principles for Sustainable Development, Essays on Environmental Policy and Developing Countries.

Eckhoff, T. (1980), «Kan elver og skoger ha rettigheter», Kritisk Juss, 1:2-5

Effektstudien, (1994), Prosjekt for effektstudier av industriutslipp fra primæraluminiumsverk i Norge – Rapporten fra delprosjekter, Aluminiumsindustriens Miljøsekrerariat: Oslo

Esbjerg (a) 1995, Ministerial Declarations, Ministry of the Environment and Energy, Danish Environmental Protection Agency.

Esbjerg (b) 1995, Esbjerg Declaration, Ministry of the Environment and Energy, Danish Environmental Protection Agency.

Esbjerg (c) 1995, Progress Report, Ministry of the Environment and Energy, Danish Environmental Protection Agency.

Fenstad, J.E. 1995, «Relationships between the social and the natural sciences», European Review, 3, 61-71.

Funtowicz S. and Ravetz, J. (1990) Uncertainty and Quality in Science for Policy, Kluwer Academic Publ., Dordrecht

Funtowicz, S.O. and Ravetz, J.R. (1993) Science for the Post-Normal Age, Futures, 25/7 September 1993, 735-755.

«Føre-var prinsippet» 1991, temanummer av Biolog, nummer 3/4, 1991.

Gray, J.S. (1990) «Statistics and the Precautionary Principle», Marine Pollution Bulletin, 21: 174-176

Gray, J.S. et al. (1991) «Scientifically Based Strategies for Marine Environmental Protection and Management», Marine Pollution Bulletin, 22: 432-440

Gray, J.S. 1996, «Environmental Science and a Precautionary Approach Revisited», Marine Pollution Bulletin, 32: 532-534.

Hacking, I. (1986), «Culpable Ignorance of Interference Effects», i: D. MacLean (ed.), Values at Risk, Rowman & Allanfield: Totowa, N.J.

Hansson, S.O. 1997, «Can we reverse the burden of proof?», Toxicilogy Letters, forthcoming.

Harding, R. & Fischer, L. (1992) «The Precautionary Principle», Paper for Ecopolitics VI Conference 1992 pp.1-10

Hågvar, S. (1991), «Driver vi miljøovervåkning i stedet for å handle?», i Føre-var prinsippet 1991.

IAIA (1996), «Environmental Assessment in a Changing World: Evaluating Practice to Improve Performance» (Effectiveness Study, prepapred by Barry Sadler, 1996), Minister of Supply and Services Canada, EN106-37/1996E; ISBN: 0-662-24702-7.

Iversen, T. & Bratseth 1996, «Heder til norsk meteorologisk forskning», Aftenposten, kronikk, 19. november.

Jasanoff, S. (1986), Risk Management and Political Culture, Russell Sage Foundation: New York.

Johnston, P. & Simmonds M. (1991) Green Light for Precautionary Science, New Scientist (Talking Point) Vol. 3.

Laird, F.N. (1993), «Participatory Analysis, Democracy, and Technological Decision Making», Science, Technology & Human Values, 18: 341-361.

Lemons, J. & Brown, D.A. 1995, Sustainable Development: Science, Ethics, and Public Policy, Kluwer Academic Publishers: Dordrecht.

Lemons, J., Shrader-Frechette, K. & Cranor, J. (1997), «The Precautionary Principle. Scientific Uncertainty and Type-I and Type-II Error», kommer i Foundations of Science.

MacGarvin, M. & Johnston, P.A. 1993, «On Precaution, Clean Production & Paradigm Shifts», Water Science Technology, 27 469-480.

Milne, A. 1993, «The perils of green pessimism», New Scientist, 12 June 1993, 34-37.

Miljøverndepartementet, Grønn bok 1991, Miljøtiltak i statsbudsjettet

Miljøverndepartementet, Grønn bok 1993, Miljøtiltak i statsbudsjettet

NENT 1993, Lakseoppdrett - en studie i norsk teknologiutvikling, NENT rapport nr. 5, Oslo.

Netherlands Scientific Council for Government Policy, (1995), Sustained Risks: a Lasting Phenomenon, Reports to the Government, 44/1995, The Hague

Oreskes, N. & Shrader-Frechette, K. & Belitz, K. 1994, «Verification, Validation, and Confrimation of Numerical Models in the Earth Sciences», Sciecne 263, 641-646.

Oreskes, N. 1997, «Testing Models of Natural Systems: Can It Be Done?», i: M.L.Dalla Chiara et al. (eds.), Structures and Norms in Science, Kluwer Academic Publishers: Dordrecht, 207-217.

O'Riordan, T. & Cameron, J. (ed) (1994) Interpreting the Precautionary Principle, Earthscan Publ. London

Pearce, D. 1994, «The Precautionary Principle and Economic Analysis» i O'Riordan & Cameron 1993.

Peterman, R.M., 1990 Statistical Power Analysis can improve fisheries research and management. Can. J. Fish. Aquat. Sci.47:pp2-15

Peterman, R.M. & M'Gonigle, M., 1992 Statistical Power Analysis and the Precautionary Principle, Marine Pollution Bulletin Vol.24, no.5, pp.231-234

Ramchandani, R. & Pearce, D, 1991, Alternative Approaches to Setting Effluent Quality Standards: Precautionary, Critical Load and Cost-Benefit-Approaches, Water Research Centre, Report LR 93, Medmenham.

Renn, O. (1992), «Concepts of Risk: A Classification», i: S.Krimsky & D. Golding (utg.), Social Theories of Risk, Wetsport, Conn.: Prager.

Richardson, M.L. (1988), Risk Assessment of Chemicals in the Environment, Royal Society of Chemistry: Whitstable, Kent.

Schwartz, M. & Thompson, M. (1990), Divided We Stand: Redefining Politics, Technology, and Social Choice, Harvestyer Wheatsheaf: New York.

Shrader-Frechette, K. (1981), Environmental Ethics, 2. utg. 1991, Boxwood press: Pacific Groce, CA.

Shrader-Frechette, K. (1991), Risk and Rationality, University of California Press: Berkeley, Los Angeles, Oxford.

Shrader-Frechette, K. & McCoy (1993), Methods in Ecology

Shrader-Frechette, K. (1994), i: G. Skirbekk (utg.), The Notion of Sustainability and its Normative Implications, Scandinavian University Press: Oslo

Stebbing, A.R.D. (1992) Environmental Capacity and the Precautionary Principle, Marine Pollution Bulletin Vol.24, no.6, pp.287-295.

Taylor, P. (1991) Environmental Capacity and the Limits of Predictive Science - The Precautionary Principle in the Control of Hazardous Substances, Joint International Symposium on Consequences of Hazardous Waste Disposals, Proceedings Vol. I

The National Round Table on the Environment and the Economy (1994), Local Round Tables. Realizing Their Full Potential, Ottawa, Ontario.

The National Round Table Review (1995), special issue on Evaluating Round Tables, Winter 1995, Ottawa, Ontario.

Vår felles fremtid ('Brundtland rapporten'), 1987, Verdenskommisjonen for miljø og utvikling

Weiszäcker, E.U. 1994, Erdpolitik, Wissenschaftliche Buchgesellschaft: Darmstadt

Wigley, T.M.L. 1994, «How important are carbon cycle uncertainties» & «The contribution from emissions of different gases to the enhanced greenhouse effect» i T.Hanisch (ed.), Climate Change and the Agenda for Research, Wetsview Press: Boulder, San Francisco, Oxford

Wynne, B. (1992) Uncertainty and environmental learning. Global Environmental Change, June 111—127

Wynne, B. & Mayr, S. (1993), «How Science Fails the Environment», New Scientist, 5 June: 33-35.

Yates & Stone (1992), «The Risk Construct», i: J.F:Yates (utg.), Risk-Taking Bahavior, Chichester: Wiley.

NENT

Forskningsparken, Gaustadalléen 21, 0371 Oslo
Tlf.: 22 95 87 80 / 87 87, Fax: 22 69 84 71