



Vestlandsforskning

Boks 163, 6851 Sogndal

Tlf. 57 67 61 50

Internett: www.vestforsk.no

VF-rapport nr. 5/2000

Norske kommuner prøver seg på bærekraftutfordringen

**Oppsummering av et utvalg prosjekter ved
Vestlandsforskning som omhandler lokal miljøpolitikk og
Lokal Agenda 21**

Carlo Aall

VF Prosjektrapport

Rapport tittel Norske kommuner prøver seg på bærekraftutfordringen. Oppsummering av et utvalg prosjekter ved Vestlandforskning som omhandler lokal miljøpolitikk og Lokal Agenda 21.	Rapportnr. 5/00
	Dato: 01.06.00
	Gradering Open
Prosjekttittel Doktorgradsavhandling for Carlo Aall	Tal sider: 132
	Prosjektnr: 221
Forskar Carlo Aall	Prosjektansvarleg Carlo Aall
Oppdragsgjevar Internt	Emneord Bærekraftig utvikling Kommunal miljøpolitikk Lokal Agenda 21
Samandrag I denne rapporten presenteres et sammendrag av i alt fem prosjekter som har inngått i arbeidet med doktorgradsavhandlingen til Carlo Aall: 1. Økokommuneprogrammet (1990-97) 2. Miljørevisjonsprosjektet (1993-96) 3. Retningsanalyseprosjektet (1995-98) 4. Fra MIK til LA21 (1997-98) 5. Hindringsprosjektet (1997-98) Dette er en vedleggsrapport til selve avhandlingen.	
ISBN nr 82-428-0176-2	Pris 200 KR

Forord

Denne rapporten inngår som et vedlegg til min avhandling for doktorgraden (PhD) ved Universitetet i Aalborg. Rapporten er en dokumentasjon av det empiriske tilfanget i mitt doktorgradsarbeid innenfor temaet lokal miljøpolitikk og Lokal Agenda 21. I rapporten oppsummerer jeg erfaringer fra fem prosjekter som har pågått over en tiårsperiode ved Vestlandsforskning. I selve avhandlingen inngår seks engelskspråklige vitenskapelige artikler som bygger på de samme fem prosjektene, samt en innledende og konkluderende del der jeg trekker sammen trådene fra denne rapporten og mine seks engelske artikler.

Hovedveileder har vært lektor Arne Remmen ved Faggruppe for Teknologi og Samfunn, Universitetet i Aalborg. Mine to biveiledere har vært professor William Lafferty (direktør ved ProSus og professor II ved Vestlandsforskning) og forskningsleder Karl Georg Høyer ved Vestlandsforskning. Jeg retter en stor takk til alle tre; særlig til sistnevnte som har vært til særlig stor hjelp i innspurten. I tillegg har jeg fått nyte godt av faglige diskusjoner med mine kolleger ved Vestlandsforskning som har deltatt i de prosjekter mitt doktorgradsarbeid bygger på. Ingen nevnt, ingen glemt.

Carlo Aall

Sogndal, 1. juni 2000

Innhold

INNHold	4
INNLEDNING	6
ØKOKOMMUNEPROGRAMMET	11
BAKGRUNN.....	11
METODEVALG	12
METODEKRITIKK	15
HVA KAN BÆREKRAFTMÅLET INNEBÆRE AV UTFORDRINGER FOR KOMMUNENE?.....	16
ØKOKOMMUNENE SOM BÆREKRAFTIGE ”MODELLKOMMUNER”?	18
ØKOKOMMUNENE SOM INSPIRASJONSGRUNNLAG FOR OVERGANGEN FRA ”MIK” TIL ”LA21”?	23
MILJØREVISJONSPROSJEKTET	26
BAKGRUNN.....	26
METODEVALG	28
METODEKRITIKK	32
MILJØREVISJON SOM METODE FOR RESULTATVURDERING I DET KOMMUNALE MILJØVERNARBEIDET	34
FRAMVEKSTEN AV MILJØREVISJONSVERKTØYET	45
REFLEKSJONER OMKRING CASE-METODIKK I KOMMUNAL FORSØKSVIRKSOMHET	54
RETNINGSANALYSEPROSJEKTET	57
BAKGRUNN.....	57
METODEVALG	58
METODEKRITIKK	60
FRAMVEKSTEN AV BÆREKRAFTINDIKATORER OG FORSLAG TIL EN NORSK MODELL FOR KOMMUNALE BÆREKRAFTINDIKATORER.....	61
FORSLAG TIL EN MODELL FOR RETNINGSANALYSE.....	69
FRAMVEKSTEN AV REGIONAL AGENDA 21 I NORGE.....	75
FRA MIK TIL LOKAL AGENDA 21	80
BAKGRUNN.....	80
METODEVALG	81
METODEKRITIKK	84
DET KOMMUNALE MILJØVERNETS HISTORIE	85
HVOR LANGT KOM KOMMUNE-NORGE I MIK-REFORMEN OG HVA VAR STATUS FOR LA21- ARBEIDET I 1996-97?.....	92
HINDRINGSPROSJEKTET	96
BAKGRUNN.....	96
METODEVALG	97
METODEKRITIKK	101
DRØFTING AV BEGREPET BÆREKRAFTIG PRODUKSJON OG FORBRUK.....	103
EN KOMMUNAL FORSTÅELSE AV BEGREPET BÆREKRAFTIG PRODUKSJON OG FORBRUK .	110
HVORDAN ANALYSERE HINDRINGER.....	115
KARTLEGGING AV HINDRINGER FOR EN BÆREKRAFTIG PRODUKSJON OG FORBRUK.....	118
LITTERATUR	122

Tabeller

<i>Tabell 1 Kommuner deltatt i prosjekt som inngår i mitt doktorgradsarbeid</i>	7
<i>Tabell 2 Planlagte og realiserte delprogram i Økokommuneprogrammet</i>	13
<i>Tabell 3 Forsøk med miljørevisjon gjennomført i perioden 1995-96 (Aall 1996b)</i>	30
<i>Tabell 4 Oppfølging av revisjonsrapportene</i>	35
<i>Tabell 5 Anbefalte bærekrafttema og bærekraftmål fra det britiske Kommunenes Sentralforbund (the Local Government Management Board 1994)</i>	65
Tabell 6 <i>Forslag til bærekrafttematikk for bruk i en retningsanalyse (Høyer og Aall 1997)</i>	67
<i>Tabell 7 Valg av analyseobjekt og analysegrunnlag i forsøkene med retningsanalyse (Aall 1998a)</i>	70
<i>Tabell 8 Valg av bærekraftindikatorer for retningsanalyse av arealplanen i Stavanger kommune (Aall 1998)</i>	72
<i>Tabell 9 Konklusjoner fra retningsanalyse av arealplanen i Stavanger kommune (Aall 1998)</i>	73
<i>Tabell 10 Spørreskjemabaserte kartlegginger av status for miljøvernarbeidet i norske kommuner (Lafferty et al. 1998)</i>	82
<i>Tabell 11 Et "todimensjonalt" perspektiv på utviklingen av det miljøpolitiske innholdet knyttet til det kommunale miljøvernet i Norge</i>	89
Tabell 12 <i>Innsamling av data for vurdering av tematisk relevans og kartlegging av hindringer</i>	99
<i>Tabell 13 Fordeling av ulike kategorier delprosjekt i BLS-prosjektet, antall delprosjekt</i>	113
<i>Tabell 14 Konfliktnivå delt inn etter kjennetegn ved virkemidler og mål</i>	117
<i>Tabell 15 Generelle strategier for å møte ulike kategorier av hindringer</i>	117
<i>Tabell 16 Eksempler på hindringer som er nærmere omtalt i hovedrapporten fra Hindringsprosjektet (Aall et al. 1998)</i>	118
<i>Tabell 17 Fordeling av ulike kategorier av hindringer (Aall et al. 1998)</i>	119
<i>Tabell 18 Sammenheng mellom MIK-styrke og konfliktgrad for hindringene (Aall et al. 1998)</i>	120

Figurer

<i>Figur 1 Ulike elementer som inngår i mitt doktorgradsarbeid</i>	6
<i>Figur 2 Kategorier av forventninger som ble benyttet i "mønstersammenligningene" (Aall 1996a)</i>	32
<i>Figur 3 Tre faser i en miljørevisjon (Aall et al. 1996)</i>	35
Figur 4 <i>Den historiske framveksten av verktøy med felles opphav i den første formen for miljørevisjon (Aall 1996b)</i>	47
Figur 5 <i>Inndeling av ulike typer miljørevisjon ut fra miljøpolitisk og metodisk orientering</i>	54
<i>Figur 6 Historien bak utviklingen av bærekraftindikatorer (Høyer og Aall 1997)</i>	63
<i>Figur 7 "Kalde" og "varme" indikatorer (Macgillivray og Zadek 1995)</i>	66
<i>Figur 8 Struktur for den foreslåtte bærekraftindikatormodellen (Høyer og Aall 1997)</i>	69
Figur 9 <i>Et "tredimensjonalt" perspektiv på utviklingen av de miljøpolitiske institusjoner og prosesser knyttet til det kommunale miljøvernet i Norge</i>	86
Figur 10 <i>Andel kommuner som prioriterer ulike tema innenfor kommunenes arbeid med Miljø- og natyrressursprogrammet (Naustdalslid og Hovik 1994)</i>	92
<i>Figur 11 Intervensjonsteori anvendt som analysemodell for "Hindringsprosjektet"</i>	98
<i>Figur 12 Hovedutfordringer i den videre konkretiseringen av en politikk for en bærekraftig produksjon og forbruk</i>	110

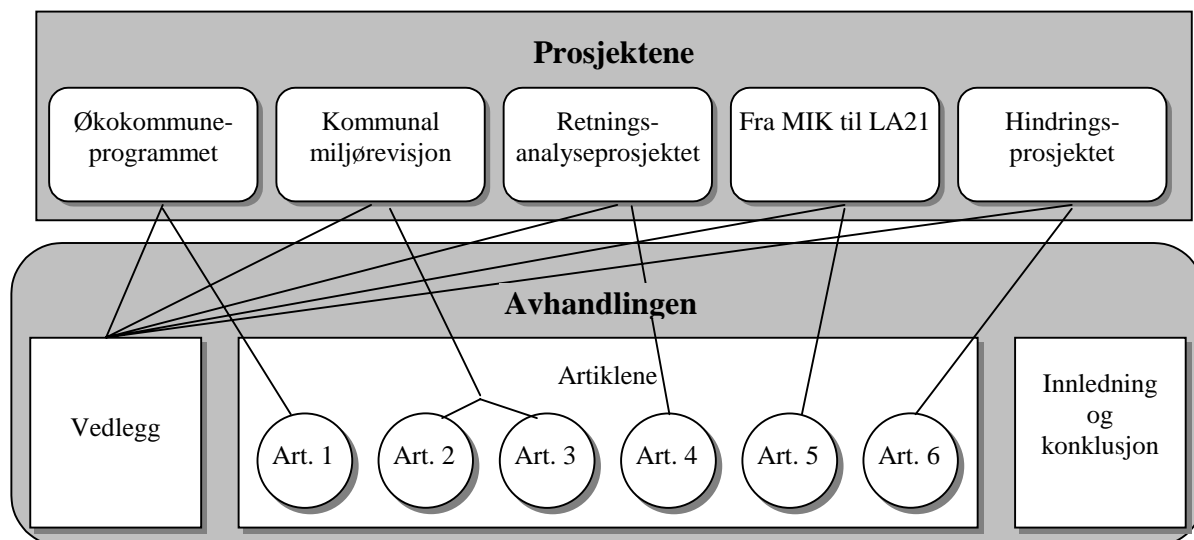
Innledning

Min doktorgradsavhandling bygger på et sammensatt prosjektarbeid som er gjennomført under høyst ulike betingelser. Fem prosjekter inngår som det empiriske grunnlaget, her ført opp i kronologisk rekkefølge:

6. Økokommuneprogrammet (1990-97)
7. Miljørevisjonsprosjektet (1993-96)
8. Retningsanalyseprosjektet (1995-98)
9. Fra MIK til LA21 (1997-98)
10. Hindringsprosjektet (1997-98)

Rammene for gjennomføringen av prosjektene er i stor grad gitt eksternt ved at de økonomiske betingelsene og formålet med prosjektet er bestemt av oppdragsgiver. Gjennomføringen har derfor i noen grad vært preget av ”det muligens kunst”, og valg av metodisk tilnærming har ofte blitt en pragmatisk avgjørelse. Tilsvarende har også eksterne forhold sterkt påvirket mulighetsrommet for hvilke resultater prosjektene har klart å levere.

Selve avhandlingen er lagt opp på grunnlag av seks artikler, som igjen bygger på de fem prosjektene som jeg refererte til over. Avhandlingen er bundet sammen med en innledende og konkluderende del og et eget vedlegg (dette notatet, jfr figuren under).



Figur 1 Ulike elementer som inngår i mitt doktorgradsarbeid

Dette vedlegget inngår som et ”startpunkt” for arbeidet med selve avhandling ved å presentere en sammenfatning av det empiriske grunnlaget og den typen kunnskap de ulike prosjektene bringer inn i avhandlingen. Her ønsker jeg å gi en bredere presentasjon av de *betingelsene* som har ligget til grunn for valg av metode i hvert enkelt prosjekt, en kritisk drøfting av styrken og svakheter ved valg av *metode*, og en mer utførlig presentasjon av *resultatene* fra hvert enkelt prosjekt enn det som har vært mulig i de ulike

artiklene som inngår i avhandlingen. Samtidig setter avhandlingen klare grenser for hvor omfattende en slik presentasjon kan være. Jeg har derfor måttet løsrive meg noe fra prosjektenes logiske struktur, for dermed å unngå en omfangsrik repetering av det som står i sluttrapportene fra de enkelte prosjektene. Cropper (1982) deler metode i tre ulike hierarkiske nivå: Øverst kommer filosofiske og kunnskapsteoretiske spørsmål, på mellomnivået kommer det Cropper betegner som forskningsdesign, mens det nederste nivået dreier seg om hvordan vi kan gjennomføre datainnsamling og -bearbeiding. Jeg vil i denne sammenhengen legge vekt på de to nederste nivåene og bruke fellesbetegnelsen ”metode” noe løselig som omfattende både en beskrivelse av forskningsdesign og de mer konkrete teknikkene for innsamling og bearbeiding av data.

Prosjektene representerer et stort tilfang av erfaringsmateriale. Innenfor prosjektene er det produsert 30 fagrapporter utgitt ved Vestlandsforskning eller ett av de tre instituttene vi har samarbeidet med (Stiftelsen Østfoldforskning, Høgskulen i Sogn og Fjordane og ProSus). Tre av rapportene er i tillegg utgitt på forlag (Aall og Sæther (1996), Aall, Erstad og Vestby (1996) og Heiberg (1999)) og to er utgitt i oppdragsgivers rapportserie (Aall et al. (1999a og 1999b), Aall, C., og Bjørnæs, T. (1998)). For seks av rapportene er jeg eneforfatter mens jeg deltar som medforfatter i ytterligere 12. For de siste 12 rapporter er jeg ikke med som forfatter, men har deltatt med veiledning i skriveprosessen i egenskap av prosjektleder. I tillegg kommer flere interne notater og flere artikler publisert i populærvitenskapelige tidsskrift, der jeg har stått som eneforfatter for hovedparten av disse (se vedlegg 2).

Samlet har 22 kommuner fra 14 fylker, i tillegg til to fylkeskommuner, vært direkte involvert i de ulike prosjektene, enten i ulike former for utviklingsarbeid eller som gjenstand for evaluering. Enkelte av kommunene har deltatt i flere enn ett prosjekt, noe som har gjort det mulig å få tilgang til kunnskap om mer langsiktige endringsprosesser og prosesser som gjelder ulike forhold. En av kommunene – Stavanger – har jeg hatt mulighet til å følge over fem år gjennom tre ulike prosjekter, mens Sogndal og Tingvoll begge har deltatt i to prosjekter som til sammen strekker seg over syv år.

Tabell 1 Kommuner deltatt i prosjekt som inngår i mitt doktorgradsarbeid

Prosjektkommuner	Ø ¹	M ²	R ³	H ⁴
Forsand (Rogaland), Lardal (Vestfold), Nesseby (Finmark), Nore og Uvdal (Buskerud), Suldal (Rogaland), Tolga (Hedmark), Ølen (Hordaland), Åmot (Hedmark)	X			
Bærum (Akershus), Fredrikstad (Østfold), Bømlø (Hordaland), Rakkestad (Østfold), Steinkjer (Nord-Trøndelag), Nord-Trøndelag fylkeskommune		X		
Ålesund (Møre og Romsdal), Akershus fylkeskommune			X	
Kristiansand (Vest-Agder), Hurum (Buskerud)				X
Flora (Sogn og Fjordane), Røros (Sør-Trøndelag), Steigen (Nordland)				X
Sogndal (Sogn og Fjordane), Tingvoll (Møre og Romsdal)	X	X		
Stavanger (Rogaland)		X	X	X

(1) Økokommuneprogrammet, (2) Miljørevisjonsprosjektet, (3) Retningsanalyseprosjektet, (4)

Hindringsprosjektet.

Det kan være hensiktsmessig å skille mellom en *prosjektintern* og en *prosjektekstern* kunnskap. Dette skillet gjelder hva vi kan lære henholdsvis *i* og *av* prosjektene. Den *prosjektinterne* kunnskapen er den primære formen for kunnskap fra prosjektene som omhandler svar på prosjektets problemstillinger. Det er nødvendigvis også den kunnskapen som er best dokumentert i prosjektene. Den *prosjekteksterne* kunnskapen representerer en utvidelse langs to akser: en utvidelse ”på langs” innenfor prosjektet og en kumulativ kunnskap ”på tvers” av prosjektene og kommunene. Samlet gir dette fire former for *prosjektekstern* kunnskap:

1. ”På langs” *innenfor* prosjektene: en kunnskapsproduksjon gjennomført innenfor prosjektene men som i realiteten går ut over prosjektets problemstillinger, eventuelt en videre bearbeiding av prosjektets empiri i etterkant av prosjektet.
2. ”På tvers” mellom *prosjektene*: sammenligning av erfaringer som er gjort i ulike prosjekter.
3. ”På tvers” mellom *kommunene*: sammenligning av erfaringer som er gjort i ulike kommunetyper.
4. ”På tvers” *innenfor* kommuner og *mellom* prosjekter: fordi vi har den situasjonen at enkelte kommuner har deltatt i flere av prosjektene har jeg også mulighet til å sammenligne erfaringene disse kommunene har gjort i ulike prosjekter.

Problemstillingene for avhandlingen retter seg først og fremst inn mot den *prosjekteksterne* kunnskapen, for dermed å kunne fange opp den typen kumulativ kunnskap som ligger i å se prosjektene under ett. Den *prosjekteksterne* kunnskapen er derfor et vel så viktig kunnskapstilfang for avhandlingen som den *prosjektinterne* kunnskapen. Den *prosjekteksterne* kunnskapen er naturlig nok svakere dokumentert innenfor prosjektene enn tilfellet er for den *prosjektinterne* kunnskapen. I noen tilfeller kan den *eksterne* kunnskapen også være udokumentert og bare foreligge som en erfaring hos meg som forsker. Den første formen for *prosjektekstern* kunnskap er likevel i stor grad dokumentert i prosjektene og i de vitenskapelige artiklene. Jeg vil også i noen grad supplere dokumentasjonen på denne kunnskapsformen i dette vedlegget. I noen grad er det også dokumentert i prosjektene en ”på tvers” kunnskap som ligger i at jeg har hatt muligheten til å arbeide med prosjekter som faglig sett bygger på hverandre. I dette vedlegget vil jeg forsøke å få fram hvordan ”på tvers” kunnskapen mellom prosjektene har utviklet seg, og supplere med enkelte perspektiver som jeg ikke har hatt anledning til å ta opp i artiklene. De to siste formene for ”på tvers” kunnskap – kategori (3) og (4) - som gjelder sammenligning av erfaringer i kommunene er i liten grad fanget opp i prosjektene eller i artiklene. Det nærmeste måtte være at rekruttering av kommuner i prosjektene som inngår i mitt doktorgradsarbeid i enkelte sammenhenger har tatt utgangspunkt i kommuner som har deltatt i tidligere prosjekt (dette gjelder kommuner som har deltatt i Økokommuneprogrammet, Miljørevisjonsprosjektet og Retningsanalyseprosjektet, jfr Tabell 1). All den tid dette vedlegget er strukturert rundt prosjektene – og ikke kommunene –

vil jeg også i begrenset grad ta opp denne formen for prosjektekstern kunnskap her. Isteden vil jeg komme tilbake til denne formen for ”på tvers” kunnskap i innledningen og konklusjonkapittelet i selve avhandlingen.

Vi kan også skille mellom en rent *empirisk* basert kunnskap og en mer *teoretisk* orientert kunnskap. Den klart mest omfattende formen for kunnskapsproduksjon gjelder den *empirisk* baserte (interne) prosjektkunnskapen. Samtlige prosjekter har sitt utgangspunkt her ved at kommunene i en eller annen forstand har vært utgangspunktet for samtlige prosjekter som inngår i mitt doktorgradsarbeid. Empirien omhandler forsøksvirksomhet i enkelte kommuner, studier av prosesser i enkelte kommuner, og en nasjonal spørreundersøkelse om trekk ved det kommunale miljøvernarbeidet. Prosjektene har hatt ambisjoner om å få fram sammenhengen mellom det partikulære (den enkelte kommune) og det generelle (hele populasjonen av norske kommuner). I fire av prosjektene har vi samlet inn data som gjelder enkeltkommuner, for så på ulik måte og i varierende grad forsøke å dra slutninger som kan gjelde allment for norske kommuner. I ett av prosjektene (prosjektet ”Fra MIK til LA21”) beveget vi oss på sett og vis motsatt vei, ved at vi samlet inn data om viktige generelle trekk ved hele populasjonen av norske kommuner for i neste omgang å dra slutninger som kan være av interesse for den enkelte kommune. I noen av prosjektene har det også vært åpning for å arbeide med *teoretiske* perspektiver mer eller mindre løsrevet fra prosjektets empiri, og da gjerne knyttet til det å utvikle modeller eller begreper som i neste omgang utgjorde et teoretisk grunnlag for prosjektvirksomheten i kommunene. Flere av prosjektene inneholder elementer av begrepsdrøfting, gjennomgang av en historisk utvikling, oppsummering av kunnskapsstatus og drøfting av og – i noen grad – utvikling av metodisk tilnærming, uten at dette er direkte knyttet til datamaterialet samlet inn i prosjektet.

Terje Kleven (1990) trekker fram *personlig empiri* som et viktig utgangspunkt for forskning. Med dette mener Kleven hvilke relevante erfaringer og teoretisk *bakgrunn* forskeren selv har for sine vurderinger. Min utdanningsbakgrunn er naturforvalterstudiet ved Norges landbrukshøgskole, mens min yrkesbakgrunn før jeg tok til som forsker har gitt meg en kombinasjon av det Kleven betegner som mikro- og makroorienterte erfaringer. På mikronivå har jeg to års erfaring som miljøvernleder i en av økokommunene (Ølen) og som deltaker i MIK-programmet fra oppstart i 1988. Mine erfaringer på et makronivå – som mer representerer et ”totalbilde” – knytter seg til min rolle som faglig-politisk aktør i samspill med sentrale aktører i Miljøverndepartementet og Kommunenes Sentralforbund. Jeg var også med å starte opp organisasjonen Forum for Lokalt Miljøvern i 1989 som i utgangspunktet var et faglig forum for de kommunale miljøvernlederne, men som etter hvert har utviklet seg til en slags interesseorganisasjon for det kommunale miljøvernarbeidet. Denne formen for personlige empiri har gitt meg en erfaringsnærhet, det vil si språkbruk og begreper som mine informanter uten vansker kan forstå og selv bruker til å definere, forklare og forstå situasjoner de deltar i. Dette er med på å skape større tillit, fortrolighet og kontakt under intervjuer og i observasjon av politiske og administrative prosessene.

Kunnskapsproduksjon vil i stor grad være å transformere disse erfaringsnære hverdagsbegrepene til mer abstrakte og generaliserte begreper og modeller. Den personlige empirien knytter seg også til mitt prosjektarbeid; nemlig de erfaringer jeg som forsker har tilegnet meg ut over det som er dokumentert i prosjektene. Dette gjelder det jeg tidligere har betegnet som prosjektekstern kunnskap, og gjelder de erfaringene jeg som forsker har gjort ved å delta i flere kommuner, på tvers av ulike prosjekter og over lengre tid. Avhandlingen gir meg mulighet til å løfte fram denne kunnskapen.

I det videre vil jeg ta for meg hvert av de fem prosjektene som inngår i mitt doktorgradsarbeid. Innledningsvis vil jeg for hvert prosjekt presentere bakgrunnen for prosjektene. Videre vil jeg presentere valg av metode fulgt opp av en kritisk drøfting av metodevalg. Jeg vil så presentere resultater fra prosjektene.

Økokommuneprogrammet

Bakgrunn

Begrepet økokommune oppsto i Suomussalmi kommune i Nord-Finland i 1980. Kommunen ønsket å utvikle en strategi for å stanse fraflyttingen, og ønsket å fokusere på økt utnytting av det lokale naturressursgrunnlaget (Heikurainen 1992). I 1983 ble begrepet lansert i Øvertorneå kommune i Nord-Sverige som tema for kommunens deltakelse i det nasjonale prosjektet "Kommunerna och framtiden" gjennomført i regi av Glesbygddelegasjonen (Enebro 1990, Gidlund et. al 1984). Begge initiativene representerte en til da ny kobling mellom ideologisk tankegodt hentet fra miljø- og alternativbevegelsen og tradisjonell "kommunalisme" med vekt på lokal mobilisering og lokal ressursutnytting (Aall 1991a). I begge tilfellene forsøkte kommunene under overskriften "økokommune" å beskrive en alternativ utviklingsstrategi for distriktskommuner. Bakgrunnen var stor fraflytting og et ønske om å vurdere utnytting av lokale ressurser til å skape ny virksomhet og bedre grunnlaget for bosetting (Myrhaug 1988).

Helt siden den første økokommunen oppsto i 1980 har det vært et nordisk samarbeid mellom kommuner og fagmiljø som har vært involvert i økokommunearbeidet. Spredningen av økokommuneidéen fra Finland til Sverige var i seg selv resultat av et allerede etablert samarbeid mellom Nord-Svenske og Nord-Finske kommuner. På slutten av 1980-tallet ble det tatt parallelle initiativ i Norge og Sverige for å få finansiert nasjonale økokommuneprogram med ambisjoner om å etablere et mer strukturert og omfattende nordisk samarbeid (Aall 1991a)².

I Norge ble idéen om å starte et økokommuneprogram først lansert overfor et utvalg kommuner av Norsk Forum for Økologisk Økonomi på begynnelsen av 1980-tallet. Initiativet førte imidlertid ikke fram, først og fremst på grunn av skepsis fra kommunene til deler av det faglige innholdet i de planene som ble presentert (Aall 1991a). I 1987 ble det gjennom Sogndal kommune etablert kontakt med Vestlandsforskning for å få bistand til å utforme en søknad om et nasjonalt økokommuneprogram. Fra Vestlandsforskning ble det reist forslag om å koble et eventuelt økokommuneprogram opp mot anbefalingene i Verdenskomisjonens rapport og lansere "Økokommunene som prøvekommuner for oppfølging av sentrale tilrådinger i Brundtland-kommisjonen på lokalt nivå i Norge" (Høyer 1987). Det samme notatet beskrev syv ulike orienteringspunkter som skulle gjelde for utviklingsarbeidet i økokommunene (Op. cit.):

- verneorientering gjennom sikring og utvikling av eksisterende kvaliteter både i naturmiljøet og i det bebygde miljøet
- orientering mot løsning av lokale og globale miljøproblemer
- orientering mot utnytting av lokale ressurser

- tiltaksarbeid som tar hensyn til naturen, dens mangfold og dens toleransegrenser
- orientering mot utnytting av kultur som lokal utviklingsfaktor
- forsøk med områderettete samfunnskooperasjoner basert på tidligere erfaringer med lokalt nærmiljøarbeid
- U-landsorientering ved å utvikle en solidaritet med utviklingsland

I 1988 ble Forum for Norske Økokommuner (FONØ) etablert med sekretariat i Sogndal og daværende varaordfører i Sogndal som leder. I 1989 fikk FONØ tilskudd fra Kommunenes Sentralforbund og Miljøverndepartementet til et forprosjekt med Vestlandsforskning som prosjektansvarlig. Som en del av arbeidet med forprosjektet utarbeidet FONØ i 1990 en økokommuneerklæring som i stor grad fanget opp innholdet i de såkalte ”orienteringspunktene” gjengitt over (Aall 1991a):

En økokommune forplikter seg til å arbeide for en bærekraftig utvikling. I dette ligger bl.a.:

- 1) *Økologiske mål inn i kommuneplanleggingen.*
- 2) *I den kommunale saksbehandlingen skal miljøkonsekvenser utredes.*
- 3) *Mobilisere befolkningen til å bruke lokale kunnskaper og naturressurser for å skape en bærekraftig utvikling.*
- 4) *Vern og bruk av det lokale natur- og kulturgrunnlaget*
- 5) *Gi lokale bidrag til løsning av globale miljøproblemer*
- 6) *Løse lokale miljøvernutfordringer*
- 7) *Sterk vekt på lokal styring og engasjement*

Det ble stilt krav om at de kommunene som ønsket å stå bak søknaden om midler til et Økokommuneprogram måtte slutte seg til denne erklæringen. I 1991 ble FONØ omgjort til et formelt samarbeidsorgan med vedtekter som blant annet medførte krav til medlemskommunene om en årlig medlemskontingent. Økokommuneerklæringen ble tatt inn i vedtektene.

Forprosjektet ble gjennomført i perioden våren 1990 til våren 1991 som en serie arbeidsseminarer med deltakelse fra politisk og administrativt nivå i økokommunen. Våren 1992 ble det avklart bevilgninger som sikret oppstart av Økokommuneprogrammet.

Metodevalg

Økokommuneprogrammet har en todelt metodisk struktur: en programdesign og ulike metodiske tilnærminger innenfor de enkelte delprogrammene. I forprosjektrapporten til Økokommuneprogrammet presenteres følgende overordnede mål for *programmet* (Aall 1991a):

”Det overordna målet med Økokommuneprogrammet er å utvikle strategier for en bærekraftig utvikling i kommunene. Programmet tar sitt utgangspunkt i tre sentrale spørsmål:

- 1) *Hva er en bærekraftig utvikling? Avklare og beskrive hva en bærekraftig utvikling i en norsk kommune kan være.*

2) *Hvor stor påvirkningskraft har en kommune? Vurdere i hvilken grad kommunen selv kan stimulere til en bærekraftig utvikling lokalt, og hvor mye som bestemmes av eksterne faktorer.*

3) *Hvilke virkemidler er aktuelle? Vise hvordan kommunen kan stimulere til en bærekraftig utvikling lokalt og prøve ut noen av de aktuelle virkemidlene”.*

I alt deltok 12 fagpersoner³ fra fem faglige institusjoner⁴. Vestlandsforskning hadde ansvaret for koordineringen av programmet. Programmet ble ledet av et programstyre med én representant fra hver av økokommunene og én representant fra KS-forskning. På grunn av manglende bevilgninger⁵ ble bare 5 av 17 delprogrammene beskrevet i forprosjektrapporten gjennomført. I tillegg ble tre delprogram delvis gjennomført (jfr Tabell 2). Prosjektet Kommunal miljørevisjon hadde sitt opphav i Økokommuneprogrammet, men ble gjennomført som et selvstendig parallelt prosjekt (Aall 1996). Det ble også gjennomført en evaluering av programmet (Ramsdal 1997).

Tabell 2 Planlagte og realiserte delprogram i Økokommuneprogrammet

Planlagte delprogram ¹	Status
1. Økologisk basert kommuneplanlegging	Gjennomført
2. Kommunal miljørevisjon	Gjennomført
3. Natur- og miljøvern i kommuneplanen	Innarbeidet i delprogram 1
4. Organisasjonsutvikling og økologisk planlegging	Ikke realisert
5. Lokal miljøkommisjon	Ikke realisert
6. Politikerskolen	Gjennomført
7. Lokalbasert miljøundervisning	Ikke realisert
8. Forbruk og miljø	Gjennomført som to utredninger
9. Miljøretta helsevern	Ikke realisert
10. Bibliotek som sentre for miljøinformasjon	Ikke realisert
11. Bærekraftig næringsutvikling	Gjennomført som en utredning
12. Samvirkemodeller for å løse miljøutfordringer	Ikke realisert
13. Kultur- og miljøvern som utviklingsfaktor	Ikke realisert
14. Økobygder	Ikke realisert
15. Kulturlandskap	Gjennomført
16. Nordisk FOU-samarbeid, internasjonalt samarbeid	Gjennomført
17. Vennskapskommuner i Øst-Europa / tredje verden	Forsøkt startet

(1) Hentet fra forprosjektrapporten (Aall 1991a)

Det ble benyttet ulike metodiske tilnærminger i de ulike delprogrammene, men likevel med en felles karakter av å være *aksjonsforskning*. Arbeidet i Økokommuneprogrammet har vært preget av stor *nærhet* til de kommunale prosessene. Programmet hadde ambisjoner om å skape reelle endringer i samspill mellom kommune og forskere. Jeg har sammen med de øvrige deltakerne i programmet hatt mulighet til på nært hold å observere hvordan kommunal miljøpolitikk utformes og blir forsøkt iverksatt. I noen grad deltok vi også selv som aktører i slike prosesser.

Delprogrammet ”Økologisk basert kommuneplanlegging” hadde to komponenter: Gjennomføring av en seminarrekke for økokommunene og en gjennomgang av kommuneplanarbeidet i økokommunene. Det ble gjennomført seks seminarer i hver av prosjektkommunene der ulike sider

ved planlegging og bærekraftig utvikling ble tatt opp⁶. I gjennomsnitt deltok 10-13 personer medregnet 2-4 politikere. Fra administrasjonen deltok rådmann, teknisk sjef, kommuneplanlegger og miljøvernleder. Hvert seminar ble dokumentert i egne seminarrapporter. Ved avslutningen av delprogrammet gjennomførte vi en tekstanalyse av gjeldende kommuneplandokumenter i prosjektkommunene samt gjennomførte telefonintervju av nøkkelpersoner i administrasjonen (Heiberg 1997).

”Politikerskolen i miljøkunnskap” ble gjennomført som en møteserie for folkevalgte og administrasjon i fire av økokommunene. Studieopplegget var utviklet ved ”Ressurssenteret i miljølære” ved Tingvoll vidaregåande skule, og ble i perioden 1990-97 benyttet av om lag 50 norske kommuner (Johnsen 1997). Vi bisto som forskere med å tilrettelegge materiell, ga råd om hvordan gjennomføre opplegget og deltok som innledere på enkelte av samlingene. Antall samlinger varierte fra 4 til 14 for de mest omfattende oppleggene, og antall deltakere varierte fra 7 til 25 per samling. Ved avslutningen av delprogrammet sendte vi ut et spørreskjema til deltakerne i politikerkolen i de fire aktuelle økokommunene (26-32 deltakere per kommune), og vi gjorde på grunnlag av svarene fra undersøkelsen og telefonintervju med nøkkelinformanter i kommunene en evaluering av delprogrammet (Johnsen 1997). Svarprosenten varierte fra 44 til 69 prosent. Formålet med evalueringen var å få fram hvordan deltakerne vurderte at de hadde blitt påvirket i forhold til kunnskapsgrunnlag, eventuelle endringer av egne personlige holdninger, og eventuelle endringer av politiske holdninger.

Delprogrammet *”Kommunal forvaltning av kulturlandskapet”* ble gjennomført som et case-studie i Vingelen, en bygd i Tolga kommune. Forskerne deltok sammen med et konsulentfirma i utformingen av et reguleringsplanforslag. Det ble også gjennomført en landskapsanalyse og en avgrenset form for kulturlandskapsregistrering (Heiberg 1996). Det ble gjennomført flere folkemøter der ulike faglige innspill fra forskerne og konsulentfirmaet ble presentert og drøftet. Det var også en løpende kontakt med politisk og administrativt nivå i kommunen som støttet opp om prosessen og deltok på folkemøtene. På bakgrunn av innspillene under folkemøtet ble det så laget et endelig planforslag som ble oversendt kommunen. I etterkant av delprogrammet ble det skrevet en lærebok i kulturlandskapsplanlegging (Heiberg 1999) basert på erfaringene fra prosjektarbeidet i Vingelen, og innsamling av erfaringer fra tilsvarende prosjekter ellers i landet gjennom tekstanalyse av plandokumenter og telefonintervju av nøkkelpersoner i forvaltningen og aktuelle konsulentfirmaer.

I tillegg til de mer utviklingspregede aktivitetene i Økokommuneprogrammet ble det laget tre mindre utredninger. Under overskriften *”forbruk og miljø”* ble det laget en internasjonal litteraturstudie ved Vestlandsforskning om teoretiske perspektiver på forbruk og miljø som område for kommunal politikkutforming (Nynäs 1994). Denne ble fulgt opp med en mer praktisk anlagt utredning som oppsummerte europeiske erfaringer med forbruksreducerende tiltak i kommunal regi. Utredningen var laget ved Stiftelsen Idébanken og Prosjekt Alternativ Framtid basert på

informasjon samlet inn gjennom et europeisk kontaktnett av forskere, konsulenter og frivillige organisasjoner (Hille et al. 1994). Under overskriften ”*bærekraftig næringsutvikling*” ble det laget en utredning ved Vestlandsforskning om norske erfaringer med innarbeiding av miljøhensyn i kommunal næringspolitikk og innspill til hvordan økokommunene kan legge større vekt på miljøhensyn i sin næringspolitikk. Utredningen ble gjort på grunnlag av en gjennomgang av næringsplanene i økokommunene og telefonintervju med den administrativt ansvarlige for nærings- eller tiltaksarbeidet i kommunen (Byrkjeland 1997).

Metodekritikk

Forprosjektet til Økokommuneprogrammet var mitt første prosjekt ved Vestlandsforskning. Før det hadde jeg arbeidet som miljøvernleder i én av økokommunene (Ølen) i to år, der jeg som fersk kandidat fra Norges landbrukshøyskole tok til i 1988. To år etter at jeg ”debuterte” som forsker fikk jeg det krevende ansvaret som prosjektleder for Økokommuneprogrammet. Min utdanning ved Norges landbrukshøyskole var i stor grad yrkesrettet med tanke på arbeid innenfor offentlig miljøvernforvaltning, og i mindre grad rettet inn mot forskning. Mine erfaringer med forskningsdesign og forskningsmetodikk var derfor begrenset når jeg tok til som prosjektleder for Økokommuneprogrammet, noe som naturlig nok har preget gjennomføringen av programmet.

Økokommuneprogrammet hadde bare i begrenset grad en klart definert metodisk tilnærming på program og delprogramnivå når vi startet arbeidet. Forprosjektrapporten gir noen metodiske føringer som peker i retning av aksjonsforskning, mens vi i avslutningen av programmet – innenfor de ulike delprogrammene – forsøkte å ”stramme opp” den metodiske tilnærmingen. Framdriften i programarbeidet reflekterer derfor også en utvikling i metodisk tilnærming: Innledningsvis var arbeidet preget av å være aksjonsforskning, mens vi i avslutning av prosjektet beveget oss i retning av en case-studie tilnærming. Graden av dokumentasjon fra den innledende mer aksjonsforskningspregede fasen var også begrenset. Dette er selvsagt en stor svakhet ved hele programmet, og gjør blant annet at kunnskapsgrunnlaget er mangelfullt dokumentert. For å styrke den avsluttende delen av programarbeidet fikk vi i tillegg gjennomført en ekstern evaluering. Her ble det gjennomført en besøksrunde i alle økokommunene med dybdeintervju av nøkkelinformanter, i tillegg til at arkivmateriale ved Vestlandsforskning ble gjennomgått. Evalueringen hadde som formål å svare på følgende spørsmål (Ramsdal 1997):

- I hvilken grad har økokommuneerklæringen blitt fulgt opp av de enkelte økokommunene?
- I hvilken grad har delprogrammene vært gjennomført i forhold til mål og planer?
- I hvilken grad har delprogrammene bidratt til en utvikling i den retning Økokommuneprogrammet har angitt?

I sin kritikk av aksjonsforskning advarer Erik Maaløe (1996, s. 145) mot at forskerne blir for nær studieobjektet, og at forskerne blir "kamerater" med sine informanter. Dette preget i noen grad situasjonen i forholdet mellom meg som forsker og de sentrale aktørene i økokommunene; særlig gjelder det mitt forhold til medlemmene i programstyret og tidligere arbeidskolleger i økokommunen Ølen. Faren ligger i at man som forsker lett fanges opp i informantenes virkelighetsoppfatning, og dermed mister den nødvendige distansen, noe som igjen kan gjøre konklusjonene ureflekterte.

Samtidig utfordret vi som forskere kommunene til også å se verden med våre "forskerøyne", ved at vi presenterte vårt syn på hvordan legge inn bærekraftenssyn i ulike deler av kommunal virksomhet og kommunal politikkutforming. Vi inntok som forskere dermed en klar normativ posisjon overfor kommunene, noe som til en viss grad kan sies å ha veiet opp for en for nær og ukritisk assosiasjon med kommunenes perspektiver. Vi forsøkte - i Maaløes begrepsbruk - også "å se andres verden med egne øyne". Vi forsøkte også å styrke erfaringsgrunnlaget i den avsluttende fasen av programmet ved å ta i bruk spørreskjema (innenfor delprogrammet "politikerkolen i miljøkunnskap") og telefonintervju (innenfor delprogrammet "økologisk basert kommuneplanlegging"). I tillegg benyttet vi kommunale skriftlige kilder som plandokumenter, møtereferater, brev, uttalelser. Samtidig er det klart at min personlige forskererfaring er et viktig empiriske grunnlaget for den kunnskapen Økokommuneprogrammet bringer inn i avhandlingen.

Hva kan bærekraftmålet innebære av utfordringer for kommunene?

De overordnede målene for Økokommuneprogrammet åpnet for en teoretisk orientert kunnskapsproduksjon om hva målet om en bærekraftig utvikling kan innebære av utfordringer for norske kommuner (Aall 1997a). Denne formen for begrepsutvikling har både jeg og andre ved Vestlandsforskning senere kunnet videreutvikle i ulike prosjektsammenhenger. For min del har jeg kunnet arbeide videre med denne tematikken i alle de etterfølgende prosjektene som inngår i mitt doktorgradsarbeid (Aall 1996, Høyen og Aall 1997, Lafferty et al. 1998, Aall et al. 1998). Jeg presenterer derfor ikke her hele bredden i denne drøftingen, men gir en kortfattet framstilling som en illustrasjon på hvor "langt" jeg da var kommet i begrepsutviklingen.

Overfor økokommunene la vi vekt på at Verdenskommisjonens rapport gir alvorlige og radikale utfordringer for samfunnet, gitt at vi tolker utviklingsdelen i bærekraftmålsettingen som både å gjelde en mer rettferdig fordeling *innen* og *mellom* generasjoner. Verdenskommisjonens rapport gir grunnlag for å tolke begrepet bærekraftig utvikling til å innebære at all menneskelig aktivitet må holde seg innenfor en langsiktige økologisk bæreevne, og at alle har krav på å få sikret sine grunnleggende behov. Sikring av grunnleggende behov gjelder alle mennesker på jorden i dag, men også fremtidige generasjoner. I vår tolkning av begrepet la vi tre hovedelementer til grunn (Aall 1997a, s. 87)

1. Økologisk bærekraft: opprettholdelse av alle essensielle økosystemer.
2. Sosial bærekraft i rom: en rettferdig fordeling av byrder og goder i dag. Alle har rett til å få tilfredsstilt sine grunnleggende behov og alle må dele de byrder som følger med en omlegging fra dagens utvikling til en bærekraftig utvikling.
3. Sosial bærekraft i tid: rettferdig fordeling av byrder og goder mellom nålevende og framtidige generasjoner.

Denne tredeling samsvarer helt med den tredeling Miljøverndepartementet senere presenterte i Stortingsmelding 58 (1996-97) om "Miljøvernpolitikk for en bærekraftig utvikling" (økologisk bærekraftperspektiv, velferdsperspektiv og generasjonsperspektiv). De avgjørende faktorene for å fastlegge en politikk for en bærekraftig utvikling ble presentert på følgende måte i en artikkel utgitt i et temanummer av tidsskriftet Plan om Økokommuneprogrammet (Aall og Høyer 1995):

- hva menes med grunnleggende behov (hvor "høyt" skal lista legges)?
- hvor mange er det som skal få tilfredsstilt sine grunnleggende behov?
- hvor stort uttak av ressurser "tåler" miljøet?
- hvor store utslipp "tåler" miljøet?
- hvor mange generasjoner skal vi ta hensyn til?

Verdenskommisjonen legger stor vekt på at en *rettferdig fordeling* av goder og byrder. En rettferdig fordeling, og det å angripe fattigdomsproblemet har en klar etisk begrunnelse, det er et mål i seg selv. Det kan også begrunnes rent økologisk. Fattigdom fører til en ødeleggende bruk av naturressurser, noe som gjør at det å bekjempe fattigdom er et middel for å oppnå en økologisk bærekraft. Det er flere formuleringer i Verdenskommisjonens rapport som omhandler spørsmålet om rettferdig fordeling (se for eksempel Verdenskommisjonen 1987, s. 42). En rimelig tolking av rapporten at vi ikke har moralsk rett til å bruke mer enn det som er nødvendig for å dekke våre grunnbehov, dersom ikke dette kan gjøres på en bærekraftig måte av alle mennesker på kloden i dag og i all fremtid. Det innebærer også at alle må ta sin del av byrdene med å legge om til en bærekraftig utvikling. Enkelte nasjoner eller sosiale grupper har ikke rett til å fungere som "gratispassasjerer" (Op. cit, s.18).

Hensynet til økologisk bærekraft ligger som et *minstekrav* i Verdenskommisjonens definisjon av en bærekraftig utvikling (Op. cit, s. 43). Videre er det klart at vern av det biologiske mangfoldet står helt sentralt i spørsmålet om økologisk bærekraft (Op. cit. s.113). Verdenskommisjonen anerkjenner òg det etiske prinsippet om naturens egenverdi i arbeidet med bevaring av natur (Op. cit. s.51).

Verdenskommisjonens rapport gir ikke anvisninger på nøyaktig hvor langt tidsperspektiv som kan fortjene betegnelsen langsiktig. Det synes likevel rimelig å hevde at kommuneplanens perspektiv på 10 til 12 år er svært kort-

siktig i forhold til det Verdenskommisjonen framhever som et langt tidsperspektiv. Et langsiktig tidsperspektiv må innebære å ta hensyn til mulige eller sannsynlige fremtidige endringer i miljø og samfunn, slik som konsekvenser av klimaendringer, og konsekvenser av tiltak for å begrense utslipp av klimagasser. Da må vi operere med en tidshorison på flere generasjoner.

Fordelingsaspektet i begrepet bærekraftig utvikling hadde ved tidspunktet for igangsetting av Økokommuneprogrammet vært lite fremme i norsk miljøpolitikk, og den var heller ikke tydelig uttalt i økokommuneerklæringen. Vårt budskap overfor økokommunene var likevel at fordelingsaspektet er en avgjørende del av bærekraftmålsettingen som også har relevans for kommuner; både den som gjelder fordeling i tid og rom.

Økokommunene som bærekraftige ”modellkommuner”?

Den empirisk basert prosjektkunnskapen omhandlet økokommunenes evne til å få til forandringer i en bærekraftig retning. Denne kunnskapen forsøkte vi også å generalisere i forhold til norske distriktskommuner generelt. Økokommuneprogrammet var et ambisiøst prosjekt. Kommunene hadde ambisjoner om å få til reelle endringer i en bærekraftig retning gjennom sin deltakelse i programmet. Hovedkonklusjon fra evalueringen av Økokommuneprogrammet var imidlertid at programmet aldri ”lettet” i økokommunene (Ramsdal 1997). Årsaken til dette mener Ramsdal dels henger sammen med trekk ved kommunene selv, dels med egenskaper ved programmets organisering og prioritering av aktiviteter. Ramsdal peker samtidig på at det likevel fins mange og interessante ”spor” av økokommunetanken i kommunale aktiviteter og virksomheter, og at det var store forskjeller mellom de ulike økokommunene. Av de opprinnelige ni økokommunene var det Tolga, Tingvoll, Sogndal, Lardal og Ølen som var klart mest aktive innenfor delprogrammene. Nesseby og Forsand meldte seg i praksis ut av samarbeidet etter at programmet startet, mens Nore og Uvdal bare i begrenset grad var med.

Det ble gjennomført en lang rekke møter og seminarer i Økokommuneprogrammet, og det ble referert til programmet i flere ”offentlige” sammenhenger, blant annet i Stortingsmelding 34 (1990-91) om ”Miljøvern i kommunene” og innstillingen fra KS sin ad-hoc komité om lokalt miljøvern fra 1992. Det er nærliggende å stille spørsmål ved om det kom noe mer ut av programmet enn symboler og ord. Professor Alf Inge Jansen skiller mellom tre nivå politikk (Jansen and Osland 1996, s.179): (1) definere et problem; (2) skape aksept for at det er behov for å gjøre noe med problemet; (3) allokere og organisere ressurser for å løse problemet. Det interessante med denne inndelingen er at produksjon av symboler og ord tilkjennes verdi som en nødvendig inngang til mer konkrete resultater. I det videre vil jeg omtale noen viktige og interessante ”spor” fra de tre nivåene Jansen beskriver; spor som peker i retning av at programmet faktisk klarte å produsere noe mer enn bare symboler, og jeg vil gripe fatt i følgende fire overskrifter:

- utvikling av en felles overordnet problemforståelse
- forsøk med ulike former for ”folkeopplysning” for politikere og kommuneadministrasjon om miljøspørsmål og målet om en bærekraftig utvikling
- eksempler på bruk av til dels sterke planvirkemidler i den kommunale miljøvernpolitikken
- eksempler på en alternativ ”kretsløptilnærming” til virkemiddelbruk innenfor enkelte deler av miljøvernpolitikken

Økokommunene gikk i realiteten så langt som å *institusjonalisere* en felles oppfatning av de utfordringene som følger av målet om en bærekraftig utvikling samt en felles forståelse for at det også er behov for kommunal innsats i forhold tilmed disse problemene. I 1988 ble Forum for norske økokommuner (FONØ) etablert som en uformell samarbeidsorganisasjon. Den bakenforliggende årsaken for formaliseringen av økokommunesamarbeidet var i første omgang å gi en søknad om et Økokommuneprogram økt tyngde, og den viktigste aktiviteten til FONØ var å støtte opp om gjennomføringen av Økokommuneprogrammet. Etableringen av FONØ var imidlertid også gjort ut fra en genuin miljøpolitisk begrunnelse. Kommunene ønsket å beskytte seg mot den formen for ”utvanning” av økokommunebegrepet som på det tidspunktet syntes å skje i Sverige, der et stadig økende antall kommuner med høyst ulike begrunnelser og tilsynelatende høyst ulik problemforståelse valgte å utrope seg til økokommuner.

Den klare politiske forankringen av problemforståelse og behovet for kommunal innsats var spesiell. FONØ og Økokommuneprogrammet har vært det eneste fungerende nettverket i Norge knyttet til lokalt miljøvernarbeid der lokalpolitikere reelt sett har deltatt aktivt. Nettverksarbeidet knyttet til Økokommuneprogrammet framstår dermed i sterk kontrast til nettverkene som ble etablert med utgangspunkt i MIK-programmet. Mens de ulike ”MIK-baserte” nettverkene nesten utelukkende har vært et faglig og administrativt nettverk internt mellom de kommunale miljøvernlederne, og mellom de kommunale miljøvernlederne og representanter for statlige miljøvernmyndigheter, har nettverkene med utgangspunkt i Økokommuneprogrammet vært preget av kommunepolitikere. Programstyret (og FONØ) har utelukkende bestått av kommunepolitikere - i hovedsak ordførere. I tillegg har kommunepolitikere deltatt aktivt i seminarer og andre aktiviteter i de ulike delprogrammene. Tall fra tre arbeidsseminarer i forprosjektfasen (1990-91) viser for eksempel en gjennomsnittlig oppslutning fra politisk nivå på 50 prosent av i alt 38 deltakere.

Selv om kommunens deltakelse i Økokommuneprogrammet og tilslutningen til økokommuneerklæringen ikke alltid førte til den helt store politiske diskusjonen internt i kommune, ble kommunenes status som økokommune likevel gjenstand for debatt i media. I perioden 1990-96 ble det registrert 130 presseklipp med ordet ”økokommune”. I flere av økokommunene ble

manglende kommunal praksis på miljøvernområdet konfrontert med kommunens status som økokommune ofte trukket fram av media (Aall 1997a). I enkelte av økokommunene ble dette forholdet etter hvert brukt som et argument fra kommunens side mot å engasjere seg aktivt i de ulike delprogrammene (Ramsdal 1997).

Økokommuneprogrammet inneholdt et viktig element av ”folkeopplysning”. Totalt ble det i de fem mest aktive økokommunene gjennomført om lag 80 samlinger av ulikt slag som involverte rundt regnet 250 personer i perioden 1992-97. Dette skjedde innenfor delprogrammene ”Politikerskolen i miljøkunnskap” og ”Økologisk basert kommuneplanlegging” (Heiberg 1997, Johnsen 1997). Opplegget for *politikerskolen* er i seg selv et produkt av Økokommuneprogrammet. Tingvoll vidaregåande skule fikk i 1989 en forespørsel fra Sunndal Verk om hjelp til å gjennomføre et miljøkurs for de ansatte. I forbindelse med at Tingvoll kommune hadde erklært seg som økokommune i 1989, fikk skolen i 1990 en forespørsel om å utvikle et eget studieopplegg for kommunen med utgangspunkt i det studieopplegget som alt var prøvd ut på Sunndal Verk. På bakgrunn av erfaringene med det første kommunale miljøkurset utviklet så skolen en studieperm med forslag til gjennomføring av temamøter for politikere og administrasjon med betegnelsen ”Politikerskolen i miljøkunnskap”.

I oppleggene for politikerskole deltok politikere, administrasjon og – i enkelte av de åpne samlingene – representanter fra ulike grupperinger lokalt sammen med (i de fleste tilfeller) eksterne innledere. Utfordringer knyttet til målet om en bærekraftig utvikling ble på ulikt vist og med ulike tematiske innganger grundig diskutert og forsøkt relatert til de spesielle utfordringene som gjelder for små distriktskommuner generelt og den enkelte økokommune spesielt. I to av økokommunene – Sogndal og Tingvoll – ble det gjennomført politikerskole i miljøkunnskap innenfor tre kommunestyreperioder. Denne til dels omfattende formen for skoling er i seg selv et interessant fenomen. Det er uvanlig at små distriktskommuner gjennomfører så omfattende prosesser når det gjelder skoling av folkevalgte og kommuneadministrasjonen i miljøspørsmål. Dette utsagnet baserer jeg på mine egne erfaringer som miljøvernleder og aktiv i det nasjonale nettverket av kommunale miljøvernledere, men utsagn fra våre informanter i økokommunene underbygger også en slik påstand. Våre informanter i Sogndal kommune viste for eksempel til at de fikk høre fra sine nabokommuner at det var utenkelig for dem å få politisk aksept for en tilsvarende omfattende satsing på skoling i miljøspørsmål. Mine erfaringer som miljøvernleder tilsier også at det er uvanlig med så åpne former for skoling, der både representanter for lokale grupperinger og – kanskje viktigst – lokalpolitikere har deltatt i så stort omfang. Innenfor MIK-programmet og MIK-reformen var det i all hovedsak de kommunale miljøvernlederne som deltok på fagsamlinger, enten dette ble arrangert av det fylkesvise ”MIK-forumet” (gjerne med fylkesmannen, fylkeskommunen og KS-kretsen som samarbeidende arrangører) eller den nasjonale fagsammenslutningen av de kommunale miljøvernlederne (Forum for Lokalt Miljøvern).

I en viss grad har det også vært mulig å spore enkelte effekter av denne formen for ”folkeopplysning”. I forbindelse med evalueringen av ”Politikerskolen i miljøkunnskap” svarte 85 prosent av de som besvarte spørreskjemaet at de hadde fått økt sine kunnskaper om miljøspørsmål, og 33 prosent mente at politikerkolen hadde utløst konkrete miljøpolitiske tiltak i kommunen (Johnsen 1997). Sogndal er blant de få kommunene i landet som har gjennomført politikerkolen i tre omganger, i tre ulike kommunestyreperioder. Sogndal er også den eneste kommunen i Sogn og Fjordane, og én blant få kommuner i Norge, som har vedtatt tre generasjoner kommunedelplaner for temaet miljø. Gjeldende miljøvernplan var også den første i landet med betegnelsen ”Lokal Agenda 21 plan”. Våre informanter hevder at tre runder med politikerkolen har vært en viktig faktor for at Sogndal har lyktes i å gjennomføre en såpass omfattende satsing på miljøvernplanlegging.

De to delprogrammene ”Kommunal forvaltning av kulturlandskapet” og ”Økologisk basert kommuneplanlegging” demonstrerer interessante eksempler på at også mindre distriktskommuner kan ta i bruk relativt sterke *planvirkemidler* på miljøvernområdet. I delprogrammet ”Kommunal forvaltning av kulturlandskapet” ble det påbegynt en reguleringsplanprosess i Vingelen i Tolga kommune. Forslaget til reguleringsplan omfattet ca seks kvadratkilometer. Etter en åpen planprosess, der det ble avholdt flere folkemøter, ble et forslag til reguleringsplan med et relativt sterkt restriksjonsnivå presentert for folk i bygda uten at planforslaget førte til negative reaksjoner. Det kom faktisk flere signaler fra lokalsamfunnet om at planforslaget var for *lite* restriktivt, og at planforslaget burde omfattet et større område. Samlet sett ble planprosessen opplevd som en suksess, både fra kommunes side, fra lokalbefolkningen og fra statlige miljøvernmyndigheter. Erfaringene fra dette arbeidet tyder på at det er avgjørende at lokalsamfunnet opplever å ha stor innflytelse over forvaltningen av ”sitt” landskap. Følgende suksessfaktorer synes å være viktige (Heiberg 1996):

- planleggingen var lokalt initiert
- bred enighet om formålet med planleggingen.
- en planleggingsprosess på lokalsamfunnets premiss
- høyt lokalt kunnskapsnivå om temaet for planleggingen
- det ble utviklet en felles visjon for planområdet
- det er økonomiske motiver for bevaring
- det er sterke sosiale nettverk og tradisjoner for samarbeid i lokalsamfunnet

Til tross for at planen ennå ikke er formelt godkjent av kommunen, viser erfaringene fra Tolga at plan- og bygningsloven kan være et viktig virkemiddel for vern av kulturlandskapet, gitt at det er politiske viljen til å prioritere denne form for kulturlandskapsvern, og at de riktige holdningene og interessen i lokalsamfunnet er til stede (Heiberg 1996). Denne

konklusjonen er senere underbygget med erfaringer fra andre og tilsvarende planprosesser (Heiberg 1999).

Innenfor delprogrammet ”Økologisk basert kommuneplanlegging” utviklet vi fem prinsipper for økologisk basert kommuneplanlegging (Heiberg 1997):

- bidra til å opprettholde den økologiske bæreevnen lokalt
- bidra til å opprettholde den økologiske bæreevnen globalt
- basere seg på et langsiktig perspektiv
- bidra til å øke global rettferdighet
- bidra til å øke rettferdighet mellom generasjoner

Plandokumentene i kommunene ga eksempler på oppfølging av samtlige fem prinsipper. Dette gjaldt særlig ”Kommunedelplan Miljø/Lokal Agenda 21” for Sogndal kommune (1996) og kommuneplanen for Åmot kommune⁷ (1995), men vi fant også interessante eksempler i dokumentene fra de andre undersøkte kommunene. Ansvar for å forvalte kommunens naturressurser på en bærekraftig måte av hensyn til kommende generasjoner og med hensyn til global økologisk balanse fant vi formulert som utgangspunkt for kommunens arbeid med miljøvern i flertallet av kommunene. Vi fant også ansvar for å ta vare på kommunens del av den globale naturarven for kommende generasjoner klart uttalt som målsetting i de fleste av våre kommuner (Op. cit).

Enkelte av økokommunene prøvde ut nye lokale løsninger på *virkemiddelnivå* med vekt på å etablere *lokale kretsløp*. På to områder – hjemmekompostering og prosjektering av et såkalte ”økoboligfelt” – var Tingvoll en nasjonal foregangskommune.

De mest omfattende nordiske eksemplene på ”økoboligfelt” finner vi i Sverige der det er dannet en egen ”økobyforening” (se www.ecovillages.org/sweden). Det som etter hvert fikk betegnelsen ”ekobyørrelsen” i Sverige har røtter helt tilbake til 1960-tallets eksperimentering med bokollektiver, og det er i dag 17 boligfelt (villa, rekkehus, boligblokker) med 5-50 boenheter som betegner seg som ”økobyer” i Sverige (oversikt lagt ut av Boverket på <http://hem.passagen.se/kompost/ekobyar.html>). Nye former for sosial organisering av bofellesskap, alternative og miljøvennlige teknologiske løsninger for å etablere lokale kretsløp og mulighet for dyrking har vært sentrale karakteristika. I 1990 startet Tingvoll planleggingen av et såkalt økoboligfelt for 10-35 boenheter, der det var lagt opp til kildesortering og kildebehandling av avløp, bruk av miljøvennlige byggematerialer og bruk av særlig energieffektive løsninger (Amble et al. 1991). Prosjektet har så langt ikke blitt realisert, blant annet grunnet lav etterspørsel etter boliger og for høye tomte- og boligpriser. Fortsatt er det bare ett eksempel i Norge på et økoboligfelt som faktisk har blitt realisert (”Økobygd i Borge”), mens Stavanger kommune i 1998 startet planlegging av et større ”økoboligfelt” på 1000 boenheter (Aall et al. 1998).

I 1991 innførte Tingvoll som en av de første kommuner i Norge en ordningen med *hjemmekompostering*. Året etter komposterte 10 prosent av husstandene sitt eget organiske avfall⁸. Etter først å ha møtt direkte motstand fra helsemyndighetene, ble hjemmekompostering etter hvert akseptert av statlige myndigheter som et supplement til konvensjonelle metoder for håndtering av organisk avfall. I 1992 bestiller Statens forurensningstilsyn en utredning om metoder for kompostering av husholdningsavfall (Bergheim 1992). Vedkommende som skrev rapporten ble samme året tilsatt som miljøvernleder i Tingvoll kommune. I påvente av statlige retningslinjer på området fungerte vedkommende i en periode nærmest som en ”nasjonal rådgiver” for andre kommuner. Den såkalte ”Hagakompen” – en kompostbinge konstruert ved Ressurscenteret i miljølære ved Tingvoll vidaregåande skule – ble en stor salgssuksess i norske kommuner, og i økokommunene, og opphavsmannen – Knut Haga ved Ressurscenteret – ble mye brukt som innleder i kommuner som ønsket å starte opp med hjemmekompostering.

Økokommunene som inspirasjonsgrunnlag for overgangen fra ”MIK” til ”LA21”?

Økokommuneprogrammet ga grunnlag for en ”på langs” prosjektekstern kunnskapsproduksjon omkring den historiske utviklingen av kommunal miljøvernpolitikk i Norge, og refleksjoner rettet inn mot MIK-reformen og de første spirene til arbeidet med Lokal Agenda 21 (LA21) i Norge (Aall 1997b). Disse perspektivene har jeg hatt anledning til å videreutvikle senere; innenfor Miljørevisjonsprosjektet (Aall 1996), prosjektet ”Fra MIK til LA21” (Lafferty et al. 1998) og Hindringsprosjektet (Aall et al. 1998). Her vil jeg ta for meg forholdet mellom Økokommuneprogrammet, MIK-reformen og perspektiver på det framtidige arbeidet med LA21 i Norge.

Det synes rimelig å se økokommunearbeidet som en viktig del av den historiske framveksten av det kommunale miljøvernarbeidet i Norge. De første initiativene til et norsk økokommuneprogram ble tatt på midten av 1980-tallet, samtidig med de første enkeltvis statlig finansierte forsøkene med tilsetting av kommunale miljøvernledere (forsøk gjennomført i kommunene Etnedal, Gjøvik og Ringebu). Initiativ om å erklære seg som økokommune - og i neste omgang for Norge og Sverige søknad om et økokommuneprogram - var i utgangspunktet et ”*bottom-up*” initiativ fra kommunene selv. Motsatsen finner vi i MIK-programmet som var et statlig initiert initiativ. Økokommunene forsøkte riktignok først å koble seg opp til de prosessene som etter hvert munnet ut i MIK-programmet, ved å lansere økokommunene som et allerede etablert nettverk Miljøverndepartementet kunne gjøre nytte av. Dette initiativet førte imidlertid ikke fram, og Økokommuneprogrammet ble derfor fremmet som eget program med en i noen grad alternativ miljøpolitisk tilnærming i forhold til MIK-programmet. Denne ”alternative” profilen ble etter hvert et problem for initiativtakerne bak programmet. Miljøverndepartementet prioriterte arbeidet med MIK-programmet, og var lite villig til å engasjere seg økonomisk i et parallelt og i en viss forstand konkurrerende program. Det var først gjennom

lobbyvirksomhet overfor Stortinget og etter press fra Kommunenes Sentralforbund at bevilgningene til Økokommuneprogrammet ble sikret; i 1992 to år etter at forprosjektet var avsluttet og ett år etter at MIK-programmet var gått over til å bli en reform åpen for samtlige kommuner.

MIK-programmet og MIK-reformen har i stor grad vært et "nasjonalt" miljøpolitisk prosjekt. Veiledningsmaterialet utarbeidet til MIK-programmet og Stortingsmelding 34 om "Miljøvern i kommunene" inneholder i liten grad referanse til overnasjonale miljøpolitiske initiativ; med ett klart unntak: Henvisningen til Nordsjøavtalen om reduksjon av utslipp av næringsstoffer som begrunnelse for økt innsats i bygging av kloakkrensingsanlegg langs kysten av Sør-Norge. Kommunene har også i stor grad fulgt de signalene som ble gitt av departementet når det gjelder prioritering av miljøpolitisk innsats. Dette er bekreftet både gjennom evalueringen av MIK-reformen og av mine egne mer detaljerte studier innenfor Miljørevisjonsprosjektet (Aall 1996). Bildet var imidlertid noe annerledes når det gjaldt økokommunene. Her har det i større grad vært en kombinasjon av lokale, nasjonale og internasjonale impulser. I Norge lanserte økokommunene seg som modellkommuner for å prøve ut anbefalingene i Verdenskommisjonens rapport alt samme året som rapporten ble lagt fram, ut fra argumentasjonen at bærekraftig utvikling er annerledes og mer omfattende enn det tradisjonelle natur- og miljøvernarbeidet (Høyer 1987, Aall 1991). En slik erkjennelse var bare i begrenset grad til stede innenfor MIK-programmet (Aall 1997). Den norske økokommuneerklæringen slik den ble vedtatt ett år før Rio-konferansen samsvarer i stor grad med de utfordringene Agenda 21 fører opp for lokale myndigheter. Erklæringens vektlegging av globale miljøutfordringer, mobilisering av befolkningen, og lokal styring og engasjement er i prinsippet de samme elementene som vi finner i kapittel 28 i Agenda 21. Utgangspunktet for de norske økokommunenes miljøverninnsats skilte seg dermed klart fra flertallet av de kommunene som deltok i det statlige MIK-programmet. I den første gjennomgangen av norske kommuners oppfølging av Agenda 21 blir det hevdet at det å arbeide ut fra et hundreårsperspektiv, vektlegge fordelingshensyn mellom den rike og fattige del av verden, og mellom nålevende og framtidige generasjoner, og det å ta et lokalt ansvar for de globale miljøproblemer i liten grad synes å være fanget opp av kommunene (Armann et al. 1995). Rapporten peker på at man likevel innen Økokommuneprogrammet (og Miljøbyprogrammet) finner kommuner som i noen grad synes å ha tatt opp i seg utfordringene fra Verdenskommisjonens rapport og Agenda 21. Det var også én av økokommunene - Sogndal - som var først ute i Norge (høsten 1996) med å vedta en plan med betegnelsen Lokal Agenda 21. Sogndal opplevd i etterkant en stor pågang fra andre kommuner, og kommunen har antakelig vært inspirasjonskilde for mange av de kommunene som etter hvert startet opp arbeidet med LA21 i Norge mot slutten av 1990-tallet. Tilsvarende har svenske myndigheter vist til at erfaringene med det svenske økokommunearbeidet har vært viktig for arbeidet med LA21 i svenske kommuner (Boverket 1995).

Den formen for global orientering som økokommunearbeidet synes å ha vært en representant for – med en klar referanse til Verdenskommisjonens

rapport og Lokal Agenda 21 - har etter hvert fått økende innpass, med de signalene Stortingsmelding 58 (1996-97) om "Miljøvernpolitikk for en bærekraftig utvikling" gir om overgangen fra "MIK" til "LA21" som selve symbolet på en slik dreining. Veiledningsmaterieell fra Miljøverndepartementet og Kommunenes Sentralforbund legger nå større vekt på at kommunene selv må finne fram til aktuelle satsningsområder innenfor en overordnet bærekrafttematikk, slik denne er beskrevet i Agenda 21.

Ved starten av MIK- og Økokommuneprogrammet var det en tydelig forskjell i miljøpolitisk profil og forankring mellom disse to programmene. Etter hvert som Økokommuneprogrammet "døde ut" og "MIK-profilen" ble tonet ned til fordel for en ny "LA21-profil", har disse forskjellene blitt mindre synlige. Det synes rimelig å påstå at det er "main stream" tilnærmingen som har nærmet seg den opprinnelige "økokommuneprofilen", men at dette ene og alene skyldes påvirkning fra økokommuneprogrammet er nok en overdrivelse. Det synes likevel rimelig å hevde at denne dreiningen i noen grad skyldes de erfaringene og eksemplene som økommunene enkeltvis representerer og resultatene fra selve Økokommuneprogrammet.

Miljørevisjonsprosjektet⁹

Bakgrunn

Prosjektet Kommunal miljørevisjon hadde sitt opphav i Økokommuneprogrammet, første gang omtalt i forprosjektrapporten som et delprogram med tittelen ”ressursregnskap og miljørevisjon” (Aall 1991a). Prosjekttilnærmingen ble videreutviklet i et eget notat utarbeidet innenfor Økokommuneprogrammet (Aall 1991b) og senere i en søknad til forskningsprogrammet ”Kommunalteknisk effektivisering og miljøvennlig utvikling” (KOMTEK) (Aall og Sæther 1993). I denne prosessen ble den faglige tilnærmingen til og forståelsen av begrepet miljørevisjon nærmere avgrenset og knyttet til de erfaringer norske kommuner hadde høstet i arbeidet med de såkalte miljø- og naturressursprogrammene. Prosjektet ble også knyttet til de nye utfordringene kommunene ble stilt overfor gjennom innføringen av internkontrollforskriften i 1991 og nye styringssignaler i Stortingsmelding 34 (1990-91) ”Om miljøvern i kommunene”.

I arbeidet med MIK-programmet og den etterfølgende MIK-reformen var det lagt stor vekt fra Miljøverndepartementets side på at kommunene skulle utarbeide egne miljø- og naturressursprogram. Kommunene ble anbefalt først å lage en beskrivelse av den lokale miljøtilstanden, så å lage et dokument med formulering av kommunale miljømål for dernest å lage en handlingsplan med beskrivelse av hvilke tiltak kommunen vil gjennomføre for å nå de samme målene (Miljøverndepartementet 1988a; 1988b; 1989; Olsen 1993). I 1993 hadde om lag 20 prosent av norske kommuner utarbeidet egne handlingsplaner for miljøvern (Hovik og Johnsen 1994). Erfaringene fra evalueringen av MIK-reformen tydet imidlertid på at denne formen for miljøvernplanlegging bare i begrenset grad var blitt integrert i kommunenes ordinære planlegging, selv om det både fra departementets side og fra Kommunenes Sentralforbund (KS) var gitt sterke anbefalinger om å integrere miljøvernplanleggingen i den kommunale planleggingen (Op. cit). Egne erfaringer fra min periode som miljøvernleder (1988-90) og erfaringer senere fra deltakelse i ulike nettverkssammenheng med kommunale miljøvernledere bygger opp under en antakelse at den kommunale miljøvernplanleggingen i mange tilfeller hadde begrenset seg til å lage omfattende lokale miljøtilstandsbeskrivelser, mens det var lagt mindre energi – og ofte investert mindre politisk prestisje – i å utforme mål og vedta tiltak. Arbeidet med de kommunale miljøvernplanene var også preget av svakt utviklede rutiner og prosedyrer for å sikre at de foreslåtte tiltakene faktisk ble fulgt opp med økonomiske bevilgninger.

I forbindelse med MIK-programmet laget Miljøverndepartementet og KS i samarbeid en veileder om kommunal miljøvernplanlegging (Miljøverndepartementet 1989). Veilederen gir mest plass til omtale av selve planleggingsfasen fram til iverksetting, og vier bare en halv av i alt 20 sider til omtale av ”resultatvurdering”. Avslutningsvis oppfordres kommunene til å innarbeide svarene fra de spørsmål som blir stilt i en

resultatvurdering i videreføringen av planarbeidet, uten at veilederen på noen måte angir hvordan dette er tenkt gjort (Op. cit, s. 18).

I Stortingsmelding 34 (1991-92) "Om miljøvern i kommunene" ble spørsmålet om resultatvurdering omtalt, og begrepet "miljørevisjon" ble for første gang omtalt i en stortingsmelding (Miljøverndepartementet 1991, s. 33):

"Med miljørevisjon tenkes det her på systematiserte, praktiske opplegg for resultatvurdering og identifisering av miljøoppgaver i forbindelse med videre utvikling av mål- og rammestyring".

Miljørevisjon ble imidlertid ikke knyttet til den kommunale miljøvernplanleggingen, men ble isteden presentert under kapittelet "Nasjonale miljømål og kommunal handling". Det synes derfor riktig å knytte departementets ambisjoner om økt satsing på resultatvurdering i det kommunale miljøvernarbeidet til en pågående trend i retning av å styrke den statlige målstyringen av kommunene (Kjellberg 1980, Bukve 1993, Glosvik 1994). Som et ledd i denne prosessen vedtok Stortinget i 1991 forskrift om internkontroll med krav om at all privat og offentlig virksomhet må innføre et internkontrollsystem som skal kunne dokumentere at statlige lover og forskrifter innenfor helse, miljø og sikkerhet blir fulgt. Forskriften åpnet for at statlige myndigheter kunne gjennomføre såkalte systemrevisjoner for å kontrollere om internkontrollsystemet var på plass og fungerte. Forskriften anbefalte også at virksomhetene gjennomførte interne systemrevisjoner. For kommunene gjaldt forskriften i første omgang innenfor avløp og renovasjon. Forskriften innebar store utfordringer for kommunene i å etablere prosedyrer som skulle sikre informasjon om måloppnåelse, at informasjonen om eventuell manglende måloppnåelse ble ført tilbake til organisasjonen og at nødvendige tiltak ble gjennomført for å rette opp eventuelle misforhold – men kravet i forskriften var altså begrenset til statlige mål og retningslinjer innenfor en sterkt avgrenset del av det kommunale miljøvernarbeidet. Det viste seg snart at det var en stor utfordring å innføre denne typen prosedyrer i kommunene (Skaar 1994).

Kommunene må forstås som kombinasjonen av en "statens forlengede arm" - et organ for iverksetting av gitte statlige krav - og som utøver av en selvstendig utformet politikk (Bukve 1993). Miljørevisjonsprosjektet forsøkt å fange opp begge disse sidene ved kommunal politikk; på den ene siden ambisjoner om å styrke iverksettingen av de kommunalt utformede miljøvernplanene, samtidig som prosjektet ble utformet for å kunne gi kommunene et verktøy til å møte utfordringen fra statlige myndigheter om økt innsyn og kontroll på miljøvernområdet (Aall 1996b). Egen empiri som kommunal miljøvernleder underbygger en påstand om et nærmest totalt fravær av rutiner og prosedyrer for evaluering av måloppnåelse i den kommunale miljøvernpolitikken. Det var særlig denne erkjennelsen som ble trukket fram i arbeidet med å sikre finansiering av et miljørevisjonsprosjekt (Aall og Sæther 1993).

Metodevalg

Prosjektet ble finansiert av KOMTEK-programmet under Norges forskningsråd. I tillegg bistod prosjektkommunene med en arbeidsinnsats tilsvarende 5,5 årsverk og bevilgninger på kr 780.000 av et samlet budsjett på kr 3.224.000. Arbeidsinnsatsen fra kommunenes side inngikk i en samlet finansieringsmodell der det var krav om 50 prosent egeninnsats fra kommunenes side. Prosjektet ble ledet av en styringsgruppe med én representant fra hver av kommunene og én representant fra KOMTEK-programmet. Vestlandsforskning var sekretariat for styringsgruppa. Styringsgruppa hadde ansvar for å påse at prosjektet hadde en tilfredsstillende framdrift i forhold til prosjektplanen og ble brukt som diskusjonspartner for faglige problemstillinger underveis i prosjektet. I hver prosjektkommune var det en prosjektleder (miljøvernleder i kommunen) og en administrativ prosjektgruppe med tverretattlig representasjon. I de fleste kommunene var også rådmannen trukket med i prosjektarbeidet, enten som deltaker i prosjektgruppa eller som formell part i forsøkene med miljørevisjon. I noen av kommunene var også folkevalgt nivå trukket inn, enten gjennom deltaking i prosjektgruppa, som deltaker i forsøkene med miljørevisjon eller ved at formannskap eller annet relevant politisk utvalg ble holdt løpende orientert om prosjektets framdrift.

Det overordnede *målet* for prosjektet var å utvikle kommunal resultatvurdering på miljøvernområdet, ved spesielt å ta for seg metoden miljørevisjon. I søknaden ble det formulert ytterligere fem mål for prosjektet (Aall og Sæther 1993):

1. Prosjektet vil utvikle og prøve ut plan- og styringssystemer som viser miljøkonsekvenser av kommunale vedtak og kommunal aktivitet.
2. Plan- og styringssystemene vil bli forsøkt integrert i de eksisterende kommunale styringssystemene for i sterkere grad å ivareta miljøhensyn sammen med økonomiske hensyn.
3. Prosjektet vil dokumentere et eventuelt potensiale for kostnadsreduksjoner ved innføring av forebyggende miljøvernstrategier.
4. Prosjektet vil kunne konkretisere innholdet i den kommunale miljøpolitiske dagsorden.
5. Prosjektet skal utarbeide en håndbok i kommunal miljørevisjon.

På bakgrunn av prosjektets mål ble det senere formulert fire mer kunnskapsorienterte *problemstillinger* (Aall 1996a):

1. Hvilken nytte kan en kommune forvente å få av å ta i bruk miljørevisjon?
2. På hvilken måte, og under hvilke betingelser kan miljørevisjon tenkes å være et verktøy for miljøforbedring i det kommunale miljøvernarbeidet?
3. Hvilke mulige fallgruver ligger det i at en kommune tar i bruk miljørevisjon?

4. Hvilke forutsetninger bør ligge til grunn for å ta i bruk miljørevisjon i en kommune, og i hvilke grad synes disse forutsetningene å være til stede i norske kommuner?

Prosjektet ble gjennomført i perioden 1993-96 i ni kommuner¹⁰, og vi kan skille mellom fem *faser*:

1993-94: Første *utredningsfase* der vi samlet inn internasjonale erfaringer med bruk av revisjonsliknende prosedyrer innenfor offentlig virksomhet (Koren og Sæther 1994, Aall og Sæther 1994). Vi gjennomførte også en studietur til England for å hente erfaringer fra engelske kommuners forsøk med en kommunetilpasning av EUs frivillige forordning for miljøstyring og miljørevisjon (EMAS) (Sæther og Aall 1995).

1995: *Eksperimenteringsfasen* der noen av prosjektkommunene på bakgrunn av dokumentasjon fra den første fasen gjennomførte et mindre antall såkalte *prøverevisjoner* (Aall et al. 1995).

1995: Andre *utredningsfase* der vi på basis av erfaringene fra eksperimenteringsfasen laget en *første versjon* av en håndbok i kommunal miljørevisjon (Aall og Vestby 1995).

1995-96: *Utprøvningsfase* der kommunene gjennomføre forsøk med miljørevisjon med utgangspunkt i den foreløpige versjonen av håndboka.

1996: *Evaluerings- og oppsummeringsfase* der forsøkene ble dokumentert i en hovedrapport (Aall 1996b), en sammendragsrapport (Aall og Sæther 1996) som ble sendt i tre eksemplarer til samtlige norske kommuner, og en håndbok i kommunal miljørevisjon (Aall et al. 1996). De to siste ble utgitt på Kommuneforlaget.

Prosjektkommunene ble i utgangspunktet stilt relativt fritt til å utforme sitt eget delprosjekt. Ved starten av prosjektet ble kommunene bedt om å avklare følgende forhold (Aall og Sæther 1993):

- Hvilke miljøproblem (forstått som effekter i naturmiljøet, for eksempel drivhuseffekt, forsuring osv) ønsker kommunene å fokusere på?
- Hvilke kommunale aktiviteter ønsker kommunen å revidere?
- Hvilke mål (interne og/eller eksterne) ønsker kommunen å revidere mot?
- Hvordan vil kommunen organisere arbeidet (politisk og administrativt ansvar, eventuelt behov for ekstern hjelp til gjennomføringen av det konkrete revisjonsarbeidet)?
- Hvilke styringssystem ønsker kommunen å koble revisjonsprosessen til, og hvilken framdriftsplan ønsker kommunen å legge opp til?
- Hvilken revisjonstype ønsker kommunene å bruke¹¹?

Det ble i alt gjennomført 20 forsøk med miljørevisjon (jfr Tabell 3). Forsøkene ble gjennomført innenfor et bredt spekter av det kommunale miljøvernarbeidet. Miljørevisjon av kommunal miljøvernplanlegging, kommunalt tilsyn og kontroll, kommunal tjenesteproduksjon og interne

driftsrutiner var representert med eksempler i prosjektet. Hele bredden av den kommunale organisasjonen var representert i egenskap av revidert part. Prosjektvirksomheten var i enkelte av kommunene til dels meget omfattende. Den mest omfattende satsingen fant sted i Stavanger der det ble gjennomført seks suksessive forsøk innenfor samtlige av kommunens fem kommunalavdelinger med en samlet arbeidsinnsats tilsvarende om lag et halvt årsverk (1000 registrerte timeverk) innenfor en periode på to måneder.

Tabell 3 Forsøk med miljørevisjon gjennomført i perioden 1995-96 (Aall 1996b)

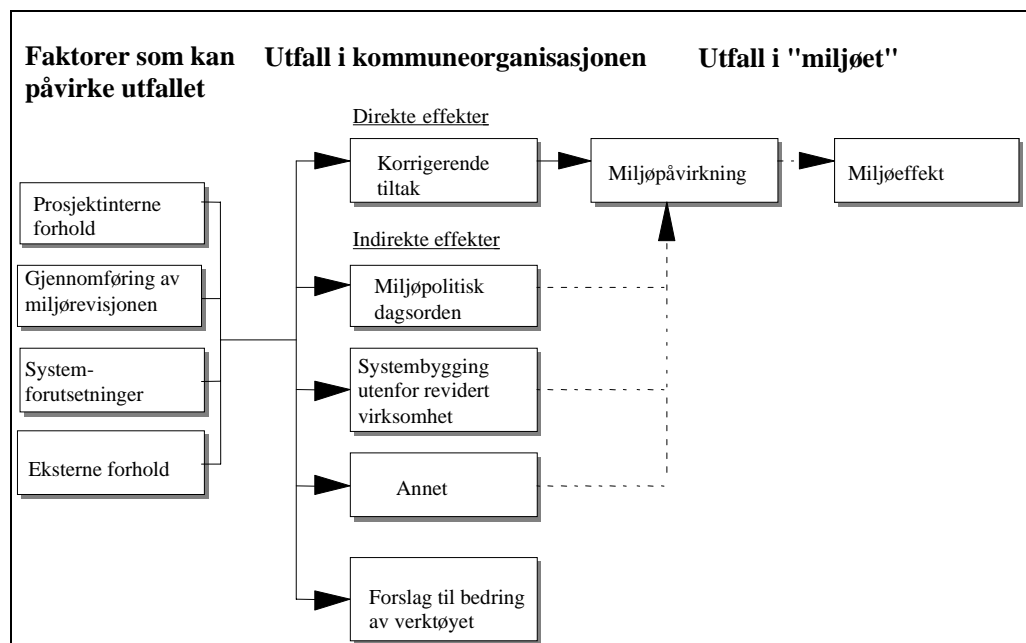
Kommune	Revisjonstema	Revidert part
Bærum	Tilsyn med nedgravde oljetanker	VAR-etaten
	Drift av renseanlegg for oljeholdig avløpsvann	VAR-etaten
	Inneklima i skolebygg	Eiendomsforvaltningen
Bømlo	Lokalisering av fiskeoppdrett	Teknisk etat
Fredrikstad	Ivaretaking av miljømål i sentrumsplanen	Byplanavd
Nord-Trøndelag	Miljøvennlig drift og undervisning	Mære landbruksskole
	ENØK-arbeid	Nord-Trøndelag E-verk
	Drift av verkstedet	Fylkesbilene
Rakkestad	Drift av kommuneskogen	Rådmann og kommuneskogen
Sogndal	Håndtering av spesialavfall	Teknisk etat, rådmann
	Ivaretaking av støymål i reguleringsplan	Helse- og sosialetaten
Stavanger	Ulykker i lekeområder	Kom.avd. helse- og sosialtjenester
	Sykkel som transportmiddel	Kom.avd. byutvikling
	Utbygging av turveier	Kom.avd. kultur, idrett og kirke
	Utslipp av miljøgifter til avløp	Kom.avd. tekniske driftstjenester
	Gjenvinning og miljøriktig avfallshåndtering	Kom.avd. tekniske driftstjenester
	Miljølære i barnehage og skole	Kom. avd. underv. og barnehage
Steinkjer	Inneklima i skolebygg	Oppv.etat, skoleetat, tek.etat, byggekomité
	Tekniske miljøtiltak i landbruket	Landbrukskontoret
Tingvoll	Internkontrollen ved kjøkkenet, sjukeheimen	Pleie- og omsorgsetaten

Ansvaret for veiledning av kommunene var delt mellom Vestlandsforskning og Stiftelsen Østfoldforskning¹². I noen av forsøkene deltok vi som aktører i form av medlemmer i revisjonsgruppa, mens vi i andre forsøk hadde en rent observerende rolle. I et fåtall av revisjonene deltok vi ikke i det hele tatt. I alle tilfellene bidro vi likevel med å gi råd til prosjektlederen i kommunene i forkant av hvert forsøk. Rådene ble gitt muntlig over telefon eller i form av interne notater, for eksempel som innspill til formulering av spørsmål til revisjonsintervjuene eller kommentarer til utkast til revisjonsrapport. Det ble i tillegg gjennomført seks to-dagers interne seminarer for prosjektkommunene der framdrift av prosjektet og prosjektets faglige innhold ble drøftet.

Vi benyttet ulike metodiske tilnærminger for å besvare prosjektets problemstillinger. Hovedtilnærmingen var bruk av casemetoden. Studiet ble lagt opp som et "embedded multiple-case design" basert på Yin (1984). Kommunen var caset, og vi observerte flere kommuner. Enheten for studiet var på to nivå: kommunen forstått som en miljøpolitisk aktør og de gjennomførte forsøkene med miljørevisjon. Innledningsvis benyttet vi oss av litteraturstudie og observasjon av "best cases" (studieturen til England) for å

tilegne oss kunnskap om erfaringer med bruk av miljørevisjon. For utprøvingen av miljørevisjon brukte vi dels teknikker fra aksjonsforskning, der vi deltok som utøvere i enkelte av revisjonene, dels benyttet vi oss av teknikken med deltakende observasjon uten direkte innblanding fra vår side i forsøkene. Vi gjennomgikk også skriftlig materiale fra kommunene knyttet til gjennomføringen av forsøkene (intervjuguide, revisjonsrapport, møtereferater osv) og materiale som beskrev den miljøpolitiske sammenhengen forsøkene foregikk innenfor (kommunale miljøvernplaner, kommuneplaner osv). I den avsluttende fasen av prosjektet gjennomførte vi strukturerte intervjuer med representanter for revidert part, revisjonsbestiller og revisjonsgruppe i hver av de gjennomførte forsøkene med miljørevisjon – i alt ca 50 personer. Informantene ble stilt om lag 15 likelydende spørsmål som på ulike måter gjenspeilte prosjektets problemstillinger. Samtlige intervju ble tatt opp på bånd, og svarene ble skrevet ut og sendt for godkjenning til informantene. Ansvar for disse intervjuene ble fordelt mellom Vestlandsforskning og Stiftelsen Østfoldforskning motsatt av det som gjaldt for veiledning av kommunene.

Svar på prosjektets problemstillinger ble gjort ved å sammenligne våre oppfatningene basert på deltakende observasjoner og gjennomgang av skriftlig materiale fra kommunene, og de utsagn våre informanter kom med i den avsluttende intervjurunden. Gjennom såkalt mønstersammenligning forsøkte vi å sammenligne i hvilken grad kommunene opplevde de gevinster teorier om styringsverktøy beskriver at virksomheter kan forvente å høste ved å ta i bruk verktøy av typen miljørevisjon, og å teste teorier om de faktorer vi trodde ville påvirke gjennomføringen og utfallet av miljørevisjonene (jfr Figur 2). Mønstersammenligningen besto i å beskrive de faktorer vi tror påvirker utfallet og forventninger om utfall, for så å sammenligne observasjon med forventninger. Samsvar mellom forventning og observasjon ble tatt som en bekreftelse på våre teorier, mens manglende samsvar ble forsøkt forklart ut fra konkurrerende teorier eller perspektiver.



Figur 2 Kategorier av forventninger som ble benyttet i "mønstersammenligningene" (Aall 1996a)

Metodekritikk

I søknadsprosessen ble det fra KOMTEK sin side stilt strenge krav til utforming av framdriftsplan. Til tross for et relativt romslig budsjett, ble det stilt krav om detaljeringsgrad ned på enkeltaktiviteter i størrelsesorden 25-50 timeverk. Det ble videre stilt krav om å utarbeide kvartalsvise regnskap som relaterte seg til det samme budsjettet. Som prosjektleder måtte jeg føre detaljert regnskap over aktiviteten til sju forskere fordelt på to forskningsinstitusjoner og ni prosjektledere fordelt på de ni forsøkskommunene. Samtlige måtte sende inn månedsvise timelister og et spesifisert regnskap over alle direkte utgifter. Dette gjorde naturlig nok at den metodiske fokus i sterk grad var rettet inn mot de utfordringene som ligger i å sikre den praktiske gjennomføringen av et såpass omfattende prosjekt med så mange aktører, og få dette til å samsvare med et svært detaljert budsjett.

Som nevnt under omtalen av Økokommuneprogrammet, var min skolering i forskningsmetodikk ved Norges landbrukshøgskole relativt begrenset. Jeg tok til som prosjektleder for Miljørevisjonsprosjektet tre år etter at jeg startet som forsker ved Vestlandsforskning, slik at også min forskererfaring var begrenset på dette tidspunktet. Våren 1995 ble det gjennomført et internt seminar ved Vestlandsforskning der jeg presenterte det metodiske opplegget for prosjektet og erfaringene så langt med gjennomføringen av de såkalte prøverevisjonene. Mine kolleger påpekte en manglende avklaring av den metodiske tilnærmingen. Videre ble det etterlyst mer kunnskapsorienterte problemstillinger for prosjektet og en beskrivelse av hvordan vi rent metodisk skulle sikre en tilfredsstillende besvarelse av prosjektets problemstillinger. Oppdragsgiver – representert ved styringsgruppa og programsekretær for KOMTEK-programmet – delte imidlertid ikke en slik skepsis, og de var ikke interessert i at det ble brukt ressurser innenfor prosjektet til å utvikle en metodisk tilnærming som var ment å rette opp de antatte metodiske svakheter ved prosjektet.

I kjølvannet av denne diskusjonen oppsto det også en uenighet om prosjektets metodiske tilnærming mellom Vestlandsforskning og Stiftelsen Østfoldforskning. Ved Østfoldforskning ønsket man utelukkende å utvikle et verktøy som senere kunne brukes i ren konsulentvirksomhet overfor kommunene. En slik tilnærming inngikk i en tradisjon ved Østfoldforskning utviklet innenfor den næringsrettede virksomheten under betegnelsen "reiner produksjon" (Amundsen 1993). Ved Vestlandsforskning ønsket vi å utvikle en mer kunnskapsorientert og problematiserende tilnærming for dermed å prøve å lære noe om bruken av miljørevisjon i kommunene. Enden på denne diskusjonen ble at Vestlandsforskning påtok seg en større del av ansvaret for skriving av prosjektets rapporter enn først forutsatt. Det ble videre laget en rapport ved Vestlandsforskning med det mål for øyet å styrke det *teoretiske* grunnlaget i prosjektet (Glosvik 1994); et arbeid som styringsgruppa kritiserte oss for å ha gjennomført innenfor prosjektets

økonomiske rammer. Det ble også laget et notat for å styrke det *metodiske* grunnlaget i prosjektet. Dette arbeidet ble finansiert av interne doktorgradsmidler ved Vestlandsforskning (Aall 1996a). Arbeidet ble gjort dels som en form for kritisk etterrasjonalisering av hvordan prosjektet så langt var gjennomført, dels ble notatet utformet som en case-protokoll basert på Yin (1984) der jeg beskrev i detalj hvordan prosjektet skulle avsluttes og oppsummeres. I forbindelse med dette arbeidet ble prosjektets fire kunnskapsmessige problemstillinger også utformet (Aall 1996a).

Under veis i prosjektet var det også faglige spenninger som dels gikk på tvers av institusjonene. Spenningen dreide seg om hvordan oppfatte hva som skulle høre hjemme under betegnelsen "miljørevisjon". Noe forenklet kan vi si at diskusjonen gikk på hvorvidt kommunene skulle revidere "miljøet" eller "miljøvernarbeidet". Diskusjonen gikk på begrensning av oss til en mer avgrenset organisasjonsteoretisk fokusering på prosesser internt i kommuneorganisasjonen, eller om vi også skulle innbefatte en miljøfaglig fokusering på resultater og miljøeffekter av den kommunale miljøpolitikken. I det landet der man først tok i bruk betegnelsen "kommunal miljørevisjon" – Storbritannia – valgt man første den tilnærmingen som fokuserte på revisjon av "miljøet"; det vil si utvikling av metoder for beskrivelse av miljøtilstanden lokalt (Barton and Bruder 1995). Det var også en slik "intuitiv" forståelse av miljørevisjon som kommunene først plukket opp når de gjennomførte de såkalte "prøverevisjonene" i den første "eksperimentfasen" i Miljørevisjonsprosjektet (Aall et al. 1995). I etterkant av denne fasen kan man si at den faglige "pendelen" i prosjektet svingte til den andre ytterligheten med stor oppmerksomhet omkring standardiserte systemer for kvalitetssikring og miljøstyring (Vestby 1994, 1996). Etter hvert endte prosjektet likevel opp med en "mellomposisjon", der vi erkjente viktigheten av både å fokusere med de interne prosessene i kommuneorganisasjonen og resultater i form av endret miljøpåvirkning og i siste instans en miljøeffekt.

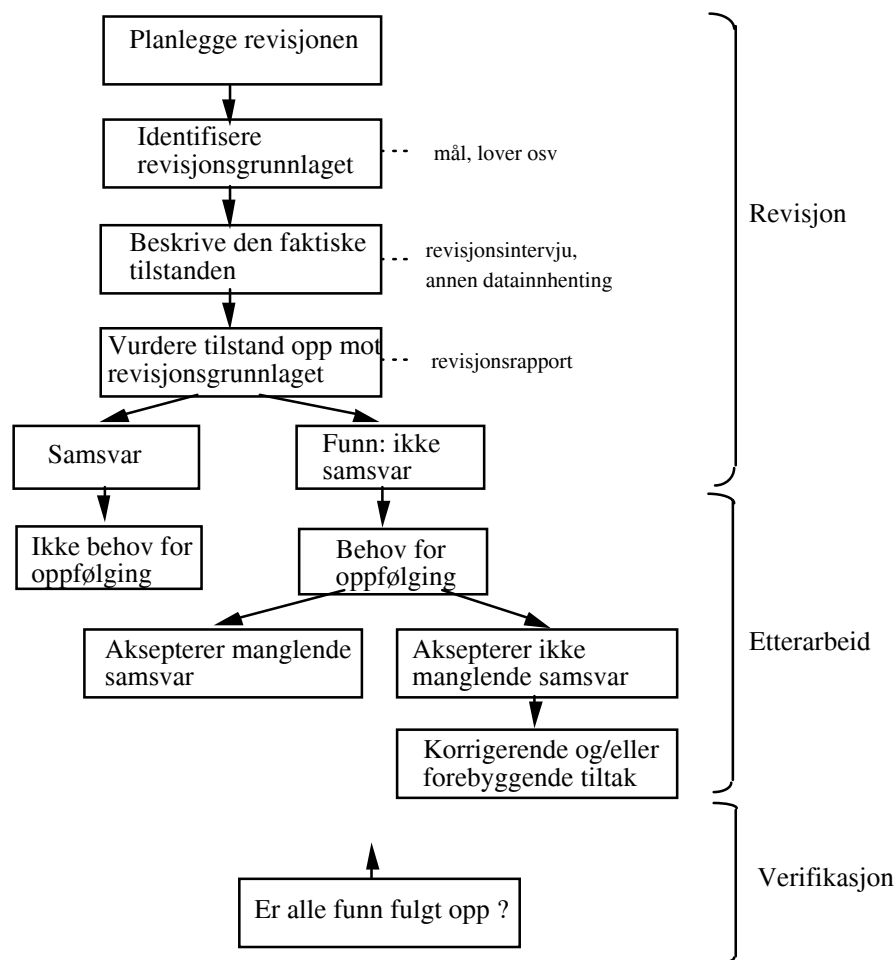
Det rent praktiske endemålet med prosjektet var, slik oppdragsgiver mange ganger vektla under prosjektperioden, å komme fram til en håndbok i kommunal miljørevisjon. Dette var også en oppfatning prosjektdeltakerne delte, i den forstand at både vi som forskere og prosjektlederne i kommunene hadde stor tro på miljørevisjonsverktøyet. Konkret er dette uttrykt gjennom et relativt stort samsvar mellom de perspektiver som dras opp i grunnlagsmaterialet for prosjektet (Aall 1991b, Aall og Sæther 1993), det første utkastet til håndbok i kommunal miljørevisjon (Aall og Vestby 1995), sluttrapporten fra prosjektet (Aall 1996b) og den endelige versjonen av håndboka (Aall et al. 1996). Samlet gir dette at sjansen derfor er klart til stede for at vi i prosjektet har trukket forhastede slutninger angående miljørevisjonsverktøyets anvendelighet i norske kommuner, noe den fortsatt beskjedne oppslutningen i norske kommuner om bruken av dette verktøyet også kan tyde på¹³.

Det teoretiske utgangspunktet for prosjektet var i utgangspunktet en styringstradisjon knyttet til det som internasjonalt har fått betegnelsen "The New Public Management", med stor tro på rasjonelle og økonomistiske

forvaltningsmodeller. Det var ikke rammer i prosjektet for å utforme alternative eller ”konkurrerende” teorier. Vi fikk likevel gjennomført et teoretisk orientert arbeide som drøftet erfaringer med bruk av målstyring innenfor offentlig virksomhet, der forfatteren - til tross for en i utgangspunktet sterk kritikk av den typen rasjonalitisk planlegging som går under samlebetegnelsen New Public Management - endte opp med en anbefaling om å knytte bruken av miljørevisjon til en pragmatisk forståelse av målstyring som et verktøy for å gjøre administrative og politiske beslutningsprosesser mer oversiktlig; det forfatteren ga betegnelsen ”målstyring med fornuft” (Glosvik 1994). De perspektiver som her ble utviklet brukte jeg i oppsummeringen av Miljørevisjonsprosjektet og har vært nyttig i senere prosjekter – blant annet Hindringsprosjektet.

Miljørevisjon som metode for resultatvurdering i det kommunale miljøvernarbeidet

Den innledende fasen i prosjektet besto i å utrede og i noen grad tilpasse miljørevisjonsverktøyet til den kommunale virkeligheten ut fra internasjonal litteratur og erfaringer fra utlandet. Miljørevisjon blir i litteraturen presentert som et verktøy i et miljøstyringssystem (Nordisk Råd 1994). Vi brukte gjeldende standarder utviklet av den Internasjonale Standardiseringsorganisasjonen (ISO 14.000) og EUs forordning for frivillig miljøstyring og miljørevisjon (EMAS) som hovedkilde for vår beskrivelse av miljørevisjonsverktøyet, der det skilles mellom tre faser i en miljørevisjon: Innhenting og vurdering av data (ofte betegnet som selve revisjonen), etterarbeid og verifikasjon (jfr figur under).



Figur 3 Tre faser i en miljørevisjon (Aall et al. 1996)

Prosjektets første problemstilling gjaldt spørsmålet om hvilken nytte kommunene kan oppnå ved å ta i bruk miljørevisjon. Den direkte nytten av miljørevisjon er innsamling og bearbeiding av data om måloppnåelse (selve revisjonen). Denne informasjonen er ment som grunnlag for etterarbeidet: gjennomføring av korrigerende tiltak for dermed å sikre en bedre måloppnåelse. Selve revisjonen ble gjennomført som planlagt i samtlige av de 20 forsøkene, mens gjennomføringen av etterarbeidet varierte i større grad (jfr Tabell 4).

Tabell 4 Oppfølging av revisjonsrapportene

Kommune/ revisjonstema	Bestilling av revisjonen	Oppfølging fra revisjonsbestiller	Oppfølging fra administrativt ansvarlig	Oppfølging fra revidert part
Bærum	Rådmannen	Revisjonsrapporten tatt til orientering av formannskapet.	Ingen.	Enkelte forhold rettet opp etter eget initiativ av revidert part.
Bømlo	Miljøvernstyret (hovedutvalg), med rådmannen som administrativt ansvarlig	Revisjonsrapporten tatt til etterretning av miljøutvalget.	Brev sendt til fylkesmannen for avklaring av kompetansestrid.	Revisjonsrapporten lagt til grunn for rullering av kommunens arealplan.

Fredrikstad	Hovedutvalg for miljø, plan og næring, konsulent v/ regional utviklingsavdeling administrativt ansvarlig	Revisjonsrapporten tatt til orientering av formannskapet.	Revidert part bedt om å følge opp funn.	Ikke klarlagt innenfor prosjektets tidsrammer.
Nord-Trøndelag fylkeskommune.	Rådmannen	Revisjonsrapporten tatt til orientering av Hovedutvalg for regional utvikling.	Ingen.	Revidert part har på eget initiativ fulgt opp enkelte av funnene med korrigerende tiltak.
Rakkestad	Formannskapet, med rådmannen som administrativt ansvarlig	Revisjonsrapport tatt til etterretning av skogstyret og formannskapet	Revidert part bedt om å følge opp funn.	Revidert part har fulgt opp enkelte av funnene med korrigerende tiltak.
Sogndal	Miljøvernutvalet, med rådmannen som administrativ ansvarlig	Miljøvernutvalet ber om at funn blir tatt hensyn til i omorganiseringsprosessen og i utarbeiding av delegasjons- og saksbehandlingsrutiner.	Revidert part bedt om å følge opp funn.	Revidert part kommet med framlegg til oppfølging de fleste funnene.
Stavanger	Miljøutvalget, med miljøvern sjefen i rådmannens nærstab som administrativt ansvarlig	Formannskapet tok til etterretning revisjonsrapportene og forslag til korrigerende tiltak fra kommunalstyrene.	Revidert part bedt om å følge opp funn.	Kommunalstyrene vedtok korrigerende tiltak i forhold til de fleste funn.
Steinkjer	Formannskapet, med rådmannen som administrativt ansvarlig	Revisjonsrapporten tatt til orientering av formannskapet.	Revidert part bedt om å følge opp funn.	Revidert part har tatt stilling til alle funn og gjort vedtak om korrigerende tiltak.
Tingvoll	Rådmannen	Ingen.	Revidert part bedt om å følge opp funn.	Enkelte av funnene er gjennom verifikasjon bekreftet fulgt opp med korrigerende tiltak.

Prosjektkommunene ga uttrykk for at de så på miljørevisjonsverktøyet som et interessant, nyttig og kraftig verktøy. Fordi miljørevisjonene ble gjennomført som *forsøk*, og ikke som del av et vedtatt system, valgte enkelte av kommunene å legge langt mindre vekt på etterarbeidet enn selve revisjonen. Dette gjaldt særlig for Bærum og Nord-Trøndelag fylkeskommune. Dette var naturlig nok de kommunene med svakest oppfølging av revisjonsrapporten. Noen kommuner – som Sogndal, Steinkjer og Stavanger – gjennomførte imidlertid et omfattende etterarbeid. I Bømlo avdekket miljørevisjonen på temaet ”lokalisering av oppdrettsanlegg” at flere av tilfellene med manglende samsvar mellom plan og virkelighet skyldtes at fiskerisjefen hadde overstyrt kommuneplanen. Med bakgrunn i revisjonsrapporten tok kommunen opp dette forholdet med fylkesmannen og Fiskeridepartementet. Funn fra miljørevisjonen ble også lagt til grunn for revidering av arealplanen. De kommunene med den mest omfattende oppfølgingen av revisjonsrapporten var de som hadde valgt å gjennomføre forsøkene med miljørevisjon som del av pågående prosesser og de som både hadde en politisk og administrativ oppfølging i forhold til

revidert part (jfr tabellen over). Det var ikke mulig å spore noen systematiske forskjeller for oppfølging av revisjonsrapporten når det gjaldt kommunetype; verken stor/liten, by/land eller ulik næringsstruktur slo ut.

På bakgrunn av erfaringene fra kommunene pekte vi på at bruk av miljørevisjonsverktøyet kan representere en verdi for en kommune på flere måter (Aall 1996b):

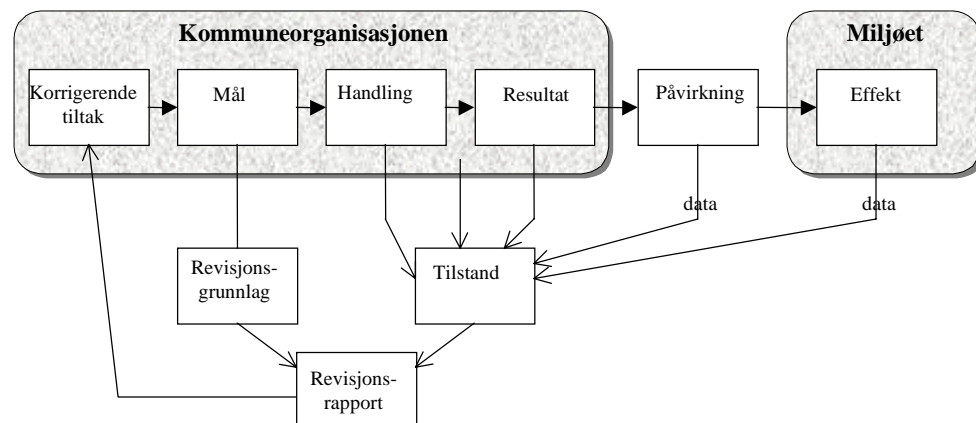
- styrking av den politiske styringen med det kommunale miljøvernarbeidet
- bedre innsikt i overholdelse av statlige krav på miljøvernområdet
- økt kvalitet på miljøvernarbeidet i forhold til egne miljøkrav
- avklare muligheter og begrensninger for det kommunale miljøvernarbeidet
- heve miljøspørsmål på den administrative og politiske dagsorden
- stimulere til større grad av systematikk i organisasjonen

Politikk kan artikuleres i form av mål, og mål kan ha ulike funksjoner. En av miljørevisjonens viktigste egenskaper er å ”avsløre” den faktiske status målene har i organisasjonen. Først *om* målene er formulert, videre om de er oppfattet, forstått og, sist om og eventuelt hvordan de er omsatt i handling. Verktøyet kan dermed vise om målene er ment å ha eller faktisk har en styrende effekt. Det er mange krav som skal oppfylles med begrensede ressurser til rådighet, og kommunen vil i alle faser av implementeringen stå i valget mellom hvilke hensyn som skal prioriteres. Lipsky (1980) peker på at det nettopp er i det siste utførende leddet (”the street-level bureaucracy”) at de viktigste valgene blir gjort, og den virkelige policy blir utformet. I et slikt perspektiv blir miljørevisjonsverktøyet særlig viktig, for å legge forholdene bedre til rette mellom den øverste administrative og folkevalgte ledelsen og det utøvende leddet i organisasjonen.

Det som i denne sammenhengen fungerer som det utøvende leddet trenger ikke alltid være administrasjonen. Alt etter hvilket tema man ønsker å undersøke, kan det siste leddet - i alle fall det siste *avgjørende* leddet - også være folkevalgt nivå. Et eksempel er folkevalgt behandling av en søknad om dispensasjon fra kommuneplanen, der kommuneplanutvalget vil ha mulighet til å fravike overordnede mål opprinnelig formulert av kommunestyret. I forsøkene i Bømlo og Fredrikstad var det gjennom valg av formål og revisjonstema lagt opp til å vurdere politisk skjønn. I begge tilfellene skulle revisjonen vurdere hvorvidt folkevalgt nivå gjennom behandling av søknader om dispensasjon fra vedtatt kommune(del)plan faktisk fulgte tidligere vedtatte retningslinjer og overordnede mål. I tilfellet Bømlo avdekket revisjonsrapporten at dette faktisk ikke hadde skjedd, mens miljørevisjonen i Fredrikstad påviste et klart avvik.

Prosjektets *andre* problemstilling var på hvilken måte, og under hvilke betingelser kan miljørevisjon tenkes å være et verktøy for miljøforbedring i det kommunale miljøvernarbeidet? Prosjektet illustrerte den i og for seg

selvinnlysende erkjennelse at revisjonen alene i liten grad kan fungere som et verktøy for miljøforbedring. Bare gjennom etterarbeidet vil resultatene fra revisjonen kunne gi grunnlag for en slik forbedring. Denne erkjennelsen illustrerer likevel en viktig styrke ved miljørevisjon sammenlignet med andre verktøy for innsamling av ulike former for miljødata; kravet om oppfølging som metodisk ligger innebygget i miljørevisjonsverktøyet. Videre illustrerer erfaringene fra prosjektet viktigheten av å kunne hente fram data fra hele årsaks- og virkningskjeden i prosessen; om styringsgrunnlaget (målene), om selve styringssystemet, om og hvordan tiltak er gjennomført, resultatene, endret miljøpåvirkning og i siste instans endret miljøtilstand (jfr figuren under). I prosjektet var det eksempler på ulik vektlegging av de ulike typene informasjon. Noen av forsøkene – som for eksempel i Tingvoll der tema var internkontrollen ved en sjukeheim – var hovedsakelig rettet mot styringssystemet og hvorvidt definerte prosedyrer ble fulgt. I andre tilfeller hentet man inn informasjon om alle ledd i årsak-virkningskjeden. For temaet tekniske miljøtiltak i landbruket gjennomført i Steinkjer ble det i tillegg til revisjonsintervju med tilsatte på landbrukskontoret, også hentet inn data om gjennomføring av tekniske miljøtiltak på et representativt utvalg gårdsbruk innenfor nedbørsfeltet til et vassdrag, og det ble gjennomført prøvefiske i det samme vassdraget. Dataene om vannkvalitet ble sammenlignet med tidligere prøver, og ble brukt til å sannsynliggjøre hvorvidt de gjennomførte tiltakene hadde hatt noen miljøeffekt, foruten at faktisk gjennomførte tiltak ble sammenlignet med tiltaksplanene. Resultatet av revisjonen ble at man fant ut at de gjennomførte tiltakene antakelig hadde hatt den ønskede effekten, men at på grunn av svak oppfølging fra landbrukskontoret var tiltakene gjennomført i andre områder enn de som opprinnelig var prioritert.



Figur 3 Type informasjon en miljørevisjon kan bringe fram

I prosjektet identifiserte vi to modeller for organisering av miljørevisjonsprosessen: en ”politisk” og ”administrativ” modell. I håndboka anbefalte vi at kommunene legger opp til den ”politiske” modellen (Aall et al. 1996). Det vil si at folkevalgt nivå er involvert både ved bestilling av miljørevisjonen og behandling av revisjonsrapporten. I den ”administrative” modellen ble miljørevisjon utelukkende brukt som et verktøy for rådmannen til å følge opp arbeidet i underliggende avdelinger og etater. Årsaken til at vi valgte å anbefale den ”politiske” modellen var dels at

vi mente å kunne vise til i prosjektet at denne modellen sikret et større ”trøkk” i oppfølgingen av revisjonsrapporten. Videre kan det være begrensninger for hva en miljørevisjon kan fange opp innenfor en rent administrativ modell, ved at det jeg før har omtalt som ”vurdering av politisk skjønn” kan bli vanskeliggjort. Vi anbefalte også at kommunene bruker interne revisorer for dermed å sikre at all kunnskap samlet inn gjennom en miljørevisjon forblir i organisasjonen. Vi anbefalte at kommunen lager et miljørevisjonsprogram, der prosedyrer for bestilling av en miljørevisjon og behandling av revisjonsrapporten blir beskrevet. Videre kan en periodisk rullering av miljørevisjonsprogrammet angi hvilke tema som skal revideres, og når dette skal skje. Så langt jeg kjenner til er det bare én norsk kommune som har utarbeidet et slikt program per i dag (Sogndal). Vi anbefalte også at kommunene vurderer muligheten for å koble miljørevisjon til eksisterende styringsprosedyrer – for eksempel årsmelding, kommuneplanmelding, internkontroll eller forvaltningsrevisjon¹⁴ - før man eventuelt vedtar å etablere miljørevisjon som en ny og selvstendig prosedyre. De forsøkene som ble gjort i tilknytning til pågående prosesser – for eksempel som del rullering av kommuneplanen – kunne også vise til størst suksess i form av mest omfattende etterarbeid.

Den *tredje* av prosjektets fire problemstillinger gjaldt spørsmålet om mulige fallgruver knyttet til det å ta i bruk miljørevisjon. De viktigste reservasjonene kommunene ga uttrykk for gjaldt ressursbruk. I prosjektet varierte timeinnsatsen mellom 80 og 200 timer for arbeidet fra start til framlegging av revisjonsrapporten. Arbeidsinnsatsen var i liten grad avhengig av kommunetype eller –størrelse; det var valg av tema som syntes å styre arbeidsinnsatsen. Tema som gjaldt kommuneplanlegging medførte normalt større arbeidsinnsats enn mer oversiktlige driftsoperasjoner. Til sammenligning regner Statens forurensningstilsyn i gjennomsnitt 250 timer for en systemrevisjon etter internkontrollforskriften. I oppsummeringen av et forsøk med statlig ekstern miljørevisjon i Tønsberg gjennomført delvis etter EUs forordning for frivillig miljøstyring og miljørevisjon (EMAS), konkluderte man med at en full gjennomgang på hele miljøområdet fram til og med framlegging av revisjonsrapporten ville kreve minimum 0,5 årsverk fra tilsynsmyndighetene (Fylkesmannen i Vestfold 1995).

Kommunene klaget også over at verktøyet var vanskelig å forstå, noe den store innsatsen i veiledning fra oss som forskere understreker. Det relativt beskjedne antallet kommuner som på egen hånd har tatt i bruk miljørevisjon etter at prosjektet ble avsluttet kan også være en indikasjon på dette forholdet (jfr sluttnote 13). Prosjektet ga imidlertid også anledning til å reflektere over mer prinsipielt anlagte problemer knyttet til bruk av miljørevisjon:

- stor oppmerksomhet i organisasjonen omkring det temaet som blir valgt i en miljørevisjon
- fokus på måloppnåelse kan lede oppmerksomheten vekk fra det å stille spørsmål ved om målene i seg selv er ønskelige

- bruk av intervju gir store fokus på enkeltpersoner og kan gjøre at man mister systemet av syne
- fokus mot ”harde” tema som lett lar seg tallfeste kan lede oppmerksomheten vekk fra ”mykere” tema
- produksjon av symboler isteden for reell informasjon
- stimulering til ”overbyråkratisering”

Miljørevisjon er et ”kraftig” verktøy i den forstand at om en kommune bruker verktøyet slik håndboka legger opp til, vil det genereres en stor aktivitet knyttet til det tema som blir valgt ut for revisjon. I noen av kommunene ble miljørevisjonen brukt som et virkemiddel for å løfte fram nye tema på dagsorden¹⁵. Det er derfor en fare for at det tema som blir plukket ut for revisjon blir *overfokusert*, i den forstand at et tema kan få mer oppmerksomhet enn det som i utgangspunktet ligger i gjeldende politiske føringer.

Bruk av miljørevisjon kan i prinsippet lede miljøvernpolitikken inn i en form for *inkrementalisme*. Den store fokuseringen på revisjonsgrunnlag som ligger innebygget i revisjonsverktøyet kan i teorien gjøre at virksomheten retter all oppmerksomhet mot et gitt utgangspunkt - eksisterende lovverk og eksisterende interne mål - og optimalisere aktiviteten i forhold til dette utgangspunktet. Oppmerksomheten kan dermed ledes vekk fra å stille spørsmålsteget ved om utgangspunktet i seg selv er riktig. Som forventet kunne vi også observere en stor oppmerksomhet rettet mot ulike former for ”inkrementelle” problemstillinger i forsøkene, og en tilsvarende mindre oppmerksomhet mot om målene i seg selv var problematisk. Likevel fant vi også eksempler på det siste, riktignok med et ”motsatt” fortegn sett fra en miljøverners ståsted. I et par av miljørevisjonene i Stavanger ble det gjennom revisjonene påpekt at ambisjonsnivået var for høyt, og ambisjonsnivået ble tilsvarende redusert i etterarbeidet. I andre tilfeller ble det påpekt at målformuleringer manglet, og det ble så formulert mål som en del av etterarbeidet. Denne typen problemer kan møtes gjennom formulering av formålet med miljørevisjonen, ved der å åpne for vurderinger av hensiktsmessigheten i vedtatte målformuleringer – for eksempel ved å vurdere disse opp mot internasjonale forpliktelser Norge har inngått eller anbefalinger fra miljøvernorganisasjoner.

Det ligger en stor utfordring i også å kunne håndtere ”myke” miljøtema som vanskelig lar seg tallfeste i forbindelse med en miljørevisjon. I Sogndal ønsket kommunen i en innledende fase av forsøket å revidere i forhold til målet: ”Vern av heimstadjensle, kulturlandskap, bygningsmiljø og gode byggeskikktradisjoner”. Etter hvert kom kommunen fram til at dette i en prosjektsammenheng var for krevende, og valgte derfor to mer konkrete tema: ”Kommunens håndtering av spesialavfall”; og ”Ivaretaking av hensyn til støy i reguleringsplaner”. Bruk av miljørevisjon kan ha en positiv effekt når det gjelder å gjøre miljøpolitikken ”hardere” og mer konkret, i den forstand at systemet blir utfordret til å avklare mer presist de miljøpolitiske

målsettingene. Samtidig illustrerer prosjektet faren for at ”myke” og vanskelig tallfestbare tema blir prioritert ned.

En annen aktuell problemstilling gjelder spørsmålet om *symbolproduksjon*. Et grunnleggende problem med den formen for rasjonelle organisasjonsmodeller miljørevisjon tilhører er faren for strategisk spill og symbolproduksjoner (Offerdal 1986). Kleven (1990) peker på at de rasjonelle organisasjonsmodellene ikke klarer å ta hensyn til politiske konflikter og maktspill og at de ikke fanger opp samspillet mellom de instrumentelle og symbolske sidene ved politikken. Resultatet blir i følge Kleven at en bruker tid på å kvantifisere mål ingen kjenner seg forpliktet av, og utvikle resultatindikatorer som man ikke vet hvordan man skal bruke. De fleste informantene sa likevel at de kjente seg igjen i det bildet som kom fram i revisjonsrapporten; dette gjelder både for revidert part og revisjonsbestiller. Det kom imidlertid fram klare synspunkter fra revidert part om at de forventet en oppfølging av revisjonsrapporten, all den tid de følte at de hadde spilt med åpne kort og stilt seg åpen for kritikk ved å innrømme feil og svakheter. I de tilfeller der kommunene valgte ikke å følge opp funnene fra miljørevisjonen kom det fram klare forskjeller mellom revidert part og revisjonsbestiller. Mens revisjonsbestiller - i de fleste tilfeller representert ved rådmannen – tilsynelatende var fornøyd med bare å ha dokumentert tingenes tilstand, var revidert part misfornøyd når de etter hvert registrerte at det ikke ble grepet fatt i de påviste misforholdene. Det er antakelig her det største faremomentet ligger, når vi skal vurdere faren for symbolproduksjon knyttet til det å ta i bruk miljørevisjon. Selv om en gitt revisjonsrapport gir et aldri så ”sant” bilde av situasjonen, vil det i senere miljørevisjoner lett oppstå problemer hvis organisasjonen og publikum etter hvert opplever at det ikke blir tatt stilling til funnene. En slik situasjon vil antakelig snart bringe verktøyet i miskreditt i organisasjonen, noe som i neste omgang kan føre til at virksomheter som senere blir utsatt for revisjon ikke ser hensikten i å være ”ærlige”. For å forebygge denne faren for symbolproduksjon anbefalte vi sterkt i håndboka at miljørevisjon ikke må begrenses til et verktøy for datainnsamling, men at kommunene måtte ta i bruk miljørevisjon som et styringsverktøy som innebærer at kommunen også gjennomfører et etterarbeid der man tar stilling til og eventuelt rette opp de svakheter som revisjonen avdekker (Aall et al. 1996).

Symbolproduksjon kan imidlertid være så mangt. Det ligger i betegnelsen ”symbol” at det fins et motstykke - en ”sann” kunnskap - som i en eller annen objektiv forstand er ment å gi ett ”riktig” bilde av tilstanden. Det ligger i revisjonsverktøyet at det ikke nødvendigvis er ”sannheten” som skal fram. Hovedpoenget er å skape *enighet* om enkelte sider ved situasjonen. I standarder for revisjon – og i vår håndbok – blir det som hovedregel anbefalt at bare de funn som revidert part og revisjonsgruppen er enige om skal formidles i revisjonsrapporten. Et slikt krav vil nødvendigvis medføre at enkelte forhold av og til blir ”stukket under stolen”. Det kan likevel argumenteres for at revisjonsverktøyet - til forskjell fra andre evalueringsverktøy - har metodiske egenskaper som gjør at man har større mulighet til å unngå problemet med symbolproduksjon. Verktøyet forutsetter bruk av flere informasjonskilder: skriftlig materiale, direkte ob-

servasjoner i felten, kombinert med intervju av flere personer fra ulike deler av organisasjonen. Det er forutsatt at revisjonsgruppen skal påvise eksisten- sen av, eller mangelen på logiske sammenhenger mellom krav, anvendt me- tode og oppnådd resultat. Videre er det forutsatt at mange og ulike aktører skal trekkes med i vurderingene. I prosjektet har kommunene lagt inn en ekstra kvalitetstest ved at utkast til revisjonsrapport i de fleste tilfeller ble sendt til revidert part for eventuelle merknader, før endelig oversending til revisjonsbestiller. Slike prosedyrer bør - i alle fall til en viss grad – kunne hindre en utstrakt grad av symbolproduksjon.

Et viktig spørsmål ved bruk av styringssystemer og styringsverktøy er hvordan vi skal avveie mellom *byråkratisering* og *dynamikk*. I en dansk håndbok om innføring av miljøstyring i privat virksomhet ("Virksomhedernes miljøhåndbok") står det (Remmen 1995, s. 5):

"Udfordringen til såvel kvalitets- og miljøledelse er at balancere mellom bureaukrati og dynamikk, mellom systematik og løpende forbedringer. Begge dele er nødvendige, og kunsten består i at få det rette mix mellom bogholderne, der kan holde styr på aktiviteterne, og ildsjæle, der hele tiden igangsætter nye initiativ".

Det nærliggende spørsmålet er om bruk av miljørevisjonsverktøyet vil kunne føre til en unødvendig *byråkratisering* av kommunenes miljøvernarbeid? Miljørevisjonsverktøyet kan drive fram en økende grad av byråkratisering på to måter: Miljørevisjon er i seg selv en tilvekst i byrå- kratiet ved å være en relativt formalisert, ressurskrevende og dokumentori- entert prosess. Dernest ligger det i verktøyet at det etterspør mer systematikk, ved å søke etter reviderbare miljømål og dokumenterbare rutiner og prosedyrer. Flere av informantene i kommunene tok opp disse forholdene, men overraskende få ga uttrykk for at de frykter en negativ effekt. Både på folkevalgt og administrativt nivå syntes det å være en erkjennelse av at det var behov for *mer* dokumentasjon og systematikk i det kommunale miljøvernarbeidet. Det var heller ingen systematiske forskjeller mellom store og små kommuner. Vi fant eksempler på både negative og positive holdninger til mer systematikk og dokumentasjon i de små kommunene i prosjektet. I Sogndal kom det til uttrykk til dels sterke negative synspunkt nettopp i forhold til problemstillingen "overbyråkratisering" i små kommuner, mens det nær sagt motsatte synspunktet ble hevdet i Bømlo der våre informanter understreket viktigheten av en viss grad av formalisme nettopp i små kommuner¹⁶.

Prosjektets *siste* problemstilling gjaldt hvilke forutsetninger som bør ligge til grunn for å ta i bruk miljørevisjon i en kommune, og i hvilken grad slike forutsetninger synes å være til stede i norske kommuner. Seks forhold synes å være avgjørende, hvorav de to første er de mest grunnleggende knyttet spesifikt til den kommunale miljøpolitikken, mens de tre siste forholdene er av mer generell karakter knyttet til interne administrative forhold:

- miljøpolitisk institusjonalisering
- miljøpolitisk ambisjonsnivå

- ledelsesengasjement
- medarbeiderdeltakelse
- holdninger til systematikk

Norske kommuner har som følge av MIK-reformen kommet langt i å *institusjonalisere* miljøvernarbeidet gjennom å etablere en kommunal miljøvernorganisasjon, utarbeide miljøvernplaner med tilhørende miljømål, iverksette miljøtiltak og etablere prosedyrer for håndtering av miljøhensyn i den daglige kommunale virksomheten. Dette gjør at norske kommuner i mange tilfeller vil ha en tilstrekkelig grad av ”miljøpolitisk modenhet” i form av et håndfaste og reviderbare mål og en tilstrekkelig kompetent miljøvernorganisasjon som kan gjennomføre en miljørevisjon.

Resultatene fra Miljørevisjonsprosjektet illustrerte at miljørevisjon i seg selv ikke er styrende for miljøvernarbeidet. En miljørevisjon er ment å gi innspill til hvordan en kommune kan forbedre sitt miljøvernarbeid, og bare som en konsekvens av et eventuelt endret miljøvernarbeid (”etterarbeid”) er det riktig å si at en miljørevisjon direkte kan påvirke miljøet og ha en positiv miljøeffekt. Det er derfor de *miljøpolitiske ambisjoner* som bestemmer nytten av å ta i bruk miljørevisjon som et styringsverktøy. Spørsmålet om tilstedeværelsen av en egen *kommunal* miljøambisjon må knyttes til en diskusjon om kommunen som selvstendig, målrettet organisasjon i motsetning til det å bare være statens forlengede arm. Bukve (1993, s. 157) peker på at det på de fleste felter i dag er lite realistisk å forestille seg kommunen som en selvstyrt enhet uten statlige inngrep og rammer. Samtidig hevder Bukve at kommunene representerer et alternativ til statlig styring som lokalpolitisk samordningsinstitusjon. Miljørevisjonsprosjektet illustrerer begge disse sidene ved kommunal politikk. På den ene siden finner vi flere eksempler på at kommunene – særlig innenfor mer driftspregede arbeidsoppgaver – ut fra økonomiske og andre hensyn bare ser seg råd til å følge statlige minstestandarder. Et eksempel på dette fant vi i Steinkjer for temaet ”Oppfølging av inneklimate mål ved bygging av en ny skole”. I revisjonen kom det fram at byggekomiteen med henvisning til trange økonomiske rammer hadde valgt å se bort fra kommunale mål om å heve inneklimatestandarden ut over statlige minstekrav. På den andre siden fant vi også eksempler på det motsatte – altså at staten gjennom sin myndighet til å overprøve kommunale vedtak sørget for at kommunale miljømål ikke ble fulgt. Dette eksempelet fant vi i Bømlo, der revisjonen dokumenterte at fiskerisjefen i enkelte tilfeller overprøvde kommuneplanens arealplan når det gjaldt forbud mot lokalisering av fiskeoppdrett i særlig verneverdige områder. Bare to av de 20 forsøkene var gjort utelukkende i forhold til statlige miljøkrav. I de andre forsøkene var det en blanding av kommunale og statlige, eller (i fire tilfeller) bare kommunale krav. Like fullt gjelder ca 80 prosent av funn brudd med de kommunale miljøkravene. Det synes som om kommunenes egen miljøprofil er vanskelig å identifisere i forhold til statlige minstekrav. I flere av forsøkene er det dokumentert at revidert part har sett bort fra kommunale mål, og valgt å avgrense seg til å oppfylle statlige minstestandarder. Samtidig viser prosjektet at kommunene mest av alt har ønsket å bruke verktøyet på områder der de har relativt høy

grad av råderett over målformulering og virkemiddelbruk. Eller sagt på en annen måte; vi kan òg tolke erfaringene fra Miljørevisjonsprosjektet dit hen at kommunene har ønsket å bruke verktøyet til å utvikle *eget* miljøvernarbeid, selv om - eller kanskje nettopp fordi - den selvstendige profilen i forhold til statlige minstekrav så langt er mindre tydelig.

Manglende *ledelsesengasjement*, dårlige tradisjoner for *medarbeiderdeltakelse* og en svakt utviklet forståelse for viktigheten av *systematikk* i styring av kommuneorganisasjonen er viktige hindringer for å ta i bruk miljørevisjonsverktøyet. Erfaringene fra prosjektet viste at der ledelsesengasjement, medarbeiderdeltakelse og en positiv holdning til systematikk ikke ble vektlagt ble også gjennomføringen av forsøkene hemmet. I enkelte av kommunene ble det også gitt uttrykk for sterk skepsis til bruk av denne formen for formaliserte styringsverktøy. Interessant er det da å legge merke til at den kommunen der denne skepsis i prosjektet kom klarest til uttrykk – Sogndal – også er den eneste av prosjektkommunene som faktisk har videreført bruken av miljørevisjon etter at prosjektet ble avsluttet¹⁷. I andre kommuner ble det argumentert – gjerne fra rådmannens side – for å bruke Miljørevisjonsprosjektet som en anledning til å trene organisasjonen i større grad av systematikk. Gouldson (1995) viser til flere forfattere når han hevder at miljø i slike sammenhenger kan fungere som en ”trojansk hest” for en mer generell intern bedriftsutvikling.

I prosjektet ble det trukket paralleller mellom miljørevisjon og målstyringsmodellen (Glosvik 1994, Aall 1996). I prosjektet ble det tatt til orde for en todelt forståelse av hvordan slike modeller kan tas i bruk innenfor offentlig virksomhet. Med henvisning til den omfattende internasjonale litteraturen med til dels sterk kritikk av målstyringsmodellen, ble det advart mot for stor tro på de instrumentelle sidene ved målstyringsmodellen¹⁸. Ofte vil ikke forventninger bli oppfylt om at offentlig virksomhet skal komme fram til klare og entydige mål, at man ut fra dette skal kunne utlede og iverksette virkemidler som sørger for realisering av de samme målene, for så i siste instans å evaluere måloppnåelsen og eventuelt korrigere virkemiddelbruken. Det ble likevel tatt til orde for å bruke miljørevisjon ut fra en forståelse om ”målstyring med fornuft”. Glosvik (1994) peker på tre trekk ved målstyringskonseptet som gjør at mange – til tross for den sterke kritikken av konseptet – likevel ser på dette som et meningsfullt konsept: (1) Målstyring er en grei oppskrift på organisering av en rasjonell organisasjonsprosess, og mye positivt kan komme ut av det. (2) Målstyring krever planlegging, og all form for planlegging har noen gode sider ved seg. (3) Det kan finnes situasjoner der målstyring er en god måte å styre organisasjoner på. I disse tre punktene ligger at denne typen rasjonelle styringsmodeller kan bidra til å gjøre beslutningssituasjonen mer oversiktlig og forutsigbar, noe som igjen kan være en viktig forutsetning for å sikre den form for medvirkning fra lokalbefolkningen og lokale interessegrupper kapittel 28 i Agenda 21 etterspør i en kommunal miljøpolitikk.

Framveksten av miljørevisjonsverktøyet

Prosjektarbeidet ga meg anledning til å sette meg inn i den historiske bakgrunnen for framveksten av miljørevisjonsverktøyet og en prinsipiell drøfting av verktøyet i forhold til målet om en mer bærekraftorientert politikk. I fremmedordboka blir ”revidere” forklart med å se igjennom og granske. Ordet kommer av latinsk *re-* (igjen) og *videre* (se). Vi må tilbake til det gamle Romerriket for å finne revisjonens opphav. Budskap fra keiseren ble brakt videre av offisielle budbærere. For å sikre at budskapene ble framført korrekt, skulle såkalte revisorer som kjente budskapets innhold like godt som budbærerne, følge med på ferden for å kontrollere at budskapet ble framført på en forsvarlig måte (Flint 1988).

Revisjon er én av flere mulige måter å evaluere og vurdere. En revisjon må ta utgangspunkt i et datasett (et ”regnskap”) som beskriver de forhold som skal revideres. David Flint (1988) beskriver forholdet mellom regnskap og revisjon på følgende måte (s. 38):

”Statements and data which are subjected to audit have an information value in their unaudited state. The purpose of the audit is to add to that information value by expressing an opinion on the credibility, meaning, significance, reliability, legitimacy, legality or regularity of the statement or the data”.

Hensikten med revisjon er i følge Flint at man skal øke informasjonsverdien av de foreliggende dataene, ikke primært samle inn nye data. Flint peker videre på at én av fire hovedbetingelser må være oppfylt for å kunne forsvare å velge revisjon som vurderingsform (Flint 1988, s. 21):

- 1. a relationship of accountability between two or more parties in the sense that there is a duty of acceptable conduct or performance owed by one party to the other party or parties*
- 2. a need by some party to establish the reliability and credibility of information for which they are responsible which is expected to be used and relied on by a specific group or individual identifiable, producing constructively a relationship of accountability*
- 3. a need or a desire to establish the authenticity of information given or statements made by some party which are intended to or are likely to influence the actions of unspecified members of the general public or a section of it, producing constructively a situation of public accountability*
- 4. a public interest dimension to the quality of the conduct or performance of some party, resulting in a situation of public accountability*

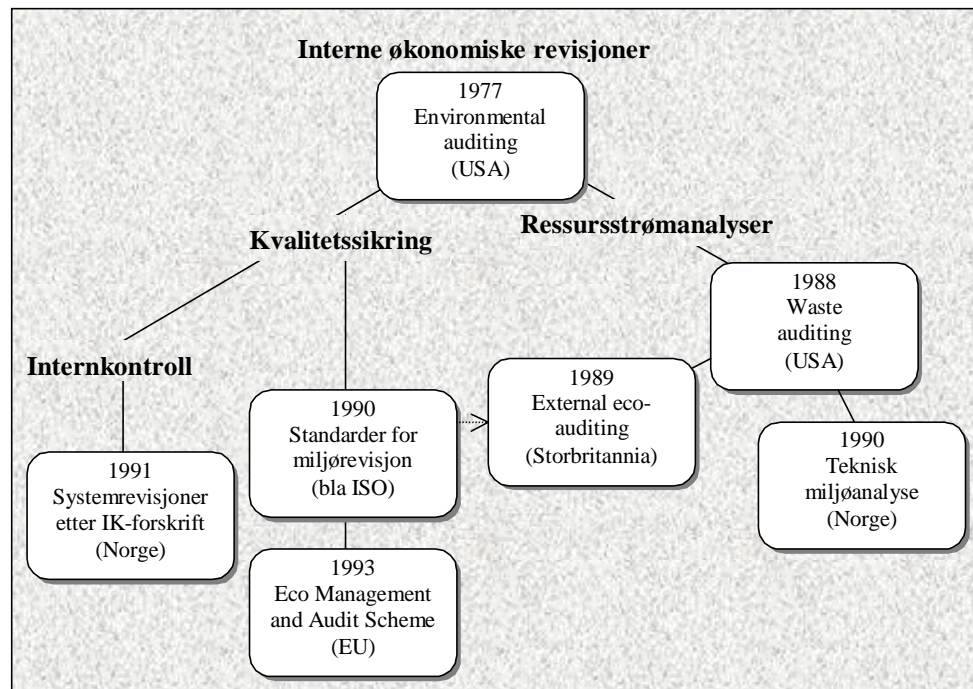
Det går et hovedskille mellom kontroll (punkt 1-3 over) og vurdering av hensiktsmessighet (punkt 4 over). ”Kontrollrevisjoner” blir normalt assosiert med statlige myndigheters kontroll med annen virksomhet, mens interne forvaltningsrevisjoner er eksempel på den andre formen for revisjon, der formålet i større grad er å belyse hensiktsmessigheten av den undersøkte aktiviteten – for eksempel om det er rimelig samsvar mellom ressursinnsats

og resultat. Anvendt innenfor offentlig forvaltning kan vi koble den siste formen for revisjoner til framveksten av "The New Public Management", med stor tro på rasjonelle organisasjonsmodeller og økonomistiske forvaltningsmodeller (Christensen 1996).

Miljørevisjon har etter hvert fått mange og høyst ulike betydninger. I noen tilfeller har miljørevisjon også vært opphav til verktøy som senere har fått andre betegnelser. Vi identifiserer tre ulike fokus for verktøy med betegnelsen miljørevisjon:

- miljøvernarbeid: beskrivelse av styringssystemer og interne prosedyrer og ansvarsforhold i en organisasjon
- miljøpåvirkning: beskrivelse av ressursstrømmer i en virksomhet og analyse av muligheter for å redusere ressursforbruk, utslipp og avfallsgenerering
- miljøeffekt: beskrivelse av miljøtilstanden innenfor et geografisk avgrenset område

Dagens standarder for miljørevisjon, som i stor grad er inspirert av standarder for kvalitetssikring, fokuserer i stor grad på "miljøvernarbeidet", mens de første formene for miljørevisjon i USA (gjerne betegnet "waste audits", i Norge etter hvert under betegnelsen "teknisk miljøanalyse") i stor grad fokuserte på miljøpåvirkningen. De første forsøkene fra begynnelsen på 1990-tallet i Storbritannia på å ta i bruk miljørevisjon i en kommunal sammenheng (såkalte "external eco-audits) var i realiteten en metode for beskrivelse av den lokale miljøtilstanden. Denne tilnærmingen ble senere plukket opp av flere svenske kommuner, mens tilnærmingen i Storbritannia ble videreutviklet i retning av systemer for kvalitetssikring – konkret ved en kommune-tilpasning av EUs standard for frivillig miljørevisjon og miljøstyring (EMAS).



Figur 4 Den historiske framveksten av verktøy med felles opphav i den første formen for miljørevisjon (Aall 1996b)

Det var det amerikanske konsulentfirmaet Arthur D Little som i 1977 først tok i bruk betegnelsen miljørevisjon. Metoden ble utviklet innenfor enkelte store amerikanske industribedrifter baserte på erfaringer med interne økonomiske revisjoner. Drivkraften bak utviklingen av miljørevisjonsverktøyet var at det på 1970-tallet ble vedtatt en lang rekke lover på miljøvernsektoren, samtidig som en ny juridisk praksis ble innarbeidet om bedriftenes erstatningsplikt i forhold til skader på miljøet. Næringslivet hadde derfor behov for å skaffe seg en bedre oversikt over egen virksomhet i forhold til gjeldende lovverk på miljøområdet, med særlig vekt på håndtering av miljøfarlige stoffer (Nordisk Ministerråd 1994).

På 1980-tallet ble det i USA arbeidet med å utvikle en nasjonal politikk for forebyggende miljøvernarbeid i forbindelse med en omlegging av den nasjonale miljøvernlovgevingen. I 1986 foreslo det amerikanske miljøverndirektoratet (Environmental Protection Agency - EPA) et miljørevisjonsprogram som inkluderte både intern og ekstern revisjon¹⁹. Forslaget førte imidlertid bare til en såkalt policyforklaring med beskrivelse og oppsummering av metoden, og med enkelte anbefalinger til industrien om å etablere revisjonslignende prosedyrer. I 1988 ble betegnelsen "avfallsrevisjoner" (Waste Audits) introdusert ved at EPA ga ut en manual med navnet Waste Minimization Opportunity Assessment Manual, der perspektivet på avfall ble utvidet til å omfatte all type ressurstap. Gjennom EPA-manualen fikk miljørevisjon større innslag av ressursstrømanalyser enn den første tilnærmingen. Avfallsrevisjonene var ment å være et verktøy til å kartlegge eksisterende ressursstrømmer, og analysere mulighetene for ressurs sparing.

Mot slutten av 1980-tallet spredte miljørevisjonstankegangen seg fra USA til Europa. I Storbritannia tok man utgangspunkt i erfaringer med bruk av dokumenterte kvalitetssikringssystemer, og koblet bruken av miljørevisjon til innføringen av et såkalt miljøstyringssystem. I den første nasjonale standarden for miljøledelse (den britiske BS 7750) blir miljø behandlet som et tilleggskrav i forhold til kvalitetskrav, og standarden er en direkte videreføring av BS 5750 standard for kvalitetssikring. Vestby (1996) peker på at det vesentligste skillet mellom miljø- og kvalitetsrevisjoner ikke ligger i selve revisjonen, men i omfanget av styringssystemet som gir utgangspunktet for revisjonen. Et miljøstyringssystem blir gjerne oppfattet som et mere avansert system enn et styringssystem for kvalitet. En viktig grunn for dette er at et kvalitetsstyringssystem tar utgangspunkt i organisasjonens hovedoppgaver, da enten det er produksjon av en tjeneste, et produkt eller eget vedlikehold. Kvalitetssystemets oppgave er å bidra til forbedret oversikt og kontroll, dvs basis-funksjoner for arbeid med forbedring av produkter. Miljøstyringssystemet skal *i tillegg* hjelpe organisasjonen til å ta hensyn til eksterne faktorer som kan påvirke drift og eksistens. Den britiske standarden dannet mal for andre nasjonale standarder, og for Den Internasjonale Standardiseringsorganisasjonen (ISO 14001). ISO-standarden har nå avløst tidligere nasjonale standarder for miljøledelse og miljørevisjon.

Delvis inspirert av det arbeidet som British Standard gjorde, og etter initiativ fra miljøorganisasjonen Friends of the Earth, ble det i 1989 prøvd ut miljørevisjoner med betegnelsen "external audits" i enkelte engelske kommuner (Barton and Bruder 1995). Disse forsøkene hadde imidlertid mer til felles med de amerikanske avfallsrevisjonene, og kan best sammenlignes med miljøstatusrapporter norske kommuner begynte å utarbeide samtidig. Senere har denne formen for miljørevisjon fått den mer dekkende betegnelsen "State of the Environment Report".

EU godkjente i 1993 en forordning med betegnelsen Eco Management and Audit Scheme (EMAS). Forordningen bygger i hovedsak på den britiske standarden BS 7750. Ordningen er frivillig og begrenset til produksjonsbedrifter. EMAS var opprinnelig foreslått å være en tvungen ordning, men etter sterkt press fra industrien ble ordningen vedtatt som en frivillig ordning (Franke 1995). Deltakende bedrifter forplikter seg til å vurdere hvilke miljøeffekter av egen virksomhet som er viktige, lage miljømål og en miljøhandlingsplan som tar for seg de viktigste miljøeffektene og etablere et miljøstyringssystem som blant annet innebærer periodiske interne miljørevisjoner og offentlige miljøredegjørelser. Det er forutsatt at de interne miljømålene skal strekke seg lengre enn det som er gitt gjennom lover og pålegg fra statlige myndigheter, og videre at virksomheten skal kunne dokumentere en stadig miljøforbedring. En uavhengige offentlig godkjent miljøkontrollør skal kontrollere om virksomheten tilfredsstillende EMAS-kravene. Godkjente virksomheter får rett til å bruke et eget EMAS-emblem. I 1995 ble EMAS gjort gjeldende som forskrift i Norge under betegnelsen "EU-statenes ordning for miljøstyring og miljørevisjon". Her defineres miljørevisjon på følgende måte (Miljøverndepartementet 1995):

”(miljørevisjon er) et styringsverktøy som omfatter en systematisk, dokumentert, regelmessig og objektiv vurdering av hvordan organisasjonen, styringssystemet og metoden for å sikre vern av miljøet virker med sikte på å lette ledelsens kontroll med rutiner som kan få innvirkning på miljøet, og å vurdere om det er samsvar med foretakets miljøpolitikk”.

Det britiske miljøverndepartementet har i samarbeid med The Local Government Management Board tilpasset EMAS til kommunal virksomhet (HMSO 1993). Den viktigste tilpasningene av den opprinnelige forordningen er at såkalte ”service-effects” (dvs de indirekte miljøvirkningene av kommunal planlegging og tjenesteproduksjon) skal tas med i tillegg til de direkte effektene. I 1995 godkjente EU-kommisjonen den kommunetilpassede versjonen av EMAS med virkeområde begrenset til Storbritannia. Det britiske Kommunenes Sentralforbund regner med at om lag 20 prosent av britiske kommuner vil være EMAS-godkjent i år 2000 (Riglar 1996).

Det var miljørevisjon forstått som ressursstrømanalyser og avfallsrevisjoner som først ble tatt opp i Norge. I 1991 ble den amerikanske manualen for avfallsrevisjoner oversatt av Stiftelsen Østfoldforskning for Næringslivets Hovedorganisasjon (”Håndbok for innføring av renere teknologi”). SFT utviklet på starten av 1990-tallet et tilsvarende verktøy med betegnelsen teknisk miljøanalyse, som også bygde på erfaringer fra norsk arbeidsmiljøforskning. I en teknisk miljøanalyse vurderes tekniske muligheter for reduksjon av utslipp, ressursbruk og avfallsproduksjon. SFT kan pålegge bedrifter å gjennomføre tekniske miljøanalyser som grunnlag for utforming av konsesjonskrav.

Etter hvert fikk også den andre tilnærmingen med utgangspunkt i arbeidet med kvalitetssikring fotfeste i Norge. Basert på erfaringer fra kvalitetssikringssystemer, utviklet SFT i samarbeid med industrien krav om internkontroll for oljevirkosheten i Nordsjøen på 1980-tallet. Erfaringene fra Nordsjøen ble senere lagt til grunn for innføringen av internkontrollforskriften i 1991, der all privat og offentlig virksomhet blir pålagt å innføre et internkontrollsystem som kan dokumentere at krav blant annet i forurensningsloven blir fulgt. SFT kan gjennomføre såkalte systemrevisjoner for å se til at internkontrollsystemet er på plass og fungerer. Norge er antakelig det land der miljøvernmyndighetene har gått lengst i å ta i bruk denne formen for tilsynsarbeid på miljøvernområdet (Nordisk ministerråd 1994).

Uavhengig av den utviklingen jeg har beskrevet over, men likevel med felles opphav i økonomisk revisjon, er det innenfor den internasjonale sammenslutningen av Riksrevisjoner forsøkt p innarbeide ”miljø” i metodikken for forvaltningsrevisjon. Forvaltningsrevisjon er utviklet for å vurdere om det er rimelig samsvar mellom ressursinnsats og resultat, og ser oppnådd resultat i forhold til forventet resultat. Man snakker om å introdusere en ny ”E” (Environment) i tillegg til de tre eksisterende ”E-er” som ligger til grunn for forvaltningsrevisjoner: ”Efficiency”, ”effectiveness” og ”economy” (INCOSAI 1995). Det er derfor mulig å se for seg at

forvaltningsrevisjon på sikt kan fange opp miljørevisjon. Ved siste endring av kommuneloven ble forvaltningsrevisjon introdusert som et nytt arbeidsområde for kommunerevisjonen. Inntil endringen av kommuneloven i 1991 har det bare vært Riksrevisjonen som har benyttet seg av denne formen for revisjon i Norge, i motsetning til for eksempel Sverige som i en årrekke har hatt forvaltningsrevisjon av kommunal virksomhet. I forbindelse med den britiske kommunetilpassede varianten av EMAS er det positive erfaringer med å etterutdanne kommunerevisorer i miljøspørsmål, for så å gjennomføre interne miljørevisjoner i regi av kommunerevisjonen. I Norge kjenner jeg til ett eksempel der tilsvarende er gjort: Trondheim.

Miljørevisjonstankegangen har også spredt seg til våre nordiske naboland. Kommunernes Sentralforbund ga i 1993 ut "Håndbok i miljøstyring". Håndboken tar utelukkende for seg kommunal drift. Danske kommuner har i langt større grad enn norske kommuner ansvar for kontroll og tilsyn med utslipp fra industrien, noe som kan forklare den vinklingen som er valgt i Danmark. Hovedmålet med håndboken er nemlig å gjøre kommunene til gode eksempler for dansk industri i innføring av reinere teknologi, slik at kommunene dermed skal få større troverdighet som tilsynsorgan og en styrket veiledningskompetanse overfor det lokale næringslivet.

Helt siden slutten på 1980-tallet har det vært diskutert innføring av tvungen ekstern miljørevisjon i Sverige uten dette så langt har ført fram. Miljørevisjon i bedrifter har etter hvert etablert seg som en frivillig ordning. Naturvårdsverket tok i 1988 initiativ til forsøksvirksomhet med ekstern miljørevisjon av kommunale avfallsanlegg etter den amerikanske modellen for avfallsrevisjoner. Det er òg gjennomført forsøk med kommunal miljørevisjon med utgangspunkt i svenske erfaringer med forvaltningsrevisjon. I de siste årene har svenske kommuner også eksperimentert med godkjenning av virksomheter etter EMAS, i første omgang avfalls- og kloakkrenseanlegg. Tilsvarende forsøk er også gjennomført i Finland og i de baltiske stater (Kantola 1996, Ilppo og Jokinen 1996).

I innledningen til en britisk håndbok om miljørevisjon introduserer forfatterne en kobling mellom *bærekraftig utvikling* og miljørevisjon (Barton and Bruder 1995, s. XV):

"The central challenge of the 1990s, enunciated by the Earth Summit at Rio, is to work for sustainability. Local Agenda 21..(and other initiatives)...all stress the growing importance of local authorities as stewards of the environment. Yet few local authorities have a clear picture of the environmental quality of their own area, let alone knowledge of how their policies are affecting global sustainability. Environmental auditing in this context is a process for establishing what sustainable development means in practice - how to interpret it locally, and how to test whether you are achieving it".

En slik kobling kan synes noe enkel; at det nær sagt automatisk vil oppstå en bærekraftorientert politikk ved å ta i bruk miljørevisjon i en kommune. Like fullt kan det være relevant å drøfte om det ligger noen *potensielle* koblinger

mellom bruk av miljørevisjon og en "bærekraftorientering" av miljøpolitikken. Bruk av miljørevisjon kan i seg selv ikke lede kommuner inn i en bærekraftig utvikling, men verktøyet kan være en viktig brikke i dette arbeidet gjennom endringer på fire områder:

- en mer årsaksorientert miljøpolitikk
- utvikling av miljøindikatorer
- økt innsikt i det kommunale miljøvernarbeidet
- styrking av det lokale miljøvernarbeidet

I Verdenskommisjonens rapport (1987) skilles det mellom et *effekt-* og *årsaksperspektiv* på miljøpolitikken. I den effektorienterte miljøpolitikken har hovedvekten vært lagt på å beskrive uønskede miljøeffekter, og de direkte utløsende årsakene. Årsaksperspektivet prøver å rette oppmerksomheten mot de bakenforliggende årsakene til at de uønskede miljøeffektene oppstår, ved å gå forbi og bak det vi observerer som de utløsende faktorene. Verdenskommisjonen peker på at den første tilnærmingen så langt har vært dominerende, mens vi framover må legge større vekt på en årsaksorientert miljøpolitikk.

Vi kan slik plassere miljørevisjon innenfor en årsaksorientert miljøpolitikk ut fra to forhold: vridning av oppmerksomheten fra miljø*tilstand* til miljø*vernarbeid*, og fokusering på *årsaker* til de observerte miljøproblemene. Som påpekt under omtalen av bakgrunnen for Miljørevisjonsprosjektet var det - i alle fall i en første fase av MIK-reformen – lagt mest vekt på det å utarbeide lokale miljøtilstandsbeskrivelser i den kommunale miljøvernplanleggingen. Selv om bruk av miljørevisjon også kan innbefatte beskrivelse av miljøtilstanden – noe vi også hadde enkelte eksempler på i Miljørevisjonsprosjektet – er det en klart større oppmerksomhet rettet mot de prosessene som skaper eller søker å rette opp miljøproblemene. Miljørevisjon er ment å legge grunnlaget for å gjennomføre korrigerende tiltak, noe som forutsetter at man må vurdere *årsaken* til manglende samsvar mellom forventning og status. Spørsmålet om årsak kan imidlertid stilles på mange og ulike nivå. Det ligger selvsagt en begrensning i at slike vurderinger gjøres innenfor rammene av en *kommunal* miljøpolitikk, og derfor naturlig vil fokusere på hva kommunen gjør og kan gjøre. De virkelige årsakene til miljøproblemene vil ofte være mer sammenvevde og vanskelig kunne løses av én part alene. Dette er et institusjonelt og mer grunnleggende problem som en kommune vanskelig vil kunne gjøre så mye med, jfr de perspektiver på hindringer som ble utviklet innenfor Hindringsprosjektet. Bruk av miljørevisjon vil likevel kunne rette oppmerksomheten lokalt mot årsaken til at miljøproblemer eventuelt ikke blir håndtert på en tilfredsstillende måte, og slik sett kunne bidra i omleggingen fra en ensidig effektorientert miljøpolitikk til i større grad å fange opp årsaksorienterte perspektiver.

En årsaksorientert miljøpolitikk betinger god tilgang av løpende informasjon om hvordan miljøet blir påvirket, hvilke handlinger som påvirker miljøet og de underliggende prosessene som igjen fører til denne miljøpåvirkningen.

Agenda 21 nevner spesielt behovet for å utvikle bærekraftindikatorer på lokalt nivå²⁰. Bruk av miljørevisjon kan være et bidrag til å møte denne utfordringen i en kommunal sammenheng på to måter: Miljørevisjon *etterspør* indikatorer som grunnlag for å beskrive status. Samtidig kan en miljørevisjon brukes til å teste *kvaliteten* på de indikatorene som måtte være i bruk, ved å undersøke i hvilken grad indikatorene gir et relevant bilde av status.

Kapittel 28 i Agenda 21 legger stor vekt på at lokale myndigheter involverer befolkningen i arbeidet for en bærekraftig utvikling. Involvering fra befolkningen kan være betinget av *innsikt* i det kommunale miljøvernarbeidet. Miljørevisjon kan bidra til en slik innsikt ved at revisjonsrapporten i seg selv gir relevant informasjon, og ved at verktøyet *etterspør* større grad av dokumentasjon og systematikk - noe som igjen kan legge forholdene til rette for økt innsikt utenfra.

Et forhold som ligger implisitt i Agenda 21 - ved at det er tatt med et kapittel om en egen *lokal* Agenda 21 - er viktigheten av å styrke det *lokale* miljøvernarbeidet. En grunnleggende erkjennelse i Agenda 21 er at miljøproblemene ikke kan løses uten lokale tiltak og handlinger. For å handle riktig må vi *forstå* den globale problematikk. Vi kan nok komme fram til noen former for enighet og konvensjoner på internasjonalt nivå som under Rio-konferansen, men det er først summen av de mange lokale tiltak som kan gi de nødvendige resultater. Dette understreker hvor vi har de mest påtrengende behovene for kunnskap og innsats. Det gjelder å få klarhet i hvorledes lokalt og globalt henger sammen, både i natur og samfunn. Det gjelder å omforme det globale til en lokal problematikk. Og det gjelder å tydeliggjøre betydningen av lokale handlinger, tiltak og valgsituasjoner. Miljørevisjonsverktøyet kan bidra med å synliggjøre og øke kvaliteten på det kommunale miljøvernarbeidet. Det er derfor på sett og vis betryggende at det internasjonalt særlig er det *lokale* forvaltningsnivået som har forsøkt å ta i bruk miljørevisjon som et internt styringsverktøy. Det nasjonale forvaltningsnivået har så langt hovedsakelig brukt miljørevisjonsverktøyet i sitt tilsyn med blant annet det lokale forvaltningsnivået, i mindre grad som styringsverktøy i forhold til egen virksomhet.

Welford (1995) deler inn revisjoner på miljøområdet i fem *nivå* etter innhold og formål. Welford peker på et viktig skille som går mellom nivå 2 og 3, der nivå 1 og 2 gjelder revisjoner i forhold til eksterne lovpålagte og interne krav (lover, mål osv), mens vurderingsgrunnlaget i de tre siste nivåene utvides til å omfatte eksterne og "frivillige" (dvs ikke lovpålagte) kriterier.

1. *Kontrollrevisjon* ("Compliance audit"): fokus på overholdelse av lover, reguleringer og utlippstillatelser.
2. *Systemrevisjon*: nivå 1, pluss fokus på miljøstyringssystemer, interne miljømål.
3. *Miljørevisjon*: nivå 2, pluss fokus på vurdering av direkte miljøkonsekvenser, og helse- og sikkerhetshensyn.

4. *Økologisk* revisjon: nivå 3, pluss fokus på vurdering av indirekte miljøkonsekvenser og erkjennelse av naturens egenverdi.
5. *Bærekraft*revisjon: nivå 4, pluss fokus på vurdering av sosiale forhold og bruk av et langt tidsperspektiv i alle vurderinger.

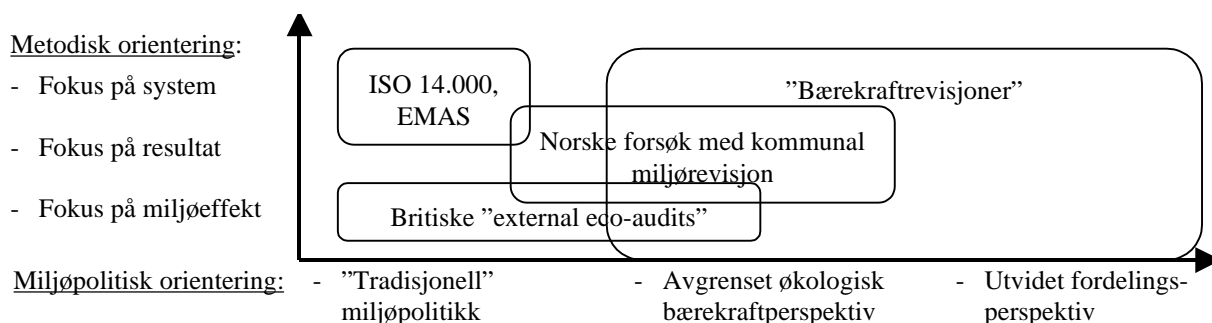
Nivå 1 tilsvarer første generasjons miljørevisjoner slik disse ble praktisert på 1970-tallet i USA, mens nivå 2 representerer videreutviklingen av metodikken som ble gjort gjennom koblingen til arbeidet med kvalitetssikring. Nivå 3 og i noen grad nivå 4 motsvarer den tilnærmingen som ble prøvd ut i Miljørevisjonsprosjektet i de tilfeller der vurdering av miljøpåvirkning og miljøtilstand ble inkludert. Det Welford betegner som "bærekraftrevisjoner" er i noen grad forsøkt utviklet i Storbritannia; da med stor vekt på (ofte lokale) sosiale problemstillinger. Dette er imidlertid en tilnærming som bare i begrenset grad samsvarer med vår forståelse av bærekraftbegrepet, slik dette er uttrykt i blant annet Økokommuneprogrammet. Det Welford gjør i sin inndeling av ulike "nivå" er å introduserer et skille ut fra forskjeller i miljøpolitisk perspektiv og forståelse av miljøproblematikken. Rent formalistisk kan man si at slike skiller vil vise seg gjennom valg av revisjonsgrunnlag; det behøver altså ikke være metodiske forskjeller mellom de ulike "revisjonsnivå" Welford omtaler. Det er heller snakk om forskjeller på input (valg av revisjonsgrunnlag) og output (etterarbeid), enn forskjeller i selve revisjonsmetodikken.

Det kan likevel være hensiktsmessig også å opererer med forskjeller i *metodisk* tilnærming for en miljørevisjon. Forskjellene kan bestå i hvilken type informasjon revisjonen søker å bringe fram og hvilke former for datainnsamling som blir brukt. Vi kan gå tilbake til spørsmålet om en effekt- og årsaksorientering i miljøpolitikken, og skille mellom tre typer informasjon med tilhørende former for datainnsamling

1. *Miljøeffekter*: gjennom befaring og fysiske målinger beskrive påvirkningen av og tilstanden i miljøet, for eksempel utslippsmengder eller resipientmålinger.
2. *Resultater*: gjennom befaring og dokumentgransking beskrive utfallet av ulike prosesser, for eksempel bygging av renseanlegg eller vedtak av en plan.
3. *System*: gjennom intervju og dokumentgransking beskrive prosesser og prosedyrer, for eksempel hvordan et renseanlegg drives eller hvordan et planarbeid er gjennomført.

Ensidig vekt på beskrivelse av miljøeffekter står for en rendyrket effektorientering, mens det å fokusere (også) på resultat og system kan under de betingelser jeg drøftet på de foregående sidene tas til inntekt for en årsaksorientering av miljøpolitikken. Hvis vi så går tilbake til Wellfords bruk av betegnelsen "bærekraftrevisjoner", kan denne betegnelsen utdypes og presiseres ved å kombinere en miljøpolitisk og metodisk orientering. Standarder for miljørevisjon (ISO, EMAS) blir gjerne brukt i privat industriell virksomhet innenfor det vi kan betegne som en "tradisjonell"

miljøpolitisk forståelse, og med hovedfokus (alene) på system. De norske forsøkene med kommunal miljørevisjon har skjedd innenfor en noe mer "bærekraftorientert" miljøpolitisk forståelse, og da med et noe breiere fokus på system, resultat og i noen grad miljøeffekt. De før omtalte tidlige britiske forsøkene med miljørevisjon under betegnelsen "external audits" kan vi plassere innenfor kombinasjonen fokus på miljøeffekt og hvoedvekt på en tradisjonell miljøpolitisk forståelse. En "bærekraftrevisjon" vil etter den systematikken jeg har forsøkt å få fram i figuren under være revisjoner som baserer seg på en genuin bærekraftorientert politikk, dvs innbefattet både et økologisk bærekraftperspektiv og et fordelingsperspektiv, og en årsaksorientering som innbefatter fokus på sammenhengen mellom prosess (eller "system"), resultat (eller "miljøpåvirkning") og miljøeffekt.



Figur 5 Inndeling av ulike typer miljørevisjon ut fra miljøpolitisk og metodisk orientering

Refleksjoner omkring case-metodikk i kommunal forsøksvirksomhet

Etter hvert som Miljørevisjonsprosjektet skred fram dukket det opp et behov om å utdype den metodiske tilnærmingen i prosjektet som gjaldt innsamling, systematisering og tolking av data fra prosjektet. Ut fra de råd jeg fikk fra mine kolleger valgte jeg å ta for meg case-metodikken. De refleksjoner jeg fikk anledning til å gjøre omkring bruk av case-metodikk i kommunal forsøksvirksomhet generelt, og refleksjoner som ble gjort i direkte tilknytning til Miljørevisjonsprosjektet, fikk Miljørevisjonsprosjektet nytte godt av. Dette arbeidet var ikke lagt inn opprinnelig i prosjektet, og ble som før omtalt i stor grad finansiert utenfor prosjektet.

Høsten 1995 utarbeidet jeg et notat som drøftet ulike metodiske perspektiver på gjennomføringen av Miljørevisjonsprosjektet og beskrev i form av en case-protokoll hvordan prosjektet skulle oppsummeres (Aall 1996a). Utformingen av case-protokollen ble i stor grad basert på anbefalinger gitt av Yin (1984). Notatet representerte en relativt utførlig metodisk drøfting av prosjektet, og det var i så måte en ny erfaring for meg å kunne fordype meg i en slik grad i metodiske spørsmål og har utgjort en viktig del i min metodiske skoloring ved Vestlandsforskning.

Inspirert av det beslektede prosjektet "Resultatorientert planlegging" (Kleven 1990), valgte jeg å ta utgangspunkt i *case-metodikken*. Terje Kleven argumenterer for bruk av case-studiet som metode nettopp i forbindelse med

forsøksvirksomhet innenfor offentlig styring og planlegging (Kleven 1990, s. 141):

”Gjennom å beskrive nøye hva som skjer, vil forskeren kunne få innsikt i hvordan det skjer, for deretter å danne seg en teori - eller flere konkurrerende teorier - om hvorfor det skjer. Gjennom metodisk, systematisk beskrivelse av fenomener, situasjoner og aktører, tvinges forskeren til å sette sin virkelighetsoppfatning og -forståelse på prøve. Dette kan i sin tur lede enten til støtte for revidering eller forkastelse av forutinntatte meninger; dvs. teorier”.

Case-metoden blir ofte kritisert for utelukkende å være beskrivende, og i liten eller ingen grad kunne produsere ”vitenskapelig” innsikt basert på formell generalisering. Ågotnes (1989) argumenterer for å bruke *komparasjon* som metodisk utgangspunkt, først og fremst for å produsere et bilde av variasjon. Basert på en mer almen samfunnsforståelse og en mer eller mindre ”løs” teori om sammenhenger på det aktuelle forskningsfeltet, argumenterer Ågotnes for at en komparativ metodisk tilnærming gir oss muligheten til å bringe fram interessante problemstillinger. Han advarer samtidig mot å praktisere komparasjon som ren samfunnsvitenskapelig metode på grunn av faren for å blande sammen variasjon hos observerte fenomener med variasjoner i de sammenhenger de samme fenomenene inngår i. I en gjennomgang av kritikken mot case-metoden framhever likevel Flyvbjerg (1992) at selv analyser av enkelt-case kan gi grunnlag for vitenskapelige utsagn av generell interesse. Flyvbjerg gjør samtidig Ågotnes sin reservasjon om case-metodens begrensninger til en *almen* reservasjon som gjelder *all* form for såkalt vitenskapelig metode (Flyvbjerg, 1992, s. 149):

”... formel generalisering er overvurderet som kilde til vitenskapelig utvikling, hvorimod ´det gode eksemplets magt´ er undervurdert”.

Andersen (1990) skiller mellom *implisitt* og *eksplisitt* komparative case. I det første tilfellet sammenlignes data fra det ene undersøkte case med antatte sammenhenger innenfor den klassen case tilhører. Muligheten til å utnytte case på denne måten er i følge Andersen avhengig av (Op. cit, s. 370):
”..evnen til å definere hvordan den enheten man undersøker passer inn i forhold til et univers og den variasjonsbredde som kjennetegner en klasse fenomener”. Med eksplisitt komparasjon mener Andersen innhenting og sammenligning av data fra flere case.

I Miljørevisjonsprosjektet forsøkte vi begge de tilnærmingene som Andersen beskriver. Vi brukte for det første flere case (i alt 20) med ulike tematiske vinklinger gjennomført i ulike kommuner. Dette ga oss muligheten til *eksplisitt* å sammenligne erfaringer høstet under høyst ulike betingelser. Flyvbjerg (1992) peker på at generaliserbarheten av et case-studie kan økes ved *strategisk utvelgelse* av case, i motsetning til et tilfeldig eller styrt utvalg. Flyvbjerg skiller mellom fire ulike - men ikke gjensidig utelukkende - strategier for valg av case:

- *Ekstreme/avvikende case*: Oppnå informasjon om usedvanlige case, som for eksempel kan være særlig problemfylt eller særlig vellykkede i en nærmere definert forstand.
- *Maksimum variasjon case*: Oppnå informasjon om betydningen av forskjellige omstendigheter for utseende av caset, for eksempel tre til fire case som er vesentlig forskjellig med hensyn til én dimensjon: størrelse, organisasjonsform, lokalisering, budsjett e.l.
- *Kritiske case*: Oppnå informasjon som tillater logiske slutninger av typen ”hvis det (ikke) gjelder for dette case, så gjelder det for alle (ikke for noen) case”.
- *Paradigmatiske case*: Fungere som metafor eller forbilde for det området caset berører.

Flyvbjerg peker på vanskelighetene med å identifisere hvilken kategori case man har å gjøre med, og argumenterer for at man ofte kan komme i den situasjon at man *ex-post* tester hvilken kategori man har ”endt opp med” i sitt prosjekt. Dette var også tilfellet for Miljørevisjons-prosjektet. I etterkant er det mulig å definere eksempler innenfor alle av Flyvbjergs fire kategorier case, kanskje med unntak av kategorien ”maksimum variasjon”. I håndboka i kommunal miljørevisjon var vi bevisst på å bruke mange eksempler fra prosjekter som på ulike ”strategiske” måter – i Flyvbjergs begrepsforståelse - illustrerte vår anbefalinger overfor kommunene. Vi ga eksempler på særlig vel- og mislykkede forsøk, vi forsøkte å få fram i hvilken grad det å bruke miljørevisjon innenfor en gitt tematikk kan gjelde for alle kommuner innenfor samme tematikk, og vi trakk fram eksempler vi mente kunne fungere som forbilde for andre kommuner.

Den *implisitte* sammenligningen forsøkte vi å få fram ved å relatere prosjektets erfaringer til de spesifikke erfaringer som var høstet innenfor MIK-programmet og MIK-reformen, og de mer almene erfaringene som tidligere har vært høstet innenfor reformerarbeid i offentlig virksomhet. Det faglige grunnlaget for å kunne relatere prosjektets erfaringer til MIK-erfaringene var – i tillegg til tilgjengelig litteratur - dels mine egne erfaringer som miljøvernleder, dels den kompetansen som var representert blant forsøkskommunene. Flere av prosjektlederne i kommunene hadde vært med helt siden MIK-programmet startet, og leder for styringsgruppa (miljøvernleder i Bærum kommune Hans Støen) hadde i sin tid vært engasjert av Miljøverndepartementet som sekretær for skriving av Stortingsmelding 34 (1990-91) ”Om miljøvern i kommunene”. Videre ble det bestilt et teoretisk orientert notat fra en forsker ved Vestlandsforskning som i utgangspunktet ikke deltok i prosjektet. Dette notatet oppsummerte erfaringer med utprøving av verktøy for resultatvurdering innenfor andre politikkområder av offentlig virksomhet (Glosvik 1994).

Retningsanalyseprosjektet²¹

Bakgrunn

Retningsanalyseprosjektet har sin bakgrunn i forestillingen om å kunne gjennomføre strategiske vurderinger av samfunnets utviklingsretning i forhold til målet om en bærekraftig utvikling. Betegnelsen ”retningsanalyse” er opprinnelig hentet fra Sverige. I 1991 lanserte det svenske Kommunförbundet åtte spørsmål som var ment å gi svar på om en plan eller foreslåtte tiltak bidrar i ”negativ” eller ”positiv” retning i forhold til målet om en bærekraftig utvikling (Månson 1992:15-17, Grundelius 1995):

1. Minskar energianvändningen ?
2. Övergår vi till att använda förnybara energikällor ?
3. Ökas naturens resursoppbyggande kapacitet ?
4. Ökar naturens biologiska mangfald ?
5. Skapas slutna kretslopp för materia ?
6. Håller vi oss inom gränserna för vad naturen och människan tål ?
7. Löser vi flera problem samtidigt i ett helhetsperspektiv utan att samtidig skapa nya ?
8. Tillämpar vi försiktighetsprinciplen ? Alt går inte att beräkna i förväg!

I Danmark blir et tilsvarende begrep, med betegnelsen ”pejlemærke”, lansert i 1995 i ”Natur- og Miljøredegørelsen” (Miljø- og energiministeriet 1995). Begrepet blir koblet til fordelingsperspektivet på bærekraftmålsettingen og vurderinger av økologisk rom, det vil si beregninger av en global rettferdig fordeling per capita ressursforbruk (Op. cit, s. 17):

”For at sikre en utvikling, som skridt for skridt bringer os nærmere det økologiske råderum, er det nødvendigt at definere nogle pejlemærker for samfundsudviklingen og miljøindsatsen på mellemlangt sigt. Pejlemærkerne skal understøtte, at både den generelle udvikling og indsatsen i de forskellige sektorer sker med de langsigtede mål for øje og i et tempo, der er realistisk. En tidsramme kunne være år 2030 med bindende delmålsætninger for f.eks. år 2010 og 2020”.

I Norge opptrer betegnelsen *retningsanalyse* for første gang i en innstilling fra Kommunenes Sentralforbund sitt adhoc-utvalg for miljøvern i 1993. Retningsanalyse nevnes i innstillingen som én av syv hovedkategorier av strategier og virkemidler. Innstillingen knytter retningsanalyse til systemer for strategiske konsekvensanalyser, en forebyggende miljøstrategi og forsøk på å konkretisere anvendelse av føre-var prinsippet i kommunal planlegging og politikk (Kommunenes Sentralforbund 1993, s. 15, min understreking):

”Utvalget ser for seg en videreutvikling av konsekvensanalysen til et system for hva vi kan kalle retningsanalyse ved å besvare et antall grunnleggende spørsmål om tenkbare effekter av tiltaket. Retningsanalysen vil si oss noe om vi virkelig styrer samfunnet mot en

bærekraftig fremtid. Dette vil være en analyse som i større grad enn konsekvensanalysen har perspektiver langs en tidsakse enn på tvers, og som må ha et tidsperspektiv langt ut over denne og neste generasjon. En slik langsiktig retningsanalyse vil kunne bli et viktig redskap i en bred kommunal forebyggende strategi for hele kommunens ansvarsområde og virkefelt, og bidra til å overskue konsekvensene for helse og miljø av summen av små og store enkeltvedtak i et lengre tidsperspektiv. Eksempel på kritiske spørsmål som må besvares i en slik retningsanalyse kan være:

- *Minker energiforbruket, går vi over til fornybar energi?*
- *Ivaretar vi naturens mangfold og ressursoppbyggende kapasitet?*
- *Har vi basert oss på en kretsløpstenkning?*
- *Holder vi oss innenfor naturens og menneskenes tålegrense?*
- *Løser vi flere problemer enn vi skaper?*
- *Anvendes føre-var prinsippet?*

Et ja på slike spørsmål vil si oss at et påtenkt prosjekt eller tiltak leder mot bærekraft. Utvalget vil oppfordre kommuner og fylkeskommuner til å arbeide etter slike 'retningsangivere'. Sentralforbundet bør bidra til en utvikling av et system for retningsanalyse”.

KS og Miljøverndepartementet har ved flere anledninger vist til begrepet ”retningsanalyse”. I en tidligere versjon av Miljøverndepartementets strategi for oppfølging av Lokal Agenda 21 har departementet omtalt retningsanalyse og retningsanalyseprosjektet som ett av fem viktige perspektiver på LA21-arbeidet²².

Høsten 1994 sendte Vestlandsforskning en søknad til KS-forskning på bakgrunn av disse formuleringene, og i 1995 bevilget så KS-forskning midler til prosjektet ”Retningsanalyse for en bærekraftig utvikling i kommunal planlegging og politikk”.

Metodevalg

Målene for Retningsanalyseprosjektet var todelt (Aall 1998a):

1. bidra til å klargjøre innholdet i målet om en bærekraftig utvikling i en kommunal sammenheng og for norske forhold
2. konkretisere innholdet i et opplegg for retningsanalyse i dialog med aktuelle kommuner

Prosjektet ble gjennomført i perioden 1995-98 sammen med kommunene Stavanger og Ålesund og Akershus fylkeskommune. Prosjektet ble gjennomført i tre *faser*:

1. En internasjonal kunnskapsstatus om erfaringer med bruk av bærekraftindikatorer og utredning av en mulig modell for retningsanalyse.
2. Utprøving av modellen i et antall kommuner.

3. Oppsummering av erfaringer fra forsøkene og anbefalinger om innholdet i et mulig opplegg for retningsanalyse.

Det var lagt opp til en detaljert framdriftsplan for den konkrete utprøvingen av den foreløpige retningsanalysemodellen i kommune etter følgende punkter:

- Velge *organisasjonsmodell*: velge ansvarlig politisk organ for bestilling av retningsanalysen, fastlegge ansvar for utføring av analysearbeidet og saksgang for behandling av resultatene fra retningsanalysen.
- Klargjøre *analysegrunnlaget*: fastlegge kriterier for retningsanalysen ved å vurdere den interne målstrukturen opp mot en gitt bærekrafttematikk presentert i den foreløpige retningsanalysemodellen.
- Valge *analysetema*: avgjøre hva som faktisk skal utsettes for retningsanalyse.
- Gjennomføre selve *retningsanalysen*: prioritere relevante bærekrafttema, fastsette aktuelle bærekraftindikatorer, samle inn data og utarbeide en retningsanalyserapport
- *Etterarbeid*: administrativ og politisk behandling av resultatene fra retningsanalysen.

Prosjektets første problemstilling ble belyst gjennom en internasjonal litteraturstudie om erfaringer med bruk av miljø- og bærekraftindikatorer i offentlig virksomhet, både på nasjonalt og kommunalt plan (Høyen og Aall 1997). Vi gjennomførte også en tekstanalyse av Verdenskommisjonens rapport og andre sentrale policydokumenter som omtalte hva ulike internasjonale sammenslutninger, norske myndigheter og KS hevdet var kommunenes ansvarsområde i arbeidet for en bærekraftig utvikling. I dette arbeidet tok vi utgangspunkt i følgende policydokumenter (Høyen og Aall 1997):

- Verdenskommisjonens rapport (1987)
- Agenda 21, med særlig vekt på kapittel 28 (1992).
- Stortingsmeldingene om oppfølging av Verdenskommisjonens rapport og FNs konferanse om miljø og utvikling (1988, 1993, 1997).
- Oslo-erklæringen fra IULA om miljø, helse og livsstil (1991).
- Stortingsmelding 34 (1990-91) "Om kommunalt miljøvern" (1991).
- Rundskriv fra Miljøverndepartementet om fem statlig prioriterte satsningsområder i det kommunale miljøvernarbeidet (1993).
- Innstillingen fra KS sitt ad hoc-utvalg om kommunalt miljøvern (1993).

Under utprøvingsfasen fulgte vi opp kommunene gjennom to seminarer. Kommunene fikk også en individuell oppfølging gjennom telefonisk kontakt og skriftlige innspill i form av interne notater om hvordan rent konkret gjennomføre forsøkene, for eksempel innspill til utforming av indikatorer og

kommentarer til rapportutkast fra kommunene. Innhenting av erfaringer fra utprøvingen av retningsanalyse ble gjort gjennom innhenting av skriftlig dokumentasjon fra kommunene i form av relevant bakgrunnsinformasjon (kommunale miljøvernplaner og andre relevante plandokumenter) og dokumenter laget i forbindelse med selve forsøket (dokumenter om analyseobjektet og selve retningsanalyserapporten). For å styrke det empiriske tilfanget i prosjektet valgte vi å gjennomføre *gruppeintervjuer* med sentrale aktører i de to kommunene som hadde vist en tilfredsstillende innsats: Stavanger og Akershus. Vi intervjuet personer som hadde vært direkte involvert i forsøksvirksomheten, og tok utgangspunkt i følgende syv spørsmål rettet til fire informanter fra Stavanger kommune og to informanter fra Akershus fylkeskommune:

1. Bør vi i det hele tatt legge opp til et verktøy som søker å angi om et konkret prosjekt eller en plan går i ”negativ” eller ”positiv” retning?
2. Hva skal ”retningen” i en retningsanalyse i tilfelle måles i forhold til?
3. Gitt at retningen skal angis i forhold til målet om en bærekraftig utvikling, skal det da være fritt opp til hver enkelt kommune å definere innholdet i bærekraftmålsettingen?
4. Bør retningsanalyse basere seg på bruk av indikatorer?
5. Bør retningsanalyse i tillegg til å angi ”retning”, inneholde forslag til forbedringstiltak for å snu utviklingen i ”positiv” retning?
6. Hva bør kunne ”utsettes” for en retningsanalyse?
7. Hvordan bør gjennomføring av en retningsanalyse organiseres?

Svarene fra gruppeintervjuet ble tatt opp på lydbånd. Formålet med gruppeintervjuene var dels å få fram ytterligere informasjon om erfaringer fra forsøkene, dels å få fram klare synspunkter på anvendeligheten av den foreslåtte modellen for retningsanalyse og forslag til eventuelle forbedringer av den foreslåtte modellen. Gjennomføringen av gruppeintervjuene bygget på et metodenotat utarbeidet ved Vestlandsforskning innenfor et annet prosjekt (Simonsen 1997). Resultatene ble dokumentert i en hovedrapport (Aall 1998a), foruten en delrapport som oppsummerte internasjonale erfaringer med bruk av miljø- og bærekraftindikatorer (Høyer og Aall 1997).

Metodekritikk

Sammenlignet med for eksempel Miljørevisjonsprosjektet var det klart vanskeligere å rekruttere kommuner i dette prosjektet. I en tidlig fase av prosjektet var det tre kommuner og to fylkeskommuner som hadde gjort vedtak om å delta i prosjektet. Ved avslutningen av prosjektet var det imidlertid bare én kommune (Stavanger) og én fylkeskommune (Akerhus) som hadde fullført forsøket med retningsanalyse. De øvrige kommunene (Bergen og Ålesund) og den andre fylkeskommunen (Hordaland) hadde meldt seg ut av prosjektet med henvisning til kapasitetsproblemer i administrasjonen. En hovedårsak til disse problemene synes å ha vært at kommunene ikke hadde innsett tidlig nok omfanget av egenaktivitet som var

forventet i prosjektet. Vi hadde også problemer med å vinne forståelse for at kommunene faktisk var ment selv å bidra til den metodiske utformingen av verktøyet. Enkelte av kommunene har tilsynelatende forventet at de bare skulle bli presentert et ferdig utviklet verktøy, at Vestlandsforskning skulle utføre selve forsøket med retningsanalysen og at kommunen så skulle få et ferdig resultat - i form av data og en rapport – som de så kunne velge å bruke videre eller ikke.

Problemet med den svake oppslutningen fra kommunene gjorde at det empiriske grunnlaget i prosjektet ble svakt og at for mye av prosjektarbeidet ble styrt av oss som forskere. Dette har naturlig nok gjort det empiriske tilfanget i prosjektet svakere, i den forstand at forsøks situasjonen har blitt mindre ”virkelighetsnær”. Vi forsøkte å rette opp dette forholdet ved å gjennomføre gruppeintervjuene i avslutningen av prosjektet, men det synes likevel klart at vårt forslag til modell for en retningsanalyse i stor grad var ”vårt” – altså oss som forskere – og i mindre grad et forslag som kommunene reelt sett hadde et eierforhold til. Den manglende oppfølgingen fra kommunene etter avsluttet prosjekt gir ytterligere en indikasjon om et svakt eierforhold. Dette poenget blir underbygget av det faktum at til tross for at de to kommunene som fullførte prosjektet (Stavanger og Akershus) begge har vedtatt å ta i bruk retningsanalyse, har ingen av dem så vidt jeg kjenner til gjennomført retningsanalyser etter at prosjektet ble avsluttet. Dette er likevel ikke nødvendigvis det samme som å påstå at modellen er ”dårlig” eller lite egnet for bruk i en kommunal sammenheng. Mer er det et problem i en ”markedsføringssammenheng”, der både prosjektkommunene og KS tydeligvis har følt et lavt eierskap til den foreslåtte modellen, og derfor ikke har ønsket å gå aktivt ut med oppfordring til andre kommuner om å ta i bruk modellen. Modellen forutsatte også at KS selv skulle utarbeide et forslag til bærekrafttematikk - tilsvarende det vi fant i Storbritannia – og at dette skulle inngå i retningsanalysemodellen. Slik situasjonen er nå er retningsanalyse en ”Vestlandsforskningsmodell”, i den forstand at forslag til bærekrafttematikk er utformet av oss som forskere.

Framveksten av bærekraftindikatorer og forslag til en norsk modell for kommunale bærekraftindikatorer

Prosjektets første mål var å bidra til å klargjøre innholdet i målet om en bærekraftig utvikling i en kommunal sammenheng for norske forhold. Som en første tilnærming søkte vi å oppsummere internasjonale erfaringer med bruk av bærekraftindikatorer.

Begrepet *indikator* kommer fra det latinske verbet *indicare*, som betyr å peke ut eller proklamere (Macgillivray og Zadek 1995). Vi knytter følgende definisjon til begrepet *indikator* (Macgillivray og Zadek 1995, Adrianse 1993, Mitchell 1996):

”En indikator er et forenklet uttrykk for komplekse fenomener og sammenhenger i en form som gjør det mulig å kvantifisere disse. Indikatorer brukes for å oppnå, lette eller fremme kommunikasjon

omkring slike fenomener og sammenhenger, men på en måte som gjør at vesentlige egenskaper ved disse ikke går tapt”.

Det gir en indikator tre hovedfunksjoner: Forenkling, kvantifisering og kommunikasjon. Den overordnede funksjonen er *kommunikasjon*, som forenkling og kvantifisering derved brukes for å oppnå. Kommunikasjon dreier seg om relasjoner mellom sender og mottaker. Nå kan det være mange ulike typer sendere og mottakere. De kan være miljøeksperter og byråkrater, og det kan være politikere og ”menigmann”. Ekspertene og byråkrater vil gjerne reddykke et ”substanskrav” om faglig nøyaktighet, mens politikere og menigmann gjerne vil framheve et krav om ”resonans”; det vil si indikatorenes evne til å nå gjennom med informasjon til målgrupper utenfor ekspertenes rekke. Indikatorutviklingen vil alltid måtte foregå i en balansegang mellom hensynet til et substans- og resonanskrav (Høyer og Aall 1997).

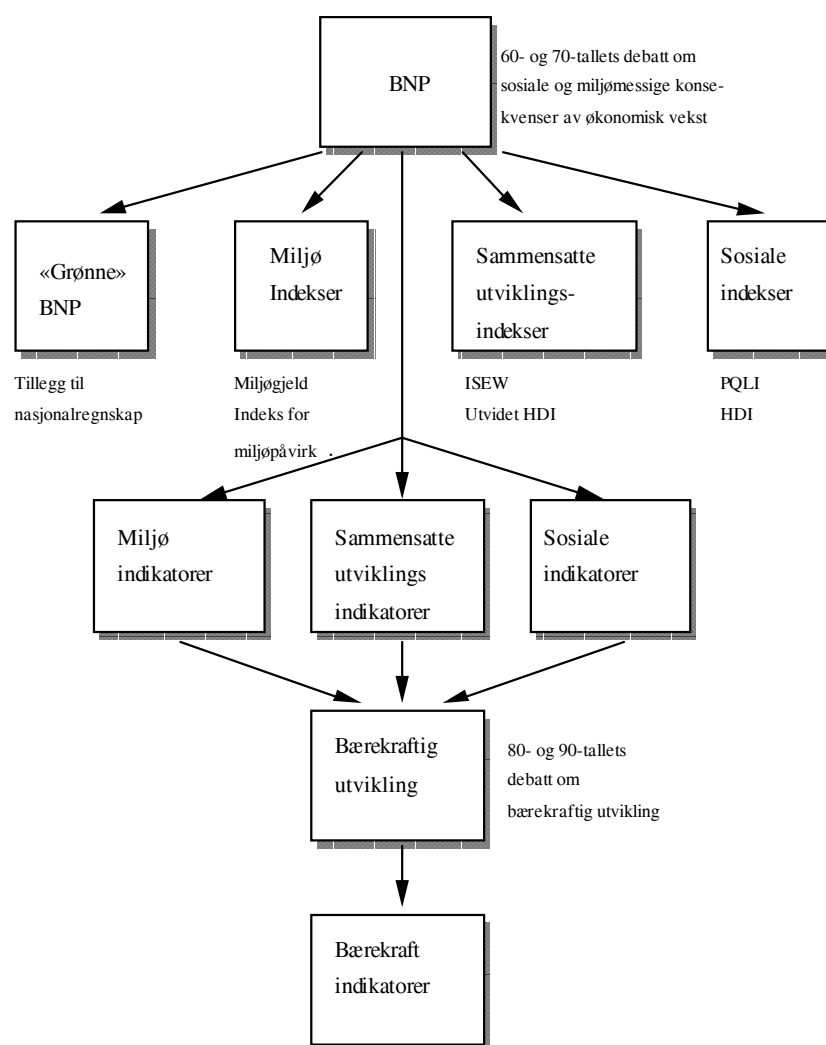
Indikatorer må på en eller annen måte bygge på kvantifiserte grunndata. Høyere oppe i hierarkiet kan vi snakke om *indekser*. De bygger igjen på indikatorene, og står i relasjon til disse som indikatorene står i relasjon til grunndata. Normalt skal en indeks både gi et forenklet og kvantifisert uttrykk for en mer kompleks sammensetning av flere indikatorer (Macgillivray og Zadek 1995).

Siden slutten av 1980-tallet har det vært en betydelig innsats internasjonalt for å utvikle såvel miljø- som bærekraftindikatorer. På en større internasjonal konferanse i London i 1994 ble status for arbeidet med *bærekraftindikatorer* oppsummert på denne måten (Macgillivray og Zadek 1995):

- Det pågår et omfattende arbeid internasjonalt for å utvikle slike indikatorer.
- På alle nivåer har det vært en utilstrekkelig bruk av meningsfulle og resonante indikatorer, det vil si av den typen som kan spille en viktig rolle i veiledningen av kommuner, regioner og nasjoner mot bærekraftig utvikling.
- Såvel begrepsmessige som datamessige mangler er viktige forklaringer til den trege adopteringen av egnede indikatorer. En rekke organisasjoner internasjonalt går likevel inn for en umiddelbar adoptering av et kjernesett av indikatorer, som kan tillate en ”optimal unøyaktighet” i en overgang mot utviklingen av mer robuste indikatorer.
- Det har vært en rekke miljøindikatorprosjekt på nasjonalt og internasjonalt nivå. De er lite egnede til å få fram kritiske aspekter ved bærekraftig utvikling, spesielt på lokalt nivå.
- Det har skjedd noe i utviklingen av mer verdibaserte og medvirkningsorienterte tilnærminger til utviklingen av integrerte bærekraftindikatorer. Mye av utviklingsarbeidet har foregått gjennom forsøk på kommune- og regionnivå.

- Effektive indikatorer må kommunisere meningsfull og resonant informasjon til de aktuelle målgruppene. I arbeidet med faglig nøyaktighet kan man lett komme til å overse målgruppens behov. På den annen side, en for sterk konsentrasjon på resonanskravet kan føre til at man ofrer det faglig robuste.

Bærekraftindikatorenes historie strekker seg imidlertid lengre tilbake enn til begynnelsen av 1980-tallet, og vi kan trekke linjer tilbake til 1960- og 70-tallets debatt om sosiale og miljømessige konsekvenser av økonomisk vekst og kritikken av brutto nasjonalprodukt som målestokk for en positiv samfunnsutvikling (jfr figuren under).



Figur 6 Historien bak utviklingen av bærekraftindikatorer (Høyer og Aall 1997)

Det pågår en stor aktivitet internasjonalt i å utvikle indikatorer som er ment å formidle innholdet i og kravene til en bærekraftig utvikling. I et kompendium utgitt av det canadiske "International Institute for Sustainable Development" (Hardi et al 1995) er det gitt en nærmere presentasjon av 270 miljø- eller bærekraftindikatorinitiativ fra 29 land (med samtlige

verdensdeler representert) og fra flere internasjonale organisasjoner (FN, Verdensbanken m.fl.) representert. I min gjennomgang av eksempler på miljø- og bærekraftindikatorer presenterte jeg fire eksempler fra internasjonalt nivå, fem fra nasjonalt nivå og 13 fra lokalt nivå, hvorav seks eksempler var hentet fra Norge (Høyer og Aall 1997). Felles for de ulike indikatorinitiativene er at de ofte er meget detaljerte, og at alle synes å ville fremstille sin fortolkning av begrepet bærekraftig utvikling som den "rette". Gitt at det er et minimum av logisk konsistens mellom de ulike indikatorinitiativene og et felles forankringspunkt i Verdenskommisjonens rapport, befinner vi oss i en situasjon der det eksisterer mange og høyst ulike oppfatninger av hva en bærekraftig utvikling konkret innebærer på et indikatornivå. De ulike bærekraftindikatorsettene er såpass forskjellige at vi ventelig vil kunne finne konkrete aktiviteter som framstår som bærekraftig i forhold til ett indikatorsett og ikke-bærekraftig i forhold til andre indikatorsett.

Det utvikles stadig nye og sofistikerte indikatorsystemer på miljøområdet, uten at utvalg av indikatorer synes å ha vært gjenstand for særlig omfattende demokratiske prosesser. Det er tilsynelatende et gap mellom det vi kan kalle "ekspertbaserte" indikatorsystemer - som i stor utstrekning blir anvendt løst fra en praktisk politisk sammenheng - og det vi kan kalle ulike former for "barfotindikatorsystemer". Eksempler på det siste finner vi særlig i bruk på lokalsamfunnsnivå, der utvalg av indikatorer ofte kan synes tilfeldig ut fra et faglig ståsted, men ofte høyst relevant i en lokal politisk sammenheng. Denne formen for lokalsamfunnsorienterte "barfotindikatorsystemer" blir oftest ikke ansett som viktige eller relevante av nasjonale og internasjonale institusjoner som arbeider med utvikling og raffinering av indikatorsystemer på miljøområdet, hovedsakelig fordi denne typen indikatorsystemer blir vurdert som faglig upresise eller fordi de vanskelig kan oppskaleres til nasjonalt nivå. Samtidig synes det klart at det nettopp er på lokalt nivå vi finner de fleste og mest interessante praktiske eksemplene på faktisk bruk av bærekraftindikatorer i reelle beslutningsprosesser (Macgillivray og Zadek 1995, Høyer og Aall 1997).

Hovedtyngden av indikatorsystemer på miljøområdet har vært rettet inn mot beskrivelse av miljøtilstanden. Etter hvert har imidlertid den såkalte "pressure-state-respons" (PSR) modellen fått økende oppslutning, der man forsøker å etablere årsak-virkningsbaserte indikatorsystemer. Modellen ble i sin tid utviklet ved Statistisk Sentralbyrå i Norge (Alfsen et al 1992, Alfsen og Sæbø 1993). I de ulike tilnærmingene til PSR-modellen forsøker man å identifisere indikatorer for hvordan miljøet blir påvirket, tilstanden i miljøet og hvilke tiltak mennesket setter i verk for å bedre miljøtilstanden eller forebygge miljøproblemene.

Det landet i Europa som har kommet lengst i å utvikle eksplisitte *bærekraft*-indikatorer - både på nasjonalt og lokalt nivå - er Storbritannia. I 1996 ga det britiske miljøverndepartementet ut håndboka "Indicators of Sustainable Development for the United Kingdom". Håndboka konkretiserte bærekraftmålsettingen ved å presenterte en indikatormodell som bygger på mål fastlagt i den nasjonale strategien for oppfølgingen av

Verdenskommisjonens rapport. Modellen har ambisjoner om å gå lengre enn tradisjonelle miljøindikatormodeller, ved å ta med indikatorer som kobler sammen miljøvirkninger og sosio-økonomiske aktiviteter.

Indikatormodellen er tenkt koblet til en miljøregnskapsmodell, der tradisjonelle beregninger av brutto nasjonalprodukt skal korrigeres for miljøkostnader. Den britiske indikatormodellen har tatt utgangspunkt i PRS-modellen, men med noen forandringer. Også her opereres det med indikatorer for tilstand, påvirkning og respons. Tilstandsindikatorer gjelder imidlertid ikke bare for miljøet, men òg for økonomien. Indikatormodellen består av 120 indikatorer delt inn i fire hovedtema og 21 undertema²³.

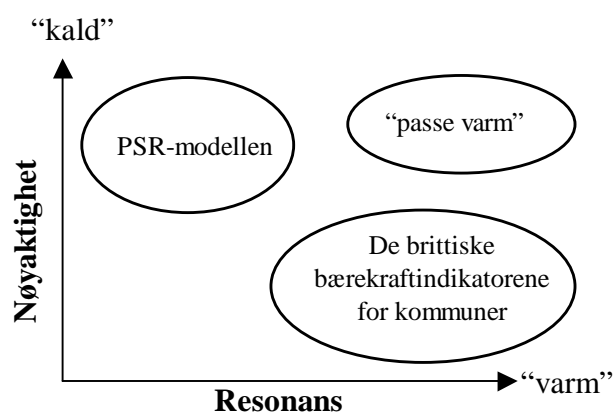
Britiske forsøk med å utvikle miljø- og bærekraftindikatorer på *lokalt* plan har lagt stor vekt på *folkelig deltakelse* i valg av relevante indikatorer. Det er likevel ikke "fritt fram" i valg av indikatorer. I prosjektet "Indicators for a Local Agenda 21" er valg av indikatorer lokalt koblet opp til et gitt sett med bærekrafttema og bærekraftmål anbefalt av det britiske Kommunenes Sentralforbund (jfr tabellen under). Indikatorsystemet er tenkt tilpasset lokale forhold ved at utvalg av indikatorer kan variere og tilpasses, mens bærekrafttema og bærekraftmål holdes konstant. Det er forutsatt at indikatorsystemet skal inngå i et miljøstyringssystem for å sikre at framskaffelsen av indikatorer skal lede til konkret handling.

Tabell 5 Anbefalte bærekrafttema og bærekraftmål fra det britiske Kommunenes Sentralforbund (*the Local Government Management Board 1994*)

Bærekrafttema	Bærekraftmål
Ressursforbruk	<ul style="list-style-type: none"> Ressurser skal ikke brukes fortere enn de kan produseres eller erstattes. Lokale behov bør møtes lokalt. Avfall må minimeres og fornybare ressurser bør erstatte lagerressurser.
Forurensning	<ul style="list-style-type: none"> Forurensninger redusert til nivåer naturen kan håndtere og som ikke gir skade
Biologisk mangfold	<ul style="list-style-type: none"> Mangfoldet av økosystemer, habitater, arter og underarter må vernes for å sikre menneskets behov og naturens selvpopholdelseevne.
Grunnleggende behov	<ul style="list-style-type: none"> Alle skal ha adgang til god mat, vann, hus og energi til rimelige priser
Informasjon og utdanning	<ul style="list-style-type: none"> Folk bør ha tilgang til den kunnskap og informasjon som er nødvendig for å kunne delta fullt ut i samfunnet.
Fritidsaktiviteter og kultur	<ul style="list-style-type: none"> Alle bør ha mulighet til å nyte godt av fritids- og kulturaktiviteter.
Frihet (politisk og personlig)	<ul style="list-style-type: none"> Alle bør ha frihet til å delta i beslutningsprosesser i eget lokalsamfunn. Alle bør ha frihet til å leve uten frykt for vold fra kriminalitet er forfølgelse pga tro, rase, kjønn eller oppførsel.
Tilgjengelighet	<ul style="list-style-type: none"> Tilgang til varer, tjenester og andre mennesker bør bedres samtidig som bruken av motoriserte framkomstmidler bør reduseres.
Inntekt	<ul style="list-style-type: none"> Inntekt bør dekke kostnadene til å sikre de grunnleggende behov og være rettferdig fordelt.
Arbeid	<ul style="list-style-type: none"> Alle skal ha mulighet til en tilfredsstillende jobb i en variert økonomi. Verdien av ubetalt jobb skal erkjennes, mens lønn for arbeid skal ha et rimelig nivå og være rettferdig fordelt.

Helse (fysisk og mental)	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Fysisk helse skal beskyttes ved å skape et rent, trygt og godt miljø og prioritering av forebyggende helsearbeid. ▪ Miljømessige, økonomiske og sosiale forhold skal fremme følelsesmessig og mentalt velvære. Støtte og hjelp til de som lider av mentalsykdommer eller stress.
Skjønnhet	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Steder, åpne rom og objekter bør kombinere mening og skjønnhet med nytte. Bosettinger bør være menneskelige i skala og form. Mangfold og lokalt særpreget bør etterstrebes.

Det er mange eksempler på kvalitetskrav til valg av indikatorer. Listen av kvalitetskrav har gjerne en tendens til å bli lang og komplisert, og når det kommer til den praktiske bruken av indikatorene blir det ofte gjort unntak fra slike kvalitetskrav. I en gjennomgang av ulike former for kvalitetskrav til miljøindikatorsystemer konkluderer Macgillivray og Zadek (1995) med at det særlig er to typer krav som synes å være avgjørende: Teknisk kvalitet og krav til kommunikasjon. Kravet om *teknisk* kvalitet mener forfatterne er uløselig knyttet til viktigheten av gode grunnlagsdata. For at indikatorer skal formidle informasjon er det ikke nok at den er nøyaktig, informasjonen må òg skape det Macgillivray og Zadek kaller *resonans* i forhold til den tiltenkte målgruppen. Målgruppen må forstå informasjonen og bli motivert til å utlede handling på bakgrunn av denne informasjonen. Forfatterne skiller mellom ”kald” og ”varme” indikatorer. De ”kalde” er faglig detaljerte og krevende, men er for kalde til at de skaper resonans lokalt. De ”varme” gir lokal resonans, men er til gjengjeld upresise. Utfordringen ligger i å utvikle et indikatorsett som er ”passe varmt”.



Figur 7 ”Kalde” og ”varme” indikatorer (Macgillivray og Zadek 1995)

Et argument for likevel å legge vekt på folkelig medvirkning i fastlegging av indikatorer – og dermed risikere ”for varme” indikatorer. Vi utformer et indikatorsystem og velger data ut fra hva vi ønsker skal bli vektlagt i beslutningsprosessen. Retten til å bestemme hva som skal telles og hvordan dette skal telles blir dermed viktig. Indikatorer som søker å beskrive antatte sammenhenger i naturen og samspillet mellom menneske og natur må likevel være basert på kunnskap, og derfor i prinsippet være utformet av eksperter. På den andre siden vil valg av hvilke forhold man ønsker å belyse være et politisk valg, og derfor være et legitimt område for innflytelse fra ”ikke-eksperter”.

I det videre arbeidet med å klargjøre innholdet i bærekraftmålet i forhold til norske kommuner søkte vi å utvikle en egen indikatormodell. Basert på erfaringer fra Økokommuneprogrammet om kommunenes forsøk på en såkalt økologisk basert kommuneplanlegging (Aall 1997, Heiberg 1997) og et tidligere arbeid av Høyer (1997) der han beskriver sentrale karakteristika ved målet om en bærekraftig utvikling, utviklet vi et eget sett med *kommunale bærekrafttema* (jfr Tabell 6). Her hadde vi lagt vekt på å få fram det som med rimelighet kan sies i en norsk sammenheng å være kommunenes ansvarsområde i arbeidet for en bærekraftig utvikling. Vi gjorde framlegg om 15 tema knyttet til det vi mente var tre av de tre mest grunnleggende prinsippene for en bærekraftorientert miljøpolitikk: Først var prinsippet; rettferdig fordeling innenfor nålevende generasjoner; og rettferdig fordeling mellom nålevende og framtidige generasjoner.

Tabell 6 Forslag til bærekrafttematikk for bruk i en retningsanalyse (Høyer og Aall 1997)

Miljøpolitiske prinsipper:	1. Først var prinsippet 2. Rettferdig fordeling innenfor nålevende generasjoner 3. Rettferdig fordeling mellom nålevende og framtidige generasjoner
Miljøpolitisk innhold	4. Vern av det biologiske mangfoldet 5. Reduksjon i energiforbruket 6. Reduksjon i utslipp som skader atmosfæren 7. Reduksjon i forbruket av materielle ressurser 8. Reduksjon i den samlede mobiliteten 9. Utslipp til lokale resipienter innenfor naturens tålegrense 10. Bærekraftig høsting av naturressurser 11. Menneskepåvirkede endringer av miljøet må ikke skade vår helse
Miljøpolitiske prosesser	12. Folkelig deltakelse 13. Ansvarliggjøring av alle sektorer 14. Internasjonalt engasjement 15. Holdningsskapende arbeid

I rapporten ”Først-var prinsippet: mellom forskning og politikk” utarbeidet av Den nasjonale forskningsetiske komité for naturvitenskap og teknologi, argumenteres det for at *først-var prinsippet* er den viktigste komponenten i bærekraftsprinsippet (Kraft og Storvik 1997, s 6). De to neste miljøpolitiske prinsippene – *fordeling* henholdsvis i *tid* og *rom* - utgjør den viktigste forskjellene mellom en ”tradisjonell” miljøpolitikk og et bærekraftperspektiv med vekt på både et verne- og utviklingsmål (Høyer og Aall 1997).

Den viktigste forskjellen mellom en ”tradisjonell” og bærekraftorientert miljøpolitikk når det gjelder det politiske innholdet kommer som følge av en vektlegging nettopp av fordelingsperspektivet. Behovet for reduksjon i utslipp av gasser som er skadelig for atmosfæren – det vil si i forhold til både ozonlaget og klimasituasjonen – og behovet for å redusere forbruket av materielle ressurser i den rike del av verden gitt vektlegging av hensynet til en mer rettferdig fordeling mellom den fattige og rike del av verden er sentrale tema i debatten omkring hvordan man skal forstå målet om en bærekraftig utvikling (Høyer og Aall 1997, Høyer 1997b).

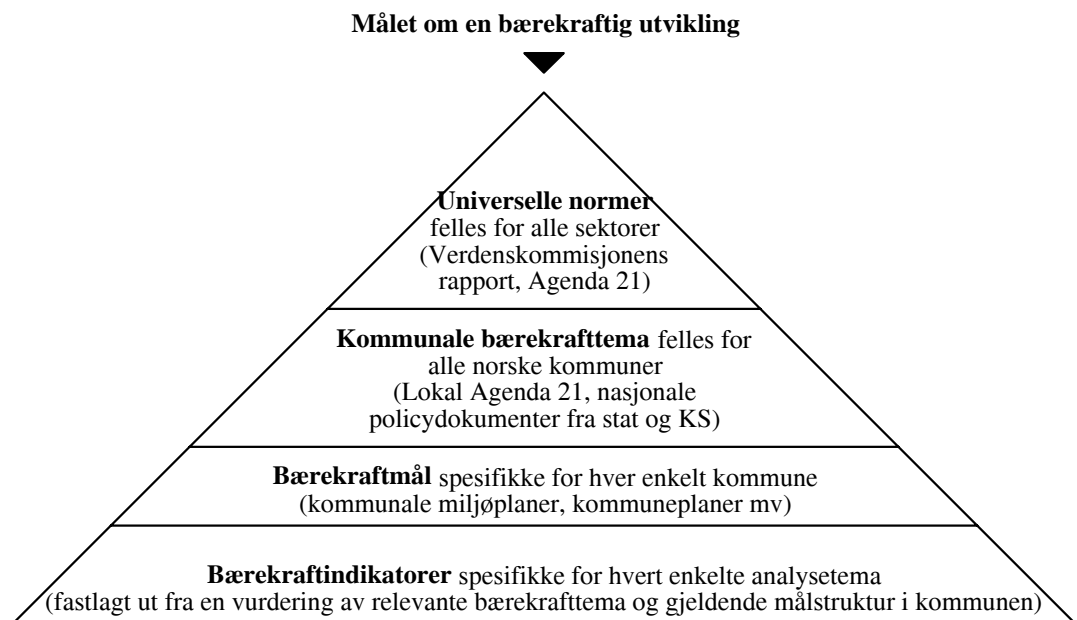
Identifisering av *redusert mobilitet* som et bærekraftkriterium knytter seg til en erkjennelse at den sterke økningen i samfunnets mobilitet i de industrialiserte land er det kanskje sterkeste kjennetegnet på et samfunn ute av balanse i forhold til bærekraftmålsettingen (Mishan 1977, Høyer 1997b). Ut fra dagens teknologiske kunnskap synes det også umulig å redusere miljøbelastningene vesentlig fra samferdselssektoren gitt en vektlegging av målet om rettferdig fordeling i tid og rom, uten gjennom reduksjon i det samlede omfanget av transport (Høyer 1997b). Gitt den manglende viljen så langt til å ta i bruk radikale miljøavgifter nasjonalt og internasjonalt, vil det i mange tilfeller også være slik at det er kommunene som sitter med de langt på vei viktigste virkemidler som kan påvirke omfanget av transportarbeidet, gjennom blant annet arealplanlegging og fysiske tiltak (Høyer og Aall 1997).

Det politiske grunnlaget for arbeidet spesifikt med *biologisk mangfold*²⁴ i kommunene er den internasjonale konvensjonen om biologisk mangfold undertegnet i Rio i 1992. Overgangen fra det "tradisjonelle" naturvernet og naturforvaltningen til "biologisk mangfold" innebærer en *utvidelse* langs fire akser: (1) En bruk-vern akse: bærekraftig bruk av det biologiske mangfoldet hører med, ikke bare "vern". (2) En tematisk akse: den "kultiverte" og "trivielle" naturen hører med, ikke bare den "ville", der den trivielle naturen er områder som ofte ligger mellom den kultiverte og den ville, og som indirekte er berørt av det som skjer i den kultiverte naturen. (3) En produksjon-forbruk akse: indirekte konsekvenser av forbruk hører med, ikke bare direkte konsekvenser av produksjon og høsting, eventuelt nedbygging, av arealer. (4) En lokal-global akse: konsekvenser av lokal handling i forhold til det globale mangfoldet utenfor lokalsamfunnets grenser hører med, ikke bare konsekvensene innenfor lokalsamfunnets grenser.

De to siste bærekrafttemaene som gjelder det miljøpolitiske innholdet – utslipp til lokale resipienter innenfor naturens tålegrense, og menneskepåvirkede endringer av miljøet må ikke skader vår helse - er med ut fra en erkjennelse at dette er sentrale tema i Verdenskommisjonens rapport og Agenda 21. Samtidig er dette tema som illustrerer at det – selvsagt – er viktige overlapp mellom en "tradisjonell" og bærekraftorientert miljøpolitikk. Dette er kriterier som har ligget til grunn for oppbyggingen av den kommunale miljøpolitikken i Norge – som i de fleste andre land – og har også vært et bærende element i de statlige styringssignalene så langt når det gjelder innholdet i den kommunale miljøpolitikken. Selv om disse temaene ikke kan sies å være sentrale i en bærekraftorientert miljøpolitikk, er det helt klart at disse temaene hører hjemme også her.

Bærekrafttematikken ble utformet som et grunnlag for utvikling av en modell for retningsanalyse der bruk av *bærekraftindikatorer* var et sentralt element. I dette arbeidet tok vi utgangspunkt i de britiske forsøkene med å utvikle kommunale bærekraftindikatorer (jfr Tabell 5), men med en noe annerledes avgrensning av den kommunale bærekrafttematikken. Videre la vi vekt på å utvikle en modell som skulle skape en nødvendig balanse mellom eksperbasert kunnskap og lekmannskunnskap, illustrert gjennom det Macgillivray og Zadek (1995) betegner som henholdsvis kalde og varme indikatorer. I vårt forslag til indikatormodell skiller vi mellom fire nivåer.

Det første nivået er ment å gjelde som et felles utgangspunkt for alle sektorer og alle nivå i samfunnet, mens nivå 2 - bærekrafttema - vil gjelde spesielt for én sektor eller ett forvaltningsnivå (i dette tilfelle "kommune"). Nivå 3 – målnivå - gjelder for hver enkelt kommune. Det siste nivået - indikatornivået - vil være forskjellig for hvert enkelt tilfelle der det blir gjennomført en retningsanalyse. For en kommune vil derfor nivå 1 og 2 være gitt, mens hver enkelt kommune selv må klargjøre nivå 3, og i forkant av hver enkelt retningsanalyse klargjøre nivå 4. Det er et viktig poeng med retningsanalysen at kommunene *selv* skal ta stilling til det lokale innholdet i det overordnede bærekraftbegrepet, ved at de må relatere den eksisterende kommunale målstrukturen i forhold til en gitt bærekrafttematikk. Denne logiske strukturen skulle sikre at indikatorene ble tilstrekkelige "kalde", det er ikke lagt opp til at en hvilken som helst politikk kan presenteres som "bærekraftig". Samtidig er det viktig at kommunene "varmer opp" indikatorene, gjennom å formulere bærekraftmål og ved at de selv velger ut indikatorer for hver enkelt analyse.



Figur 8 Struktur for den foreslåtte bærekraftindikatormodellen (Høyer og Aall 1997)

Forslag til en modell for retningsanalyse

Prosjektets andre mål var å konkretisere innholdet i et opplegg for retningsanalyse. Retningsanalyse ble prøvd ut i tre kommuner på tre ulike planprosesser, og med tre ulike utgangspunkt som vurderingsgrunnlag (se tabellen under). I *Ålesund* ønsket man å gjennomføre forsøket med retningsanalyse av framlegg til Grøntstrukturplan. Miljøvernleder var prosjektleder med hovedutvalg for plansaker som politisk ansvarlig organ. Det var forutsatt at arbeidsgruppa som hadde ansvar for utarbeiding av Grøntstrukturplanen også skulle ha ansvar for utarbeiding av retningsanalysen, og at retningsanalysen skulle gjennomføres som en del av høringsrunden for Grøntstrukturplanen. Forsøket i *Ålesund* ble ikke sluttført

fordi arbeidet med Grøntstrukturplanen ble forsinket, som– i følge kommunen – skyldtes manglende administrativ kapasitet i kommunen.

I *Akerhus* ble det gjennomført forsøk med retningsanalyse av Fylkesdelplan for strategier og retningslinjer for utbyggingsmønster og arealbruk på Romerike (FDP-Romerike). Behovet for en egen fylkesdelplan for arealbruk på Romerike var utløst av etablering av ny hovedflyplass på Gardermoen og et forventet økt utbyggingspress i omkringliggende kommuner. Retningsanalysen ble gjort som del av en uformell intern høringsrunde der planinnholdet ble vurdert opp mot et analysegrunnlag utledet av utkast til Regional Agenda 21. Selve analysearbeidet ble utført av miljøvernseksjonen, mens tiltakshaver - dvs arealseksjonen - bare har vært orientert om Retningsanalyseprosjektet uten å ha blitt trukket direkte inn i analysearbeidet. Retningsanalyserapporten ble ikke forelagt et politisk organ for godkjenning før oversendelse til tiltakshaver, men inngikk som del av den administrative kommentarrunden i forkant av den formelle høringsrunden.

I *Stavanger* valgte man å analysere rulleringen av kommunens arealplan. Retningsanalysen ble gjennomført som en del av miljøvernutvalgets formelle høringsuttalelse til arealplanen. Miljøvernleder fikk hovedansvar for gjennomføringen av forsøket, men selve analysearbeidet ble gjort i samarbeid med to representanter for tiltakshaver (oversiktsplanavdelingen som var ansvarlig etat for utforming av forslag til ny arealplan). Våren og sommeren 1997 ble retningsanalysen av arealplanen gjennomført, og miljøvernutvalget behandlet retningsanalysen i juni 1997. 29. september samme året ble rullering av kommuneplanens arealplan godkjent av bystyret.

Tabell 7 Valg av analyseobjekt og analysegrunnlag i forsøkene med retningsanalyse (Aall 1998a).

Kommune	Analyseobjekt	Analysegrunnlag
Akershus fylkeskommune	Fylkesdelplan for arealbruk i Romerike (FDP-Romerike)	Mål i utkast til Fylkesdelplan miljø/Regional Agenda 21
Stavanger kommune	Rullering av kommunens arealplan	15 nøkkelmål basert på målene i Miljøplanen
Ålesund kommune	Grøntstrukturplan (kommunedelplan)	Mål i Kommuneplanen og Miljøplanen

I sluttrapporten definerte vi retningsanalyse på følgende måte (Aall 1998, s. 72):

”En formalisert, systematisk prosess for å analysere utviklingsretningen av politikk, program eller planer sett i forhold til operasjonelle mål om bærekraftig utvikling, utarbeidelse av en skriftlig rapport om funnene, og bruk av funnene i en offentlig etterprøvable beslutningsprosess”.

Tilsvarende som for konsekvensutredninger (KU) etter plan- og bygningsloven kan det være hensiktsmessig å skille mellom to hovedaktører i en retningsanalyse. *Ansvarlig myndighet* er det organet som er tillagt myndigheten til å kreve, eventuelt godkjenne en retningsanalyse, for eksempel miljøvernutvalget. *Tiltakshaver* er det organet som er

administrativt og politisk ansvarlig for det arbeidet som skal utsettes for retningsanalyse, for eksempel teknisk etat og kommuneplanutvalget ved retningsanalyse av en arealplan. Kommunen må velge om det skal være ansvarlig myndighet eller tiltakshaver som skal stå for den faktiske utføringen av retningsanalysen, eventuelt om arbeidet utføres i et samarbeid mellom partene.

I en retningsanalyse skiller vi mellom hva som skal analyseres og hva analysen skal ta utgangspunkt i. *Analysegrunnlaget* er de mål som skal ligge til grunn for å vurdere om noe går i ”negativ” eller ”positiv” retning. *Analyseobjektet* er den planen eller det tiltaket kommunen ønsker å retningsanalysere.

Før kommunen tar i bruk retningsanalyse må kommunen klargjøre *analysegrunnlaget*. Klargjøring av analysegrunnlaget består i å vurdere gjeldende kommunale miljømål opp mot vårt forslag til bærekrafttematikk. Vi anbefalte at kommunene på grunnlag av eksisterende kommunale miljømål formulerte ett til tre ”nøkkelmål” for hvert bærekrafttema. I de tilfeller der ett eller flere bærekrafttema er mangelfullt dekket av gjeldende kommunale miljømål, anbefalte vi at kommunene gjorde ett av tre: (1) Avmerke i analysegrunnlaget at det ikke er politisk grunnlag for å gjøre vurderinger for det aktuelle bærekrafttemaet; (2) Formulere nøkkelmål uten styringsfunksjon og utelukkende til bruk i forbindelse med retningsanalyse; eller (3) Avvente en politisk avklaring av den kommunale miljøpolitikken i forhold til de aktuelle bærekrafttemaene.

I alle tre kommuner ble det i dialog med Vestlansforskning laget et analysegrunnlag der vi sorterte aktuelle målformuleringer i forhold til vårt forslag til bærekrafttematikk (jfr Tabell 6). I Akershus foregikk det en parallell prosess med utarbeiding av det plandokumentet (Fylkesdeldelplan miljø/Regiona Agenda 21) som utgjorde den politiske basis for å formulere et analysegrunnlag. Kommunene valgte i hovedsak å benytte bærekrafttematikken slik den ble foreslått fra Vestlansforskning, men Stavanger valgte i tillegg å ta inn to andre bærekrafttema: ”Sikring og tilrettelegging av områder for friluftsliv”, og ”Vern av kulturminner og kulturmiljøer”. Kommunene hadde også målformuleringer som samtlige av våre foreslåtte bærekrafttema, riktig nok i noe varierende grad. Generelt hadde Ålesund et miljøpolitisk grunnlag i sin miljøvernplan og i gjeldende kommuneplan som ga en dårligere ”dekning” i forhold til de foreslåtte bærekrafttemaene. Det var for eksempel få formuleringer som kunne knyttes til temaet ”reduert energiforbruk”, mens det var ingen målformuleringer som gjaldt temaet ”internasjonalt engasjement” eller ”reduksjon av utslipp som skader atmosfæren”. Interessant var det imidlertid å registrere at de to andre kommunene hadde ambisiøse målformuleringer for temaene ”reduert energiforbruk” og ”reduksjon av utslipp som skader atmosfæren”; formuleringer som går lengre enn gjeldende nasjonale miljøpolitiske mål²⁵.

Når kommunene har klargjort sitt analysegrunnlag, og det er gjort vedtak om å gjennomføre en retningsanalyse på et konkret analyseobjekt, vil selve *retningsanalysen* bestå av følgende elementer:

1. presisering av analysens formål
2. valg av indikatorer
3. innsamling av data
4. vurdering av utviklingsretning
5. vurdering av aktuelle forbedringstiltak
6. rapportering

Presisering av analysens formål innebærer blant annet at man vurderer om det er hensiktsmessig for det konkrete analyseobjektet å avgrense analysegrunnlaget. I forsøkene ble analysen begrenset til fire bærekrafttema i Stavanger²⁶, seks i Akershus²⁷ og 10 i Ålesund²⁸ ut fra en vurdering av hvilke bærekrafttema som var relevante. Neste trinn blir så å velge ut aktuelle indikatorer. Vi skilte mellom tre typer indikatorer. (1) *Statusbeskrivelse*: utviklingen over et gitt tidsrom og fram til dagens situasjon. (2) *Planeffekt*: endringer som ligger i selve planen. (3) *Iverksettingseffekt*: endringer som oppstår som følge av at planen blir satt ut i live. Indikatorer som beskriver status og kortsiktige planeffekter er i de fleste tilfeller mulig å tallfeste, mens langsiktige effekter av iverksettingen av planer ofte er vanskeligere å bestemme. I mange tilfeller må man da enten nøye seg med å sannsynliggjøre størrelsen på indikatoren, eller anbefale et overvåkingsprogram som skal fastslå verdien etter at den aktuelle planen er vedtatt og forsøkt iverksatt. I tabellen under har jeg vist eksempler på valg av indikatorer i Stavanger kommune.

Tabell 8 Valg av bærekraftindikatorer for retningsanalyse av arealplanen i Stavanger kommune (Aall 1998)

Bærekrafttema/nøkkelmål	Bærekraftindikatorer
<i>Tema 1: Vern av det biologiske mangfoldet</i>	
<ul style="list-style-type: none"> • Kommunen skal arbeide for å bevare og sikre størst mulig biologiske mangfoldet, herunder verne alle biotoper til nasjonalt eller lokalt truede arter 	<ul style="list-style-type: none"> • Nedbygging av områder som er gitt en kommunal vernestatus
<ul style="list-style-type: none"> • Minimalisere utbygging av landbruks-, natur- og friluftsområder 	<ul style="list-style-type: none"> • m² tettstedsareal/innb. • m² omdisp LNF/ny bolig • m² omdisp LNF/ny arb.pl. • m² omdisp LNF/ny innb.
<i>Tema 2: Sikring og tilrettelegging av områder for friluftsliv</i>	
<ul style="list-style-type: none"> • Alle innbyggere i Stavanger skal få tilgang til et sammenhengende turveinett innen 500 m fra sin bolig 	<ul style="list-style-type: none"> • planlagte arealer/sikrede arealer • planlagte turveier/utbygde turveier
<i>Tema 4: Redusert energiforbruk</i>	
<ul style="list-style-type: none"> • Energiforbruk til transport skal reduseres 	<ul style="list-style-type: none"> • kWh/1000 innb /år • personbilkm/person • andel kollektivreiser av alle reiser • andel sykkelreiser av alle reiser • antall el-kjøretøy
<i>Tema 5: Reduserte utslipp som skader atmosfæren</i>	
<ul style="list-style-type: none"> • Utslipp fra transport som skader atmosfæren skal reduseres 	<ul style="list-style-type: none"> • lokal forurensning (NO₂) og støv over anbefalte grenser • reduserte utslipp av CO₂, NO_x, SO₂ og NM-VOC

Sammenstilling av indikatorene og oppsummering av de konklusjonene man kan dra på grunnlag av indikatorene må skje på to nivå: For hvert bærekrafttema, og en samlet vurdering der alle bærekrafttema vurderes under ett. Det er ikke mulig å lage en fast systematikk på hvordan en slik sammenfatning skal gjøres. Her vil det i noen grad måtte legges opp til skjønnsvurderinger om summen av ”positiv” og ”negativ” utviklingsretning for de enkelte bærekrafttemaene skal ende opp med en hovedkonklusjon i ”positiv” eller ”negativ” retning. I tillegg til vurderingen av utviklingsretning anbefalte vi kommunene å ta med *forbedringsforslag* til hvordan kursen eventuelt kan rettes opp. Vi pekte på tre ulike kategorier forbedringstiltak. (1) *Generelle* forbedringstiltak som ikke spesifikt knytter seg til analyseobjektet. Dette kan for eksempel gjelde forslag om endring av eksisterende planprosedyrer. (2) Forslag til endring av *innholdet* i analyseobjektet (planen), som kan gjelde større eller mindre justeringer. I ekstreme tilfeller kan det òg være aktuelt med anbefaling om ikke å vedta planen. (3) Forslag til *oppfølgingstiltak* som normalt vil være tiltak for å kontrollere om planens mål og intensjoner faktisk blir nådd.

Det var bare i Stavanger og Akershus at forsøket ble gjennomført fram til utarbeidelse og behandling av en retningsanalyserapport. I retningsanalysen i *Stavanger* konkluderte kommunen med at arealplanen i hovedsak var i tråd med kommunens egne miljømål – og at planen derfor ut fra kommunens oppfatning av hva bærekraftmålet innebærer i prinsippet ville kunne bidra i positiv retning i forhold til målet om en bærekraftig utvikling. I retningsanalyserapporten ble det også fremmet forslag til mindre justeringer av arealplanen og hvordan gjennomføre rulleringen av arealplanen (jfr tabellen under).

Tabell 9 Konklusjoner fra retningsanalyse av arealplanen i Stavanger kommune (Aall 1998)

Bærekrafttema/nøkkelmål	Konklusjon om planinnhold	Konklusjon om planmetode
<i>Tema 1: Vern av det biologiske mangfoldet</i>		
<ul style="list-style-type: none"> Kommunen skal arbeide for å bevare og sikre størst mulig biologiske mangfoldet, herunder verne alle biotoper til nasjonalt eller lokalt truede arter 	Arealplanen ivaretar målsettingen om vern av de viktigste områdene for biologisk mangfold. Planen mangler spesifikke opplysninger om enkeltområder og kvaliteter som går tapt.	Arealplan bør på sikt ha en tabell som forteller hvilke biologiske kvaliteter som går tapt ved omdisponering av arealbruk.
<ul style="list-style-type: none"> Minimalisere utbygging av landbruks-, natur- og friluftsområder 	Den regionalt mest skånsomme og beste arealbrukspolitikk er å satse på utnyttelse av den utbygde by og samtidig ta i bruk nye byggeområder som grenser til byene. Det ligger så en utfordring å utvikle en dokumentasjon om byfortetting og potensiale for framtidig fortetting.	Arealplan bør på sikt ha en tabell som... dokumenterer hvordan utviklingen går ift. miljøplanens målsatte indikatorer, og hvilke arealkategorier som går tapt ift. landbruksinteresser.
<i>Tema 2: Sikring og tilrettelegging av områder for friluftsliv</i>		
<ul style="list-style-type: none"> Alle innbyggere i Stavanger skal få tilgang til et sammenhengende turveinett innen 500 m fra sin bolig 	Kommuneplanens retningslinjer følger opp de strategiske mål for turområder vedtatt av bystyret, som er sammenfallende med nøkkelmål(ene).	-
<i>Tema 4: Redusert energiforbruk</i>		

<ul style="list-style-type: none"> • Energiforbruk til transport skal reduseres 	Ingen merknader	Arbeidet med transportplanene koordineres ift. kommuneplanens arealdel, og dokumentasjonene på energibruk til transport i henhold til miljøplanens indikatorer tas med i plandokumentene.
<i>Tema 5: Reduserte utslipp som skader atmosfæren</i>		
<ul style="list-style-type: none"> • Utslipp fra transport som skader atmosfæren skal reduseres 	Ingen merknader	Arbeidet med transportplanene koordineres ift. kommuneplanens arealdel, og dokumentasjonene på utslipp av gasser og svevestøv i henhold til miljøplanens indikatorer tas med i plandokumentene.

I motsetning til forsøket i Stavanger, konkluderte analysen i *Akershus* med at analyseobjektet – Fylkesdelplan (FDP) for Romerike - *ikke* var i samsvar med analysegrunnlaget og at FDP-Romerike legger opp til en ikke-bærekraftig utvikling (gjengitt i Aall 1998a):

” Gjennomgangen ...sannsynliggjør at forventet utbygging på Romerike vil bidra til en negativ utvikling i forhold til oppsatte bærekrafttemaer. Utviklingen på Romerike henger sammen med høy forventet vekst som igjen er en følge av hovedflyplassutbyggingen på Gardermoen”.

Konklusjonen var i seg selv lite overraskende, og konklusjonen har ikke kunnet påvirke utfallet av den bakenforliggende prosessen (etablering av ny hovedflyplass på Gardermoen), men det er likevel et interessant eksempel på hvordan en retningsanalyse kan fungere som en miljøpolitisk arena for utveksling av styringssignaler mellom ulike forvaltningsnivå. Hvis retningsanalysen hadde blitt gjennomført på et tidligere stadium – for eksempel i forbindelse med planleggingen av flyplassutbyggingen, ikke som nå, som en del av planleggingen i etterkant av realiseringen av hovedflyplassen – er det i prinsippet mulig å se for seg at en konklusjon som gjengitt over ville kunne ha påvirket prosessen i langt større grad. I dette tilfellet avgrenset retningsanalyserapporten seg til å kommentere spørsmålet om utviklingsretning, samt foreslå en sjekklister som kommunene kan bruke i det videre arbeidet med å følge opp fylkesdelplanen, slik at kommunene selv kan kontrollere ”utviklingsretningen” i sin egen arealplanlegging. Det var utenfor prosjektets tidsramme å undersøke om noen kommuner faktisk fulgte denne oppfordringen. Retningsanalyserapporten la også opp til å bruke retningsanalyse som høringsverktøy for de kommunale arealplaner som i framtiden ville bli utarbeidet på bakgrunn i FDP-Romerike. Også her var det utenfor prosjektets tidsramme å undersøke om noe slikt faktisk ble gjort.

Ambisjonene var å gi retningsanalyse en *strategisk funksjon*. Vi anbefalte derfor at retningsanalyse ble forankret i kommunens overordnede miljøpolitiske styringsdokumenter, og at det ble utformet klare retningslinjer for bruk av retningsanalyse. Retningslinjene bør gjelde: organisering og ansvarsfordeling ved gjennomføring av en retningsanalyse; oppfangskriterier som angir hvilke situasjoner retningsanalyse skal brukes; og hvordan

resultatene fra retningsanalysen skal brukes. Både Stavanger og Akershus har gjort vedtak om videre bruk av retningsanalyse som i prinsippet skal sikre retningsanalyse en strategisk funksjon. I Stavanger har kommunen vedtatt bruk av retningsanalyse som én av tre hjelpemidler for å sikre oppfølging av Miljøplanen, i tillegg til miljørevisjon og en årlig miljørapport. Om retningsanalyse står det i innledningen til Miljøplanen (Stavanger kommune 1997, s. 2):

” (retningsanalyse kan brukes) i tilfeller hvor planer/tiltak har et omfang som tilsier grundigere vurderinger av miljømessige konsekvenser, men hvor konsekvensutredning etter plan- og bygningsloven ikke er påkrevd”.

I Regional Agenda 21 for AKershus er retningsanalyse på tilsvarende måte ført opp som én av syv strategier for oppfølging av planen. Om retningsanalyse står det (Akershus fylkeskommune 1998, s. 10):

” (retningsanalyse kan brukes) for å vurdere framtidige vedtak og planer i forhold til målene i Regional Agenda 21. Det utvikles resultatindikatorer for å følge utviklingen i forhold til vedtatte mål i Regional Agenda 21”.

Like fullt har ingen av de to kommunene så vidt jeg kjenner til gjennomført noen nye retningsanalyser etter at prosjektet ble avsluttet.

Framveksten av Regional Agenda 21 i Norge

I forbindelse med prosjektarbeidet i Akershus fikk jeg anledning til å følge og i noen grad systematisere erfaringer knyttet til utarbeidelsen av landets (og antakelige verdens) første Regional Agenda 21 (RA21) plan – det som i forsøket med retningsanalyse i Akershus fungerte som grunnlaget for å utarbeide analysegrunnlaget. Arbeidet med RA21 i Akershus gir også anledning til å reflektere omkring hvordan ”praktikere” i en fylkeskommune oppfatter overgangen fra en ”tradisjonell” miljøvernpolitikk til en bærekraftorientert Agenda 21-politikk.

MIK-programmet og MIK-reformen gjaldt ikke fylkeskommunene. Riktignok ble det gjennomført forsøk med overføring av myndighet fra Fylkesmannens miljøvernavdeling til fylkeskommunen i ett fylke – Akershus – men forsøket ble ikke fulgt opp med en tilsvarende reform, og myndigheten ble reversert etter at forsøket var avsluttet. Det er ikke gjennomført en systematiske evaluering av fylkeskommunenes miljøverninnsats på linje med det omfattende evalueringsarbeidet som er gjort i forhold til kommuner. Spredte erfaringer antyder likevel en noe annerledes tilnærming i det fylkeskommunale miljøvernarbeidet sammenlignet med kommunene. Historien bak institusjonaliseringen av det fylkeskommunale miljøvernarbeidet peker i retning av en tettere kobling mellom verne- og utbyggingshensyn, og på grunn av fylkeskommunens egenart synes det å være lagt større vekt på planlegging enn konkrete miljøverntiltak i det fylkeskommunale miljøvernarbeidet (Akershus fylkeskommune 1994:19-33, Oppdal 1996). Interessant er det også at

institusjonaliseringen av miljøvernarbeidet startet på regionalt nivå *før* dette skjedde på nasjonalt nivå, og lenge før tilsvarende prosesser ble startet i kommunene (Høyer 1995).

De fleste oppfatter gjerne i dag fylkesmannens miljøvernavdeling som den sentrale regionale offentlige aktøren på miljøvernområdet, selv om fylkeskommunen også har viktige miljøvernoppgaver knyttet til arealplanlegging, kulturminnevern, friluftsliv og miljøtilpasset næringsutvikling. En statusrapport utarbeidet av "Fylkeskommunalt miljøfaglig nettverk" viser at det også har skjedd en utvikling i fylkeskommunene parallelt med det som har skjedd i fylkesmannsembetet og i kommunene på miljøvernområdet (Oppdal 1996):

- samtlige fylkeskommuner (med unntak for Oslo) har innarbeidet overordnede miljømål i sine fylkesplaner, egne temakapitler om miljø eller integrert miljøhensyn i sine strategiske satsingsområder
- samtlige fylkeskommuner har fylkesdelplaner eller handlingsprogram som behandler viktige miljøtema
- i mange av tilfeller er miljømål satt som premiss for den regionale bosettings- og næringsutviklingen
- rene miljøtiltak er av mer begrenset omfang, mens tiltak som søker å avveie mellom bruk og vern er vanligere, for eksempel veiledning om helhetlig arealplanlegging og støtte til miljøbasert næringsutvikling
- 13 av 16 undersøkte fylkeskommuner hadde per 1996 tilsatt egne miljøvernkonsulenter, uten statlig støtte

Mens norske kommuner har blitt kritisert for å være sene med å gripe fatt i utfordringen om å starte lokale Agenda 21 prosesser (se for eksempel Armann et al. 1995), er fenomenet "Regional Agenda 21" forstått som del av den lovpålagte planleggingen et særnorsk fenomen, og Norge synes i så måte å ligge i front internasjonalt (Haukvik 1998, Lafferty 1998). Under den Miljøpolitiske landskonferansen for fylkeskommuner i 1996 arrangert av KS ble det i et foredrag holdt av Karl G Høyer fra Vestlansforskning gjort framlegg om å ta i bruk betegnelsen *Regional Agenda 21*²⁹. Samme året startet både Nordland og Akershus fylkeskommune arbeidet med RA21. Senere har flere fylkeskommuner kommet til, blant annet Hordaland og Sogn og Fjordane som begge senere har fått utført utredninger om muligheten for å starte arbeidet med RA21 (Aall 1997b, Aall 1998c, Aall 1999a). Det var imidlertid Akerhus som var den første fylkeskommunen som fikk vedtatt et plandokument – en fylkesdelplan – med tittelen Regional Agenda 21 (våren 1998). Nordland fulgte etter sommeren 1998 med en Regional Agenda 21, riktig nok ikke forankret som en fylkesdelplan, men med en uttalt målsetting om at det vedtatte plandokumentet skulle legges til grunn for og integreres i utformingen av neste fylkesplan. Vinteren 1999 ble nettopp dette forsøkt gjort i Akershus, blant annet basert på en problematisering av de konsekvenser det ville ha for fylkeskommunen å legge bærekraftperspektivet til grunn ved rulleringen av fylkesplanen (Aall 1998b).

Fylkesutvalget i Akershus vedtok i februar 1996 oppstart av arbeidet med en fylkesdelplan for *miljøvern* (FU-sak 25/96). Høsten 1996 ble det vedtatt at planarbeidet i Akershus skulle fremmes som en Regional Agenda 21. Agenda 21-perspektivet på fylkesdelplanarbeidet knytter seg i mindre grad til selve *planprosessen*. Planarbeidet var i hovedsak lagt opp som en tradisjonell fylkesdelplan med vekt på å trekke inn ulike offentlige organ og i noen grad frivillige organisasjoner. I saksutredningen til endelig godkjenning av utkast til RA21 ble dette forholdet kommentert på følgende måte av Fylkesrådmannen, der sammenhengen mellom prosess og miljøpolitisk innhold også blir kommentert (sak 2/98):

”Agenda 21-dokumentet legger til grunn at gjennomføring av tiltak for å skape en bærekraftig utvikling vil kreve tilslutning i befolkningen og at valg av løsninger må fremkomme gjennom en dialog som engasjerer brede lag av befolkningen. Ideelt sett ser fylkesrådmannen at Agenda 21-prosessen i Akershus kunne vært gjennomført som en bredere drøfting av temaet bærekraftig utvikling. Det ble bevisst valgt å rette hovedfokus på økologiske bærekrafttemaer, noe som trolig også har lagt føringer på hvem som har valgt å delta i planprosessen”.

Det som skiller dette planarbeidet fra en ”tradisjonell” miljøvernplan knytter seg først og fremst til det politiske *innholdet*, i den forstand at man valgte å ta opp tema som i stor grad omhandler globale miljøproblemer – ikke bare lokale og regionale problemer. Det ble gjennomført planarbeid innenfor følgende tema:

- bærekraftig produksjon og forbruk
- samordnet areal- og transportplanlegging
- forvaltning av biologisk mangfold og grunnlaget for matproduksjon
- miljøkvalitet i og langs sjø og vassdrag

I saksredegjørelsen til Fylkesutvalgets endelige godkjenning av fylkesdelplanen blir planens status som ”Regional Agenda 21” kommentert på følgende måte av fylkesrådmannen:

”Dette innebærer at man i planarbeidet har fokusert på sammenhengene mellom de globale miljøutfordringene og handlingsmuligheter og ansvar på lokalt og regionalt nivå”.

Samtidig peker fylkesrådmannen på en prinsipielt viktig *avgrensning* ved planen:

”...utgangspunktet for planprosessen var et vedtak om utarbeidelse av en fylkesplan for miljøvern. Agenda 21s...fokusering, ikke bare på økologisk, men også sosial og økonomisk bærekraftig utvikling er slik sett ikke ivaretatt i sin fulle bredde. Dette innebærer bla at miljøproblemene i liten grad er drøftet i forhold til global fordelingsproblematikk. Videre er fordelingsproblematikk i vårt eget samfunn, som følge av den virkemiddelbruk planen foreslår, ikke tatt opp til drøfting. Den siste problemstillingen er i særlig grad aktuell i

forhold til bruk av økonomiske virkemidler som feks avgifter på miljøskadelig forbruk”.

Den avgrensning som fylkesrådmannen påpeker er for øvrig på linje med regjeringens politikk gjengitt i Stortingsmelding nr 58 (1996-97) om ”Miljøpolitikk for en bærekraftig utvikling”, der regjeringen reserverer seg mot å ta opp fordelingsperspektivet på bærekraftmålsettingen, men avgrensningen påpekes her mer eksplisitt enn tilfellet er i stortingsmeldingen.

Et interessant forhold som viste seg i planprosessen er at det ble gjort reelle politiske avveininger. I planutkastet til RA21 viser dette seg i form av dissensene, særlig knytter til jordvern, strid om fastlegging av markagrensa og virkemidler for å oppnå redusert bilbruk. Her er det i flere tilfeller tatt opp kontroversielle tema, og det har vært gjort politiske valg av utviklingsretning – ikke bare kompromisser. Samtidig blir det pekt på at (også) fylkeskommunen opplever at det ikke alltid er politisk aksept for de virkemidler som synes nødvendige for å realisere slike ambisiøse miljøpolitiske målsettinger. For temaet ”transportutvikling - kollektivtrafikkandel” peker for eksempel fylkesrådmannen på at (min understreking):

”...biltrafikken er hovedstadsområdets viktigste miljøutfordring. Ideelt sett burde det samlede trafikkarbeidet begrenses og helst reduseres, men fylkesrådmannen ser dette som lite realistisk med de virkemidler dagens samfunn kan akseptere”.

Samtidig kom det i høringsrunden inn mange og til dels radikale innspill, overraskende nok også fra Statens vegvesen i Akershus (SVA). SVA pekte blant annet på at utslippene av CO₂ per person i Akershus ligger 15 prosent over landsgjennomsnittet, og etterlyste på denne bakgrunn mer konkrete målformuleringer om reduksjon av CO₂-utslippene. Som svar på denne utfordringen viste fylkesrådmannen til planene om å utarbeide en klimahandlingsplan i samarbeid med Oslo kommune. I øvrig sluttet fylkesrådmannen seg i store trekk til innspillene fra SVA. Mindretallframlegg i utkastet til RA21 om svekking av foreslåtte virkemidler som veiprisning, piggdekkrestriksjoner og nye skatte- og avgiftsregler for firmabil ble videre avvist av fylkesrådmannen.

Bærekraftig utvikling og Agenda 21 er nye begrep for mange i fylkespolitikken. I Stortingsmelding 58 (1996-97) om ”Miljøvernpolitikk for en bærekraftig utvikling” er Regional Agenda 21 ikke omtalt. I Miljøverndepartementets strategi for oppfølging av kommunenes arbeid med LA21 er fylkeskommunens ansvar i Agenda 21-arbeidet bare omtalt som en støttefunksjon i forhold til kommunene. Dette synet finner vi også i Rundskriv T-2/98: ”Nasjonale mål og interesser i fylkes- og kommuneplanleggingen” (min understreking):

”Regional Agenda 21 (fylkenes lokal Agenda 21) skal utvikles som plattform for hvordan fylkeskommunen og statlige fagorganer i fylket kan arbeide med miljø og bærekraftig utvikling på en måte som støtter opp under arbeidet i kommunene”.

Etter hvert som fylkeskommunene selv har utviklet et syn på egen rolle som selvstendig aktør har statlige myndigheter endret dette synet. Om fylkesplanlegging heter det nå (min understreking)³⁰:

”Fylkesplanlegging skal legge til rette for samordning av statlig og fylkeskommunal politikk. Denne planleggingen skal legge til rette for en bærekraftig utvikling og bygge på de prinsipper som er nedfelt i Agenda 21”.

Det erkjennes at fylkeskommunen har et selvstendig ansvar i det nasjonale Agenda 21-arbeidet som går ut over en direkte støtte til kommunens arbeid med LA21. De neste årene vil vise om og eventuelt i hvilken grad fylkeskommunene vil legge til grunn et bærekraftperspektiv og RA21 i rulleringen av sine fylkesplaner.

Fra MIK til Lokal Agenda 21³¹

Bakgrunn

I 1988 startet den prosessen som ledet fram til en i internasjonal sammenheng stor statlig satsing på å reformere det kommunale miljøvernarbeidet: programmet (og etter hvert reformen) Miljøvern i kommunene (MIK) som blant annet innebar en ordning med øremerkede overføringer til finansiering av stillinger som kommunale miljøvernledere. Selv om Norge var tidlig ute med å institusjonalisere den lokale – så vel som den regionale og nasjonale - miljøvernpolitikken, skulle det etter hvert vise seg at vi i en europeisk sammenheng var sent ute med å ta i bruk betegnelsen ”Lokal Agenda 21” (LA21). Ved utgangen av 1996 opphørte den ordning som ble innstiftet i 1991 med øremerkede overføringer til finansiering av stillinger som kommunale miljøvernledere. Utgangen av 1996 var også den tidsfristen som var satt i kapittel 28 i Agenda 21 for etablering av lokale Agenda 21-prosesser³². På dette tidspunktet var det bare én norsk kommune som hadde laget et plandokument med tittelen ”Lokal Agenda 21” (Sogndal). På samme tid hadde om lag halvparten av svenske og danske kommuner tilsatt egne LA21-koordinatorer og startet opp LA21-prosesser (Eckerberg et al. 1998, Moos 1999).

Våren 1996 drøftet landstinget i Kommunenes Sentralforbund (KS) spørsmålet om videreføringen av det kommunale miljøvernarbeidet, blant annet sett i lys av at ordningen med øremerkede overføringer til finansiering av miljøvernlederstillingene ville opphøre ved utgangen av 1996. På landstinget ble følgende vedtak gjort:

“KS ser Agenda 21 som et viktig redskap for å skape større lokalpolitisk engasjement, og for å styrke KS’ satsing på ‘forny lokaldemokratiet’. KS vil arbeide for at kommunene innen 1996 gjennomfører tiltak for å informere og sikre seg tilslutning til Lokal Agenda 21 for sin kommune ... Alle landets kommuner oppfordres til å gjennomføre opplegg som sikrer bred folkelig deltakelse i planleggings-, beslutnings- og gjennomførings-prosesser. KS vil arbeide for at kommunene snarest utarbeider egne klimahandlingsplaner”.

Det ble videre forutsatt at landstinget i 1998 skulle ha en bred debatt om hvorvidt kommunene hadde evnet å gripe fatt i disse utfordringene.

Utover i 1996 kom det stadig flere signaler fra Miljøverndepartementet og KS om at nå skulle LA21 ”overta” for MIK som overskrift for det kommunale miljøvernarbeidet. I et felles brev sendt fra Miljøverndepartementet og KS blir denne overgangen omtalt som følger (brev datert 9. desember 1996):

”Selv om kommunene allerede gjør en betydelig miljøverninnsats, står vi overfor nye og store utfordringer i arbeidet med å styre utviklingen i en mer miljøvennlig og bærekraftig retning... Følgende punkter er sentrale:

- *Vi må se en tydelig og konkret dreining mot bærekraftig utvikling.*
- *Det globale perspektivet ved lokalt miljøvernarbeid må bli erkjent og synliggjort.*
- *Lokal Agenda 21 skal være en prosess der hele lokalsamfunnet deltar, spesielt bør kvinner og barn trekkes mer med.*
- *Arbeidet skal ha et langsiktig perspektiv (flergenerasjonsperspektiv).*
- *Målsettingen om forbedret livskvalitet må innarbeides slik at såvel helsespørsmål som de bærende økonomiske og sosiale konsekvenser av overgangen til en bærekraftig utvikling blir synliggjort.”*

På denne bakgrunnen ba KS høsten 1996 om bistand fra ProSus og Vestlandsforskning til å utforme et spørreskjema om MIK-reformens status ved utgangen av 1996, og klargjøre hvilke eventuelle nye utfordringer LA21 reiser. Vinteren 1997 ble så ProSus i samarbeid med Vestlandsforskning bedt om å lage en rapport på grunnlag av data fra spørreundersøkelsen.

Metodevalg

I et notat skrevet av kommunalpolitisk avdeling i KS blir det gitt to *mål* for prosjektet (gjengitt i Lafferty et al. 1998):

1. Ut fra de mål KS har satt seg og med bakgrunn i det arbeidet som hittil er utført har vi et klart behov for å få utarbeidet et produkt som belyser hvor kommunene står i dag i forhold til MIK-reformen.
2. Videre er det viktig å få innsikt i hvilke tanker og behov som melder seg i kommunesektoren når LA21 og bærekraftig utvikling settes på dagsorden som en premiss i videreutviklingen av det lokale miljøvernarbeidet”.

På bakgrunn av mandatet fra Kommunenes Sentralforbund ble det formulert fire *problemstillinger* for prosjektet (Op. cit):

1. Hva innebærer målet om en bærekraftig utvikling av utfordringer for norske kommuner?
2. Hvilke konkrete føringer ligger i arbeidet med å følge opp Verdenskommisjonens rapport fra 1987 og Agenda 21 fra 1992?
3. Hvor står norske kommuners miljøvernarbeid sett i forhold til de overordnede mål kommunene selv og Miljøverndepartementet satte ved starten av MIK-reformen?
4. Innebærer utfordringen om å gjennomføre lokale Agenda 21-prosesser på noen måter nye eller endrede utfordringer for kommune-Norge sett i forhold til resultatene av MIK-reformen?

Prosjektet ble gjennomført i tre faser: (1) Oppsummering av tidligere arbeider ved Vestlandsforskning og ProSus som kunne belyse prosjektets to første problemstillinger; (2) Innsamling og bearbeiding av data fra en

nasjonal spørreundersøkelse; og (3) Tolkning av data fra spørreundersøkelsen i forhold til prosjektets to siste problemstillinger.

Behandlingen av de to første problemstillingene baserte seg i hovedsak på oppsummering og i noen grad videreføring av drøftinger og perspektiver utviklet gjennom tidligere arbeider ved ProSus og Vestlandsforskning. Ved Vestlandsforskning gjaldt dette en videreføring av drøftingene gjennomført innen Økokommuneprogrammet og Retningsanalyseprosjektet om hvordan fortolke målet om en bærekraftig utvikling og de utfordringer målet reiser overfor norske kommuner (Aall 1997a, Høyer og Aall 1997). Ved ProSus gjaldt dette en videreføring av tidligere drøftinger av bærekraftbegrepet (Lafferty og Langhelle 1995). Belysning av prosjektets andre problemstilling er hentet fra en studie av status i LA21-arbeidet i åtte europeiske land koordinert gjennomført innen prosjektet "Sustainable Communities in Europe" (SUSCOM) finansiert av EU sitt "Program for Climate and Environment" (Lafferty and Eckerberg 1998). Jeg leverte også selv et bidrag til SUSCOM-prosjektet i egenskap av norsk rapportør. Bidraget gjaldt en beskrivelse av status for LA21 i Norge (Aall 1998d). Dette bidraget bygget i hovedsak på erfaringer høstet gjennom Økokommuneprogrammet (Aall 1997c). I tillegg gjennomførte jeg en tekstanalyse av sentrale nasjonale miljøpolitiske styringsdokumenter fra perioden 1987 til 1996. Her forsøkte jeg å få fram hvordan de miljøpolitiske styringssignalene fra stat til kommune over tid har endret karakter.

Prosjektets klart viktigste empiriske tilfang var en *nasjonal spørreundersøkelse* om status for MIK-reformen og kommunenes arbeid med LA21. Spørreundersøkelsen ble brukt til som grunnlag for å behandle prosjektets tredje og fjerde problemstilling. Det er tidligere gjennomført tre omfattende spørreskjemabaserte kartlegginger av det kommunale miljøvernarbeidet i Norge, noe som gjorde det mulig for oss å vurdere utviklingen over tid for enkelte av de forhold vi kartla i vår undersøkelse (jfr Tabell 10). Disse sammenlikningene gjelder blant annet andelen av faste miljøvernstillinger, hvordan stillingene er politisk og administrativt organisert og andelen kommuner som har utarbeidet miljøhandlingsplaner.

Tabell 10 Spørreskjemabaserte kartlegginger av status for miljøvernarbeidet i norske kommuner (Lafferty et al. 1998)

År	Antall kommuner	Svarprosent	Undersøkelsen utført av:
1989/1990	90 forsøkskommuner ¹ 90 kontrollkommuner ²	ca 90 % 70-80 %	Norsk Institutt for by- og regionforskning
1993	"alle"	85 %	Norsk Institutt for by- og regionforskning
1994	"alle"	100 %	Kommunenes Sentralforbund ³³
1997	"alle"	88-100 %	Kommunenes Sentralforbund, ProSus, Vestlandsforskning

(1) Kommuner som deltok i MIK-programmet. (2) Kommuner som ikke deltok i MIK-programmet.

Nasjonale surveydata vil nødvendigvis gi et generelt og i mange tilfeller overfladisk bilde av situasjonen. For å gi den avsluttende drøftingen i forhold til prosjektets siste problemstilling noe mer "kjøtt" på beinet, ga vi

en nærmere beskrivelse av de to første Agenda 21-planer laget av kommunale og fylkeskommunale myndigheter; henholdsvis Sogndal kommune (vedtatt høsten 1996) og Akershus fylkeskommune (utkast lagt fram høsten 1997). Omtalen av Sogndal bygget på erfaringer fra Økokommuneprogrammet (Aall 1997a) og Miljørevisjonsprosjektet (Aall 1996b), mens omtalen av Akershus fylkeskommune bygget på erfaringer fra Retningsanalyseprosjektet (Aall 1998a).

Spørreskjemaet til den nasjonale spørreundersøkelsen besto av 33 spørsmål utformet av KS, og basert på faglige innspill fra ProSus og Vestlandsforskning. Spørreskjemaet ble utsendt fra KS til samtlige norske kommuner i desember 1996 med svarfrist 13. januar 1997.

Oppfølgingsarbeidet, med flere telefoniske purringer, ble gjennomført av KS og forskere ved ProSus fram til begynnelsen av april 1997. Ved slutten av den siste purrerunden hadde 383 av 435 kommuner besvart spørreskjemaet, noe som ga en svarprosent på 88 prosent. Kommunene som ikke besvarte skjemaet ble deretter oppringt for å innhente svar på spørsmålene om MIK-stillingen. For enkelte av spørsmålene oppnådde vi dermed en svarprosent på 100 prosent.

I behandlingen av data fra spørreundersøkelsen brukte vi variablene ganske direkte slik de framstår i selve spørreskjemaet, og de fleste av dem ble kodet i tråd med svaralternativene som ble presentert der, av og til supplert med informasjon fra mer åpne tillegsspørsmål. I noen tilfeller gikk vi videre og laget mer sammensatte svar i form av indekser. Slike indekser ble satt sammen av flere enkelt-variabler og ga en generell oversikt over mer sammensatte forhold. Vi brukte for eksempel data om kommunenes planarbeid for å se om forskjeller her henger sammen med kommunenes evne til å mobilisere befolkning og frivillige organisasjoner. Vi trakk også inn mer generelle karakteristika ved kommunene for å se om det var systematiske sammenhenger mellom kommunetype og miljøvernarbeidet. Vi gjennomførte bi- og multivariable regresjonsanalyser for å få fram eventuelle sammenhenger. Vi opererte med tre typer karakteristika. For det første så vi på forhold som befolkningsstørrelse, sentralitet, botetthet og næringsstruktur. Sentralitet viser til en kommunes geografiske beliggenhet sett i forhold til et senter hvor det finnes funksjoner av høy orden. Botetthet viser til prosent av en kommunes befolkning som bor i tettbygd strøk. For næringsstruktur opererer SSB her med en variabel med 22 verdier. I analysene har vi redusert dette til tre hovedgrupper: (1) Primærnæring (landbruk og fiske); (2) industri, bygg og anlegg; og (3) tjenesteyting. De sentrale funksjoner lokaliseres først og fremst til tettsteder. For det andre tok vi med en variabel som ga uttrykk for kommunens politiske profil. Kommunene ble delt i tre grupper ut fra hva slags ordfører de hadde: (1) Rød (SV, AP); (2) grønn (SP, KrF, V og andre); og (3) blå (H, FRP). Inndeling ble gjort ut fra en samlet vurdering av ordførers partitilknytning i tre kommunevalg: 1987, 1991 og 1995. For det tredje brukte vi en variabel som var ment å gi uttrykk for om kommunene tidligere har vært med på forsøk med kommunalt miljøvernarbeid: Deltakelse i MIK-programmet; medlemmer i Forum for norske økokommuner; og deltakere i prosjektet

“Bærekraftige lokalsamfunn”. I registrerte vi 97 av 435 norske kommuner som hadde deltatt i én eller flere forsøk med kommunalt miljøvernarbeid.

Metodekritikk

En viktig metodisk svakhet ved prosjektet var at vi som forskere ikke hadde full kontroll over den endelige formuleringen av spørsmålene. KS forbeholdt seg retten til å gjøre den siste redigeringen av spørsmålsstillingen før de sendte ut spørreskjemaene. Dette gjorde det vanskelig å tolke svarene på enkelte av spørsmålene.

Om vi ser på andelen kommuner som har besvart spørreskjemaet i forhold til fylker, finner vi at det er noen forskjeller, men at Finnmark (med et svarprosent på 69) er det eneste fylke som faller under en grense på 80 prosent. En nærmere undersøkelse av kommunene som ikke har besvart spørreskjemaet skriftlig viser at de fleste er relativt små enheter med en viss overrepresentasjon av kommuner i Nord-Norge (Lafferty et al. 1998).

Bi- og multivariable regresjonsanalyser er relativt grove teknikker, men de ga oss en generell idé om hvilke variabler som var mest “robust” som forklaringsfaktorer. Vi gjorde imidlertid en avgrensning av antall kommuner i disse analysene. Kommuner under 3.000 innbyggere fikk bare tilskudd til 50 prosent stilling som miljøvernleder. For å slippe arbeidet med å kode samtlige skjema ut fra om kommunen fikk tilskudd til 50 eller 100 prosent stilling, valgte vi å begrense utvalget kommuner i regresjonsanalysen til de med over 3.000 innbyggere. For å være sikker på at vi ikke fikk med kommuner som hadde økt sitt folketall i løpet av MIK-perioden, satt vi grensen ved 3.500 innbyggere. En videre begrensning var at regresjonsanalysen kun dekket de kommunene som hadde oppgitt informasjon om samtlige variabler som var med i analysen. Dette betyr at utvalgets størrelse varierer fra analyse til analyse, men forskjellen er så små at det trolig har liten innvirkning på resultatene.

I mandatet for prosjektet sto det at ProSus og Vestlandsforskning i tillegg til hovedrapporten også skulle leverer et popularisert ”strateginotat” med folkevalgte som målgruppe. Meningen var å sende ut strateginotatet senhøsten 1997 til fylkeskretsene av KS. Notatet skulle være et diskusjonsgrunnlag som forberedelse til den planlagte debatten om LA21 under KS sitt landsting sommeren 1998. Vi ga imidlertid beskjed til KS at vi ikke så det som naturlig at ProSus og Vestlandsforskning skulle stå bak et slikt ”strateginotat”, all den tid det her måtte gjøres viktige politiske avveininger hvis et notatet skulle tjene den hensikt KS tydeligvis ønsket. Vi tilbød oss likevel å skrive et utkast der vi hadde lagt inn våre vurderinger, og der vi oppfordret KS til å ta stilling til disse vurderingene og si seg enig i dem – eller endre utkastet på de punkt der de var uenige – for så selv å stille seg bak notatet. Høsten 1997 sendte ProSus og Vestlandsforskning et utkast til strateginotat til KS der vi oppfordret KS om å komme med kommentarer. Vi fikk imidlertid ikke tilbakemelding fra KS, verken om vårt utkast til strateginotat eller selve rapporten. KS trykte heller ikke opp rapporten. Etter flere purringer fra vår side valgte ProSus å trykke rapporten i egen rapportserie våren 1998, og utkastet til strateginotat ble tatt inn som et

utvidet sammendrag i rapporten. Dette forholdet – sammen med det strategiske mandatet prosjektet i utgangspunktet ble gitt fra KS sin side – har gjort at vi har gått relativt langt i våre tolkninger i retning av å trekke konklusjoner av politisk og verdibasert karakter.

Det kommunale miljøvernets historie

Arbeidet med både Økokommuneprogrammet, Miljørevisjonsprosjektet, Retningsanalyseprosjektet og prosjektet Fra MIK til LA21 ga meg anledning til å sette meg nærmere inn i det kommunale miljøvernets historie i Norge. Dette ble dels dokumentert i sluttrapportene fra disse prosjektene (Aall 1996, Aall 1997a, Høyser og Aall 1997, Lafferty et al. 1998), dels er kunnskapen dokumentert i to engelskspråklige artikler skrevet innenfor prosjektet "Sustainable Communities in Europe" der jeg deltok med ansvar å skrive om situasjonen i Norge (Aall 1998d, 1999b). Artikkelen to er en videre bearbeiding av den første artikkelen. I det videre vil jeg beskrive noen av de utviklingstrekkene som synes viktige for å forstå den "nære" historien knyttet til MIK-perioden og overgangen fra "MIK-" til "LA21-perioden" i det kommunale miljøvernets historie i Norge.

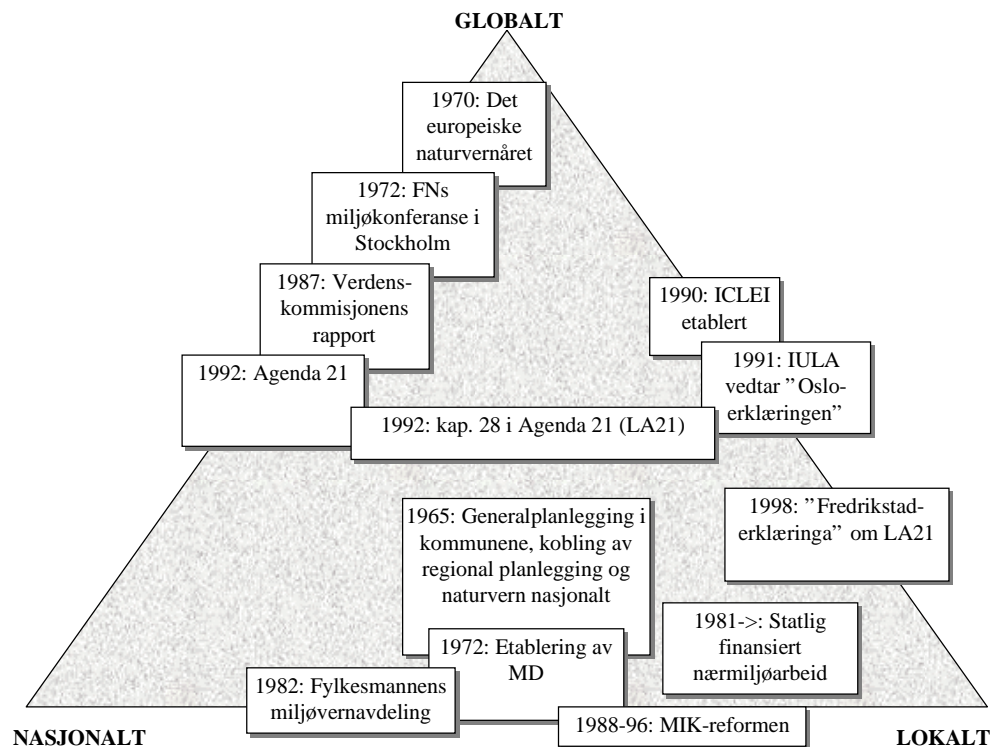
En gjennomgang av eksisterende litteratur og oppsummeringer av erfaringer fra eget prosjektarbeid gir grunnlag for å identifisere et spor som gjelder *institusjoner og prosesser* og et *innholdsmessig* spor for utviklingen av det kommunale miljøvernet i Norge. Mens det er gjort flere studier av den historiske framveksten av miljøpolitiske institusjoner og prosesser i Norge (se for eksempel Berntsen 1977, Jansen 1989, Christiansen 1996), er det færre studier som eksplisitt retter seg inn mot utviklingen av det miljøpolitiske innholdet (Høyser 1991).

De utviklingstrekkene som gjelder framveksten av *institusjoner og prosesser* i den kommunale miljøpolitikken kan oppsummeres som følger (Jansen 1989, Høyser 1991, Christiansen 1996, Aall 1997, Aall og Høyser 1997, Lafferty et al. 1998):

- på 1960-tallet og opp til begynnelsen av 1980-tallet skilte norsk miljøpolitikk seg ut internasjonalt gjennom institusjonaliserte koblinger mellom miljø- og regionalpolitikken
- på 1980-tallet ble disse koblingene svekket gjennom oppbyggingen av en statlig miljøvernforvaltning på regionalt nivå
- på slutten av 1980-tallet svingte pendelen i noen grad tilbake i det regionalpolitiske sporet gjennom MIK-reformen, samtidig som denne reformen ga grunnlag for å utvikle et statlig målstyringsapparat på miljøvernområdet i forhold til kommunene
- på 1990-tallet ser vi spirene til et internasjonalt miljøpolitisk regime i kjølvannet av Verdenskommisjonens rapport som i prinsippet også omfatter det lokale forvaltningsnivået

Den til dels omfattende evalueringen av MIK-programmet fokuserte i stor grad på forholdet mellom stat og kommune ut fra en klassiske tilnærming

om "top-down" versus "bottom-up" (se for eksempel Naustdalslid 1992, Naustdalslid og Hovik 1994, Hovik og Johnsen 1994, Hovik og Harsheim 1996). Det er imidlertid grunn til å stille spørsmål med hvor dekkende det er utelukkende å operere med en stat-kommune akse i forståelsen av det kommunale miljøvernets prosessuelle og institusjonelle historie. Utviklingen særlig på slutten av 1990-tallet gir grunnlag for et "tredimensjonalt" perspektiv på utviklingen ved å introdusere "det globale" eller overnasjonale som en tredje dimensjon (jfr figuren under).



Figur 9 Et "tredimensjonalt" perspektiv på utviklingen av de miljøpolitiske institusjoner og prosesser knyttet til det kommunale miljøvernet i Norge

Starten på den utviklingen vi kan knytte til aksene nasjonalt-lokalt og framveksten av en spesifikk kommunal miljøpolitikk kan vi sette ved innføringen av bygningsloven i 1965, som introduserer et pålegg om overordnet planlegging på kommunalt nivå; generalplanlegging (Aall 1998). Loven gir kommunene et virkemiddel for å drive en overordnet ressursplanlegging, og introduserer en i prinsippet "altomfattende" samfunnsplanlegging i tillegg til en mer avgrenset fysisk planlegging. Samme året blir ansvaret for naturvernsaker overført fra Kirke- og undervisningsdepartementet til Kommunal- og Arbeidsdepartementet; det samme departementet som har ansvaret for oppfølgingen av den nye bygningsloven, og som har ansvar for regional planlegging og distriktsutbygging. Denne særnorske koplingen av miljøpolitikk til regionalpolitikk og regional planlegging lå fjernt fra datidens tradisjonelle oppfatning av naturvern (Høyer 1991).

Koplingen mellom miljøpolitikk og regional planlegging var også sentral i debatten rundt opprettelsen av Miljøverndepartementet i 1972, og det var krefter som ønsket Miljøverndepartementet etablert som et overordnet

ressursdepartement på linje med Finansdepartementet (Jansen 1989). Det gikk imidlertid ikke slik, utviklingen ble som ”forventet og Miljøverndepartementet ble opprettet som et ”tradisjonelt” sektordepartement (Christiansen 1996). Den særnorske koplingen mellom miljøpolitikk og regional planlegging ble likevel delvis beholdt ved at ansvaret for bygningsloven ble lagt til Miljøverndepartementet, men denne koblingen ble gradvis svekket fram mot opprettelsen av Fylkesmannens miljøvernnavdeling i 1982. I 1982 støtter Miljøverndepartementet forslaget om at ansvaret for miljøvern regionalt legges til fylkesmannen og ikke fylkeskommunen, noe som i stor grad frikoplet miljøvernet fra den faktiske regional planleggingen (Høyer 1991).

Mot slutten av 1980-tallet snur denne pendelen noe gjennom det statlige engasjementet for å styrke den *kommunale* miljøvernforvaltningen. Selv om det ikke er riktig å sette likhetstegn mellom regional og lokal planlegging – i noen grad har det vært et motsetningsforhold mellom den lokale og regionale planleggingen - synes det likevel rimelig å knytte MIK-programmet til en forståelse som legger vekt på å desentralisere miljøpolitiske beslutninger og styrke koblingen mellom regionalpolitikk og miljøpolitikk. Parallelt med diskusjonen omkring hvor ansvaret for det statlige miljøvernet skulle legges regionalt ble det tatt til orde for å trekke kommuner og fylkeskommuner sterkere med i miljøpolitikken (i henholdsvis Stortingsmelding 68 (1980-81) “Vern av norsk natur”, NOU 1980:23 “Naturvern i Norge” og Ot. Prp. Nr. 39 (1986-87) ”Om lov om endringer i lovgivningen vedrørende nemder på kommuneplan og fylkesplan”).

Siden midten av 1970-tallet hadde norske kommuner gradvis bygd opp en viss kompetanse i forhold til viktige deler av miljøvernfeltet. Eksempler på dette var arealdisponering, friluftsliv, innlandsfiske, vannforsyning, avløp og renovasjon. I svært mange kommuner var det imidlertid for svak kompetanse til å ivareta både disse og andre miljøvernoppgaver på en forsvarlig måte (Nøttestad 1999). Miljøverndepartementet hadde ved flere anledninger forgjeves prøvd å få daværende Norske Kommuners Sentralforbund til å engasjere seg i å sørge for bedre erfaringsutveksling mellom kommunene. Det var også et problem at mange miljøvernoppgaver havnet i en gråson mellom ulike kommunale etater. På siste halvdel av 1980-tallet kom miljøvernspørsmålene så sterkt på den politiske dagsorden at behovet for å se nærmere på den kommunale miljøvernforvaltningen ble åpenbar. Norske Kommuners Sentralforbund hadde vært passiv lenge, og departementet ønsket derfor selv å ta et direkte initiativ (Op. cit).

I 1985 starter de første forsøkene med kommunale miljøvernkonsulenter³⁴. Norske Kommuners Sentralforbund så vel som deler av Miljøverndepartementet var i utgangspunktet ikke særlig interessert i slike forsøk (Janssen 1991). Samme år som Verdenskommissjonens rapport ble lagt fram, endret imidlertid departementet – og etter hvert også sentralforbundet – sitt syn, og i 1988 ble MIK-programmet startet. Det at MIK-programmet i noen grad representerte et brudd med den rådende utviklingen innen norsk miljøvernforvaltning underbygges av at det var intern uenighet i

Miljøverndepartementet om riktigheten av å skulle sette av så store statlige ressurser til å bygge opp en lokal miljøvernadministrasjon uten at det var knyttet klarere føringer overfor kommunene³⁵.

MIK-programmet og den etterfølgende MIK-reformen kan imidlertid ikke bare sees på som overføring av makt og myndighet til det lokale forvaltningsnivået. MIK-reformen la også grunnlag for å etablere et statlig målstyringsapparat overfor kommunene på miljøvernområdet. Kommunene fikk mot slutten av 1980-tallet og utover på 1990-tallet en stadig viktigere rolle som iverksetter av statlig miljøpolitikk illustrert ved et økende antall statlige pålegg på miljøområdet og en større bredde i de miljøtema der staten forventer en kommunal innsats. Samtidig har kommunene – i alle fall i prinsippet - fått en økende frihet i å velge hvordan de vil løse statlige pålegg og oppfylle statlige forventninger. Et konkret eksempel i så måte er innenfor avfallssektoren. Kommunene har opplevd økte statlige forventninger til innsats på avfallssektoren, samtidig som staten i mindre grad stiller krav til valg av spesifikke teknologiske løsninger. Innenfor arealplanleggingen ser vi en tilsvarende utvikling der kommunene etter en lovendring i 1986 fikk myndighet til egengodkjenning av kommuneplanens arealplan, samtidig som staten innførte hjemmel til å utforme rikspolitiske retningslinjer som skal inneholde statlige forventninger om innholdet i den kommunale arealplanleggingen for nasjonalt viktige temaer. Dette er i tråd med en generell trend i retning av å legge økende vekt på mål og rammestyring fra statens side (Kjellberg 1980, Kleven 1993). Selv om kommunene får økt frihet i prosessuelle forhold, og dermed i prinsippet økt autonomi, er det rimelig å tolke utviklingen også på en annen måte. Denne utviklingen framstår som et kompromiss der prosessuell frihet kan betraktes som en nødvendighet for å sikre en effektiv iverksettingen av statlig politikk (Bukve 1996).

På starten av 1980-tallet får vi også en oppblomstring av de statlig finansierte nærmiljøforsøkene. Bakgrunnen for forsøkene var knyttet til to utviklingstrekk i offentlig forvaltning: En økende oppmerksomhet omkring medvirkningsaspektet i planlegging på lokalt nivå, og stor vekt på å skape nye arbeidsplasser gjennom lokale initiativ og lokal mobilisering. I den første fasen av nærmiljøforsøkene fra 1981-86 gikk staten inn med stimuleringsmidler på underkommunalt nivå; det vil si til lokale organisasjoner som tok initiativet til og sto ansvarlig for gjennomføring av en rekke enkeltprosjekter i sitt nærmiljø. Temaene for nærmiljøforsøkene gikk ofte langt utenfor det vi tradisjonelt forbinder med natur- og miljøvern, og gjaldt gjerne velferdstiltak og sosiale forhold. Totalt ble det i denne perioden gjennomført 60 forsøk spredt ut over hele landet (Miljøverndepartementet 1994). I det senere arbeidet med nærmiljøforsøk ble ansvaret for det lokale utviklingsarbeidet i langt sterkere grad forsøkt forankret i kommunen, blant annet på bakgrunn av erfaringene fra den første fasen med nærmiljøarbeidet. En heldig kobling mellom offentlige og private ressurser viste seg å kunne utløse en stor og positiv aktivitet, knyttet både til konkrete fysiske tiltak (for eksempel bygging av grendehus, grønttiltak i nærområder og annet) og deltakelse fra befolkningen i kommunalt planarbeid og i kommunal politikk og forvaltning mer generelt (for eksempel

oppretting av grendelag). Nærmiljøforsøkene ble i 1993 videreført gjennom prosjektet “Samvirke mellom offentlige og lokale ressurser” (*SAM-prosjektet*) i 11 kommuner og to fylkeskommuner. Det overordnede målet for SAM-prosjektet var å utvikle og etablere en arena eller en møteplass mellom brukerne og kommuneadministrasjonen, der områdets eller nærmiljøets behov står i sentrum for dialogen. Dette såkalte dialogforum vil bestå av representanter fra de frivillige organisasjonene og fra kommunens ledelse (Op. cit). Norske kommuners erfaringer med nærmiljøarbeid er viktig for hvordan forstå LA21 som utfordring i en norsk kontekst og de faktiske forsøkene på å igangsette LA21-prosesser i Norge.

Utviklingen av det miljøpolitiske *innholdet* i framveksten av en kommunal miljøpolitikk framstår ikke like tydelig som tilfellet er for framveksten av de miljøpolitiske institusjonene og prosessene. Dette skyldes dels at det er gjennomført færre studier som fokuserer nettopp på det miljøpolitiske innholdet, men vel så viktig er at det rent prinsipielt er vanskeligere å beskrive utviklingen av det miljøpolitiske innholdet uten detaljerte og inngående studier. Uttrykksform kan være konkret i form av gjennomførte tiltak, mer generelt i form av politiske mål eller implisitt i form av en mer eller mindre identifiserbar miljøpolitisk forståelse. I min videre framstilling har jeg skilt mellom to nivå det miljøpolitiske innholdet uttrykkes på: et konkret tiltaksrettet nivå og et mer overordnet politikknivå. Det er selvsagt i mange tilfeller nære koblinger mellom et tiltaks- og politikknivå. Historisk har det vært en særlig tett kobling mellom politikk og tiltak nettopp innenfor miljøpolitikken, der den tradisjonelle fysiske planleggingen har oppstått på grunnlag av et behov for bedre å planlegge konkrete infrastrukturtiltak innenfor vannforsyning, avløp, veier og renovasjon.

Fram til begynnelsen på 1980-tallet var miljøpolitikk i liten grad synliggjort som eget politikkområde i kommunene, men likevel var viktige miljøpolitiske spørsmål på dagsorden lokalt. Dette gjaldt i hovedsak spørsmålene om avløp, renovasjon og diskusjon om miljøkonsekvenser av utbyggingstiltak, kanskje særlig spørsmålet om jordvern. Det historiske fundamentet for det tiltaksrettede kommunale miljøvernarbeidet kan knyttes til helsemessige og i noen grad estetiske motiver på 1800-tallet for å få orden på avløp og renovasjon i byer og større tettsteder. Dette perspektivet dominerer til langt inn på 1970-tallet. Siden utslipp fra industrien utelukkende har vært et statlig ansvar i norsk miljøpolitikk, er den kommunale forurensningspolitikken helt opp til i dag lite utviklet i forhold til andre utslippskilder enn kommunalt avløp og kommunal renovasjon. Først på 1980-tallet utvikles det nye tiltaksområder innenfor en bredere anlagt og klarere identifiserbar kommunal miljøpolitikk. I byer og tettsteder begynner diskusjonen om tiltak rettet inn mot forurensingsproblemer fra den stadig økende transporten. Først på begynnelsen av 1990-tallet ser vi imidlertid framveksten av en bredt sammensatt kommunal miljøpolitikk med miljøtiltak iverksatt innenfor hele bredden av kommunale ansvarsområder.

Tabell 11 Et ”todimensjonalt” perspektiv på utviklingen av det miljøpolitiske innholdet knyttet til det kommunale miljøvernet i Norge

Fase	Miljøpolitisk perspektiv
<i>Pre</i> -institusjonsfase (1965-1980-tallet)	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Miljøpolitikk implisitt. ▪ Jordvern sterkt fokusert i sentrale strøk. ▪ Vekt på lokal ressursutnytting i distriktskommunene særlig knyttet til diskusjonen om vasskraftutbygging. ▪ Miljøtiltak i liten grad synliggjort gjennom egen sektor. ▪ Arbeidet med opprydding i avløp og renovasjonssektoren starter.
<i>Tidlig</i> institusjonali-seringsfase (1980-1990-tall)	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Miljøpolitikk synlig i underordnede sektorplaner. ▪ Hovedvekt på vann, avløp og renovasjon. ▪ Noen eksempler på sektorplaner og tiltak innenfor nye lokalt orienterte miljøområder (utmark, friluftsliv, kulturlandskap, lokal forurensning, samordnet transport- og arealplanlegging). ▪ Forsøk med egne kommunale Miljø- og naturressursprogram i MIK-programmet med hovedvekt på beskrivelser av den lokale miljøtilstanden.
<i>Moden</i> institusjonali-seringsfase (seint 1990-tall)	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Miljøpolitikk innarbeidet som overordnet prinsipp i kommuneplanen for enkelte kommuner. ▪ Større miljøpolitisk bredde. ▪ Eksempler på eksplisitt bærekrafttilnærming i den kommunale miljøpolitikken. ▪ Videreføring av sektorvise handlingsplaner på nye delvis globalt orienterte miljøområder (transport, energi, klima, biologisk mangfold).

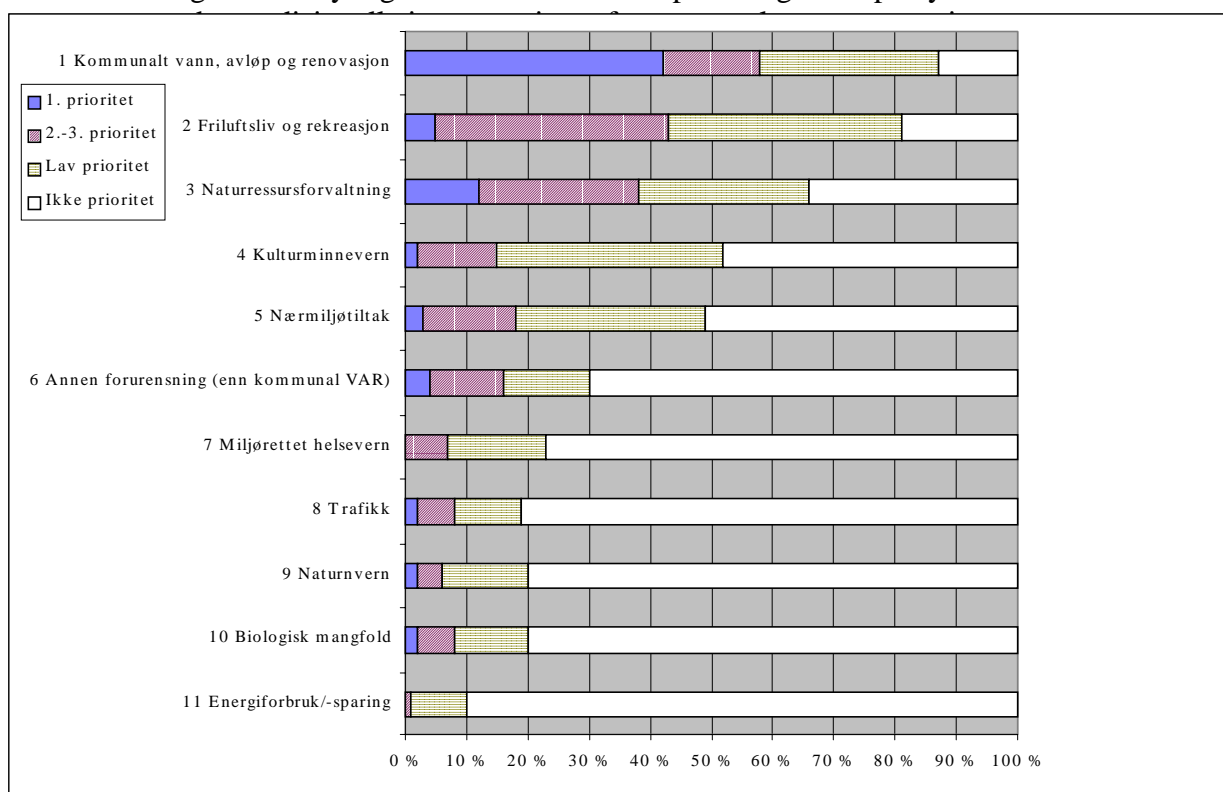
Jordvern har historisk stått sentralt i norsk miljøpolitikk ut fra flere begrunnelser. På et overordnet nivå er det vist til generelle ressurs hensyn og målet om å utnytte fornybare ressurser i størst mulig grad så lenge dette skjer innenfor naturens bæreevne. Jordvernhensyn har også blitt koblet sterkt til fordelingsspørsmål og hensynet til verdens matvaresituasjon, der det blir vist til vår generelle moralske plikt om å sørge for en høyest mulig matvareproduksjon selv om matvaresituasjonen isolert sett i vår del av verden ikke nødvendigvis skulle tilsi at alt jordbruksland skal tas vare på. I den kommunale politikken har også hensynet til næringsinteresser innenfor landbruket vært sterkt framme i debatten³⁶.

Mens vi innenfor jordverndebatten kan finne mange eksempler på en verneorientert miljøpolitikk i både distriktskommuner og enkelte større bykommuner, er det færre eksempler på slike allianser innenfor en annen viktig miljøpolitisk debatt i Norge fra 1960-tallet og langt inn på 1980-tallet: debatten om utnytting av norske vassdrag til vasskraftutbygging. Motstand mot vasskraftutbygging var synlig lokalt, men fikk i liten grad innpass i den kommunale miljøpolitikken mens denne debatten hadde sitt høydepunkt nasjonalt. Dette forholdet viser seg blant annet i lokale og regionale myndigheters ensidig positive holdning til vasskraftutbygging i denne perioden, ofte i sterk konflikt med synspunkter fremmet av miljøbevegelsen.

Nær beslektet med den positive innstillingen til vasskraftutbygging i mange kommuner – særlig i distriktskommuner – finner vi de samme kommuners holdning til statlig naturvern. I forbindelse med prosessene rundt etablering og senere forvaltning av nasjonalparkene oppsto det ofte konflikter mellom ulike forståelser av ”bruk” og ”vern”, der staten og kommunene ofte sto på hver sin side i fortolkningen av begge disse begrepene (Glosvik og Olsen 1996). Lokalt ønsket man styring med både bruk og vern av

ressursgrunnlaget. Det ble opplevd som særlig urimelig i de tilfeller der staten grep inn med verne og innførte restriksjoner på lokal bruk knyttet til jord- og skogbruk, samtidig som det ble åpnet for visse former for utnyttning i de samme eller tilgrensende områder, der utnyttningen i praksis ble styrt utenfra lokalsamfunnet. Konfliktene rundt Hardangervidda nasjonalpark er et illustrerende eksempel i så måte; der blant annet transport i forbindelse med vedlikehold og drift av Den Norske Turistforening sine hytter ble satt opp mot lokalbefolkningens ønske om utbedring av den tradisjonelle ”slepa” til transport i forbindelse med jakt og fiske (Brufbot og Nilsen 1992).

Utover på 1980-tallet begynner en spesifikk kommunal miljøpolitikk i økende grad å bli synlig. Kommuner utvikler planer og tiltak på nye områder



forskjellige arbeidsområder. Det som framgår av figuren er (1) at bare ett tema - “vann, avløp og renovasjon” - er gitt høy prioritet i mer enn 50 prosent av kommunene; (2) at andre tema som i ulik grad kan karakteriseres som utpregede ”lokale” følger på de neste plassene; mens (3) tema som i større grad kan karakteriseres som ”globale” – trafikk, naturvern, biologisk mangfold, og energiforbruk/-sparing – blir rangert sist. Med ”global” mener jeg tema der effekten av tiltak og/eller at årsakene til problemene kan være vanskelig å identifisere lokalt.

Figur 10 Andel kommuner som prioriterer ulike tema innenfor kommunenes arbeid med Miljø- og natyrressursprogrammet (Naustdalslid og Hovik 1994)

Målet om å redusere utslipp fra transport har lenge vært klart uttalt i norsk miljøpolitikk, mens tilslutning om behovet for å redusere transportomfanget har vært mer kontroversielt. Siden første halvdel av 1990-tallet har likevel målet om å legge hensynet til transportreduksjon som en viktig føring for arealplanleggingen fått økende oppslutning. Et slikt hensyn ble også institusjonallisert gjennom vedtaket om rikspolitiske retningslinjer for samordnet areal- og transportplanlegging i 1993 og stortingsmeldingen om planlegging og arealpolitikk fra samme år. Prosjektet Natur- og miljøvennlig tettstedsutvikling (NAMIT) la mye av det kunnskapsmessige fundamentet for utformingen av en planleggingsnorm med vekt på konsentrasjon og mer bevisst husholdning med arealressurser. Både NAMIT-prosjektet og andre studier indikerte at det i de fleste by-regioner i Norge trolig er rom for en vesentlig økt konsentrasjon av utbyggingsmønsteret i forhold til utviklingen så langt uten at dette behøvdde å gi dårligere planløsninger eller skape en økning av arealkonfliktene. Studiene viste også at dersom utbyggingen skjer konsentrert og på arealer som allerede er sterkt preget av tekniske inngrep, behøver det ikke være noen motsetninger mellom ønsket om å redusere transportbehovet og ønsket om å verne verdifulle jordbruks-, natur- eller kulturområder (Næss 1992, 1995).

På slutten av 1990-tallet dukker det opp flere nye miljøtema i den kommunale miljøpolitikken som i større eller mindre grad kan karakteriseres som ”globale”. Sentrale tema i en bærekraftsammenheng som biologisk mangfold, energiforbruk og klimaendringer blir satt på den kommunale dagsorden, i første omgang gjennom formulering av generelle og i og for seg uforpliktende målsettinger. Etter hvert blir likevel målformuleringene fulgt opp gjennom planer og tiltak. Disse prosessene faller sammen i tid med at LA21 etter hvert også settes på dagsorden, og markerer den innholdsmessige siden ved overgangen fra MIK til LA21 som merkelapp for den kommunale miljøpolitikken fram mot utgangen av 1990-tallet.

Hvor langt kom kommune-Norge i MIK-reformen og hva var status for LA21-arbeidet i 1996-97?

Et av de sentrale spørsmålene ved utløpet av MIK-perioden i 1996 var om kommunene hadde valgt å opprettholde stillingen som miljøvernleder. Samlet hadde 89 prosent av kommunene tilsatt miljøvernleder i fast eller midlertidig stilling rundt årsskiftet 1996-97 mens tilsvarende tall i 1994 var 95 prosent. Nærmere analyser viser at små kommuner kom dårligere ut enn landsgjennomsnittet. 75 prosent av alle midlertidige stillinger og 85 prosent av alle kommuner uten stilling faller innenfor kategorien av kommuner med under 5.000 innbyggere. Resultatene for kommuner med et folketall større enn 5.000 innbyggere, viste at dekningsgraden med fast ansettelse øker jevnt fra 85 prosent for kommuner mellom 5.000 og 10.000 til 100 prosent for kommuner med flere enn 30.000 innbyggere (Lafferty et al. 1998). Tilsvarende forhold har vist seg gjennom hele perioden siden MIK-reformen

ble innført i 1991 (Hovik og Johnsen 1994). Vi fant også nokså markerte fylkesvise forskjeller når det gjelder antall kommuner med faste stillinger. I 1994 varierte ansettelsesforholdene fra 57 prosent for Rogaland til 12 prosent for Sogn og Fjordane. Tre år senere var ytrepunktene forskjøvet til 100 prosent dekning for Østfold og 56 prosent for Troms. Kun to fylker i hele landet hadde i 1997 under 60 prosent dekning – Nordland og Troms – og samtlige kommuner uten fast ansettelse i disse fylkene hadde færre enn 5.000 innbyggere. Videre fant vi at andelen kommuner med fast tilsetting hadde økt mest i de tre Vestlandsfylkene i perioden 1994-97.

En nærmere analyse av ansvarsområdet til miljøvernlederne viste at bare 40 prosent av miljøvernlederne arbeider full tid med miljøvernsspørsmål. 20 prosent bruker fra halvparten til hundre prosent av sin tid på miljøvern, mens 40 prosent bruker under halvparten av sin tid på miljøvern - resten av tiden brukes til andre formål. Dette reiser selvsagt spørsmålet om hvor snevert man skal definere "miljøvern". På den ene siden er det grunn til å stille spørsmål om det respondentene definerer som "andre" saker, kanskje likevel er miljøvernsaker – i alle fall i et utvidet bærekraftperspektiv³⁷. Eventuelt kan vi tolke situasjonen slik at miljøvern hensyn faktisk blir integrert i andre sektorer. Men selvsagt er det også mulig å tolke situasjonen som en marginalisering, der kommunene gradvis prioriterer ned miljøvernoppgavene og legger til andre ansvarsoppgaver til miljøvernlederstillingen.

For å få fram et samlet bilde av hvilke faktorer som synes å påvirke valg av tilsettingsform og -grad og tillegging av miljøansvar konstruerte vi en indeks med benevnelsen "MIK-styrke"³⁸. En multivariat analyse viste at det bare var én variabel som er statistisk signifikant i å forklare variasjon i "MIK-styrke": folketetthet. Verken næringsstruktur, sentralitet eller politisk profil ser ut til å ha noen innvirkning på hvordan kommunene har strukturert miljøvernstillingen. Samlet viste vår undersøkelse at kommune-Norge ved årsskiftet 1996-97 i stor grad hadde fulgt oppfordringen om å sikre fast tilsetting av miljøvernlederstillingen, til tross for at ordningen med øremerkede overføringer var opphørt. Dette tyder på en ganske sterk satsing på og oppfølging av MIK-ordningen i reformens avsluttende periode. Fordelingen tyder imidlertid også på relativt store regionale forskjeller, der Nord-Norge og Vestlandet ligger under gjennomsnittet for resten av landet ved reformens avslutning, og en forskjell mellom store og små kommuner der særlig de mindre kyst-kommunene i mindre grad hadde fulgt opp reformen.

I MIK-programmet ønsket staten at kommunene skulle opprette egne hovedutvalg og legge miljøvernleder til rådmannens stab. I Stortingsmeldingen om kommunalt miljøvern fra 1991 endret departementet syn og anbefalte formannskap som miljøvernutvalg. Tidligere undersøkelser viser at kommunene var lydhøre overfor departementets syn både i programperioden og ved starten av reformperioden³⁹, mens våre tall viser en utvikling vekk fra departementets anbefaling med et langt større mangfold i modellvalg ved utgangen av MIK-perioden. Kommunene legger mindre vekt på å knytte miljøvernarbeidet til den sentrale ledelsen og økt vekt på

sektororienterte modeller. Andelen kommuner med formannskap eller kommunestyre som miljøvernvalg var redusert fra 72 prosent i 1994 til 49 prosent i 1996-97. Tilsvarende var andelen kommuner med miljøvernleder knyttet til rådmannens stab redusert fra 90 til 61 prosent.

Det er viktig å se denne utviklingen i lys av endringen i kommuneloven i 1992, som i prinsippet stiller kommunene helt fritt i å velge organisasjonsmodell. Lovendringen markerte starten på en ny "omorganiseringsbølge" i kommunene, som også ser ut til å ha gitt utslag på miljøområdet. Det mest synlige utslaget var at kommunestyret har dukket opp som "miljøvernvalg". I 1990 og 1994 var det ingen kommuner som hadde definert kommunestyret som miljøvernvalg, mens andelen i 1996-97 var 16 prosent. Ut over dette er det vanskelig å gi en entydig tolking av den "nye" situasjonen ved utgangen av MIK-perioden. På den ene siden kan vi tolke "kommunaliseringen" som en positiv utvikling, der miljøvernet nå endelig blir integrert i den kommunale organisasjonene og ikke lenger opptrer som en ren tilpasning til statlige anbefalinger – og dermed også til en viss grad "utenpå" den kommunale organisasjonen. På den andre siden er det mulig å tolke utviklingen i en noe mer negativ retning. Det kan virke som om miljøvernet har fått svekket sin samordningsfunksjon, og at det er en økt vektlegging av de mer driftspregede oppgavene og mulighetene for å kombinere miljøvern med andre driftsoppgaver. Det å definere kommunestyret som miljøvernvalg kan også tolkes som en form for usynliggjøring av miljøvernet. Kommunestyret har et overordnet ansvar for all politikktutforming i kommunen, og konsekvensene av at miljøvern blir lagt til kommunestyret kan i realiteten være at kommunen ikke har noe miljøvernvalg – eller for å omskrive et kjent utsagn opprinnelig knyttet til hva planlegging "er" og "ikke er": Hvis miljøvernet legges dit alt ansvar er, kanskje er det intet ansvar. Det kan argumenteres for at det er viktig å ha et utvalg som føler et spesielt ansvar for å fremme miljøhensyn, og derfor kan rendyrke miljøargumentene. I den grad miljøvern defineres som et sektor- eller delansvar, vil miljøvern oftest bare framtre som implisitt vektlagt i et utvalg – eller kommunestyre - som opplever seg selv å måtte ta bredere hensyn.

Helt siden starten av MIK-programmet har både Miljøverndepartementet og KS fokusert på viktigheten av å integrere miljøvern i den ordinære kommunale planleggingen. Evalueringen av MIK-programmet viste at det var svake koplinger mellom miljøvernplanleggingen og kommuneplanleggingen (Hovik og Johnsen 1994). Våre tall antyder at denne situasjonen har endret seg, og at miljøvernet - i alle fall ut fra kommunenes egne vurderinger - er i ferd med å bli integrert i den ordinære planleggingen. Fortsatt står egne miljøhandlingsplaner sentralt. 71 prosent har vedtatt eller oppgir at slikt planarbeid er igangsatt, mens 29 prosent oppgir at en slik plan ikke vil bli laget. Siden 1993 er andelen kommuner med vedtatte handlingsplaner for miljøvern med enn fordoblet fra 20 til 42 prosent. 40 prosent av handlingsplanene blir videre oppgitt å være formelt forankret i plan- og bygningsloven, noe som viser en positiv utvikling i retning av økt formell status for miljøvernplanleggingen i kommunene.

Videre oppgir 89 prosent av kommunene at miljøvern hensyn er integrert i annen planlegging.

Samlet viser dette at vi har to hovedmodeller når det gjelder iverksetting av den kommunale miljøpolitikken:

1. Sektorisering og drift: vekt på gjennomføring av konkrete tiltak innenfor en egen miljøvernetat, og tilsvarende mindre vekt på integrering av miljøhensyn i den sektorovergrepene og overordnede planleggingen.
2. Samordning og styring: vekt på overordnet planlegging, samordning og styring av andre etaters miljøinnsats.

Det kan argumenteres for å knytte henholdsvis “svak” og “sterk” miljøpolitikk til de to modellene, men det behøver ikke være slik. Vekt på overordnet samordning og styring kan medføre at det blir med det – altså at den faktiske iverksettingen ikke skjer. Motsatt kan man òg tenke seg at manglende overordnet styring ikke er til hinder for en stor innsats på det praktiske plan. Det er likevel nærliggende å anta at modellen jeg har gitt betegnelsen ”samordning og styring” i utgangspunktet gir bedre forutsetninger for å gjennomføre en lokal Agenda 21 med dens vekt på samordnet og tverrsektoriell planlegging, og behovet for strukturelle endringer som synes å være nødvendig for å oppnå en bærekraftig utvikling.

Spørreundersøkelsen vår inneholdt også spørsmål om LA21, noe de tidligere nasjonale spørreundersøkelsen ikke hadde med. I 1995 utga prosjekt Alternativ Framtid i samarbeid med Stiftelsen Idébanken en rapport som konkluderte med at ingen norske kommuner arbeidet med LA21 (Hille et al 1995). Miljøverndepartementets rapport til FNs spesialsesjon for oppfølging av Agenda 21 sommeren 1997 peker på den ene siden at MIK-reformen bør vurderes som ”første generasjon av LA21”, samtidig som det rapporteres at ”60-70 kommuner og 4-5 fylker arbeider med LA21-konseptet” (gjengitt i Lafferty and Eckerberg 1997, s. 302-303). En spørreundersøkelse gjennomført av ICLEI for FNs Kommissjon for bærekraftig utvikling (CSD) rapporterte at så mye som 415 av 435 kommuner arbeidet med LA21-tiltak (Op. cit, s. 269-275). Med så store sprik i vurderingen av LA21-innsatsen i Norge var det interessant for første gang i Norge å få fram relativt presise tall på hva kommunene selv mente om sitt LA21-arbeide. Våre tall viste at mens 91 prosent av kommunene oppga å ha fått informasjon om LA21, var det bare 17 prosent (62 av 372 kommuner) som oppga at LA21 var drøftet politisk. Bare fem prosent (20 av 356 kommuner) oppgir at de faktisk har vedtatt å starte arbeidet med LA21. Utfordringen om å legge om fra MIK til LA21 synes derfor ut fra kommunenes egne vurderinger i liten grad å ha være påbegynt ved utgangen av MIK-perioden. Våre tall skiller seg ikke veldig fra Miljøverndepartementets nasjonale rapportering til CSD. Den dramatiske forskjellene mellom våre tall og tallene fra ICLEI er imidlertid påtagelig, og kan bare forklares ved at man i ICLEI har godtatt MIK-reformen som et fullgodt svar på oppfordringen om å igangsette lokale Agenda 21-prosesser. Det interessante med dette er imidlertid at en slik aksept strider mot ICLEI sine egne kriterier for nettopp å skille LA21 fra eksisterende og ”tradisjonelle” miljøverninitiativ⁴⁰.

Hindringsprosjektet⁴¹

Bakgrunn

Norge har vært sentral i arbeidet med å plassere en produkt- og forbruksorientert miljøpolitikk på den internasjonale dagsorden, først og fremst gjennom arbeidet med oppfølging av Agenda 21 i regi av FNs kommisjon for bærekraftig utvikling (UNCSD). I denne prosessen ble den produkt- og forbruksorienterte miljøpolitikken knyttet til begrepet "bærekraftig forbruk" – etter hvert utvidet til "bærekraftig produksjon og forbruk". Som en start på denne prosessen var Norge i 1994 vertskap for den første internasjonale konferansen med representasjon fra ledende politisk hold der dette temaet ble satt på dagsorden. På nasjonalt plan ble det igangsatt flere tiltak som del av den samme prosessen. Høsten 1995 inviterte Statens forurensingstilsyn (SFT) et femtitalls norske kommuner til å søke om deltakelse i et pilotprosjekt med tittelen "Bærekraftige lokalsamfunn" (BLS). Det overordnede målet med prosjektet var gjennom forsøksvirksomhet i et antall kommuner å bidra til å konkretisere innholdet i begrepet bærekraftig produksjon og forbruk (SFT 1996, s. 6). 26 kommuner svarte på invitasjonen og syv fikk tilbud om å delta. Prosjektet startet vinteren 1995/96 og ble avsluttet våren 1999. Det ble igangsatt over 100 ulike delprosjekter i kommunene (Aall et al. 1998).

Det var ført opp fem suksesskriterier for prosjektet "Bærekraftige lokalsamfunn" (SFT 1996):

1. Ha igangsatt flere tiltak som reduserer belastningen på de mest kritiske ressurser og miljøkvaliteter, og som egner seg til gjennomføring i andre kommuner.
2. Ha oppnådd varig samarbeid om bærekraftsspørsmål og -tiltak mellom ulike aktører i kommunen, for eksempel familier, lokalt næringsliv, frivillige organisasjoner, offentlig virksomhet.
3. Ha identifisert viktige hindringer i sentral og lokal virkemiddelbruk.
4. Ha bidratt med løpende informasjon om erfaringer fra prosjektet til andre kommuner.
5. Ha bidratt til økt kunnskapsnivå om sammenhengen mellom aktiviteter og miljøkvalitet og ressursbruk hos alle involverte aktører i prosjektet.

Høsten 1997 ba SFT Vestlandsforskning om å gjennomføre en devaluering av prosjektet "Bærekraftige lokalsamfunn" rettet inn mot det *tredje* suksesskriteriet gjengitt over. Vårt prosjekt fikk tittelen "Kartlegging av hindringer for å oppnå et bærekraftig lokalsamfunn"; i det videre bare kalt "Hindringsprosjektet".

Metodevalg

Det overordnede målet for Hindringsprosjektet var todelt, og omfatter både kartlegging av hindringer og drøfting av hvordan disse kan møtes (Aall et al 1998):

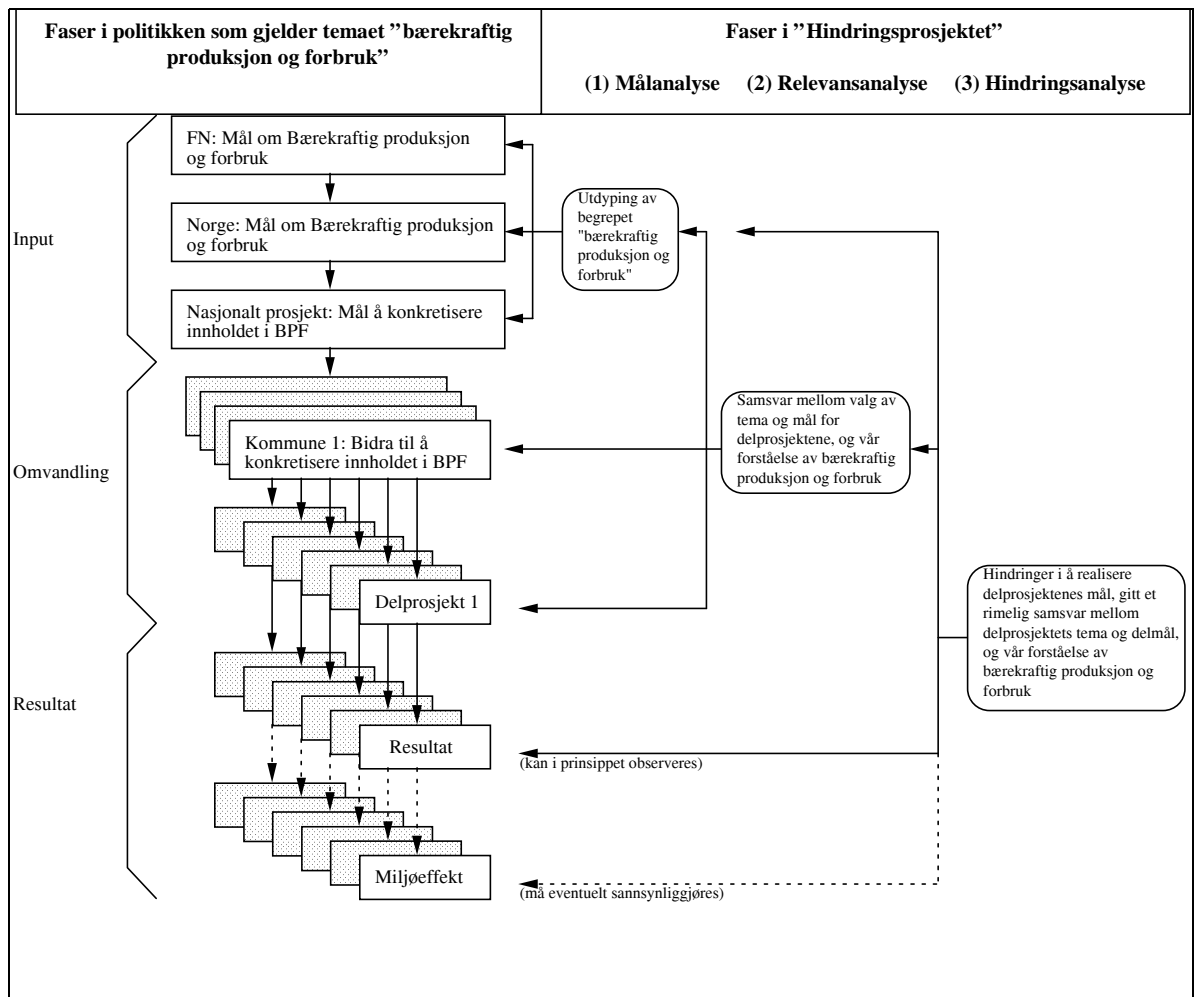
- Identifisere og drøfte viktige hindringer i sentral og lokal virkemiddelbruk i arbeidet med å legge om til en mer bærekraftig produksjon og forbruk lokalt
- Skissere praktiske alternative løsninger og tiltak for å imøtegå hindringene identifisert i prosjektet.

Fra starten av ble det klart for oss at oppdraget om å identifisere, kartlegge og analysere hindringer var en stor utfordring, teoretisk såvel som empirisk. Oppgaven kan formuleres på følgende måte: Gitt at en bestemt virksomhet (SFT); har etablert (eller blitt pålagt) klare mål for endring (“bærekraftig produksjon og forbruk”); og videre har igangsatt bestemte virkemidler for å realisere målet (BLS-prosjektet); som igjen forutsetter et samarbeid (med kommunene); om iverksetting av tiltaket (gjennom bruk av ulike virkemidler innenfor hvert delprosjekt); men der kommunene selvfølgelig møter diverse problemer og vanskeligheter underveis (hindringer); hvordan kan forskning bidra til både en klarere forståelse av hele prosessen og en bedre, mer effektiv, realisering av målet? Oppgaven krever både en analytisk klargjøring og en empirisk konstatering av hindringer, der begge oppgaver må gjennomføres interaktivt. Man kan ikke identifisere hindringer uten å relatere dem til prosjektets iboende logikk; og man kan ikke rekonstruere programmets logikk uten å vise til konkrete aktører, virkemidler og data. For å fange opp de ulike leddene i denne logiske ”kjeden” splittet vi opp vår opprinnelige todelt overordnede problemstilling i seks *førende problemstillinger*:

1. Hvordan forstå bærekraftig produksjon og forbruk ut fra Verdenskommisjonens rapport, Agenda 21 og oppfølgingsarbeidet i regi av FN?
2. Hvordan forstår kommunene bærekraftig produksjon og forbruk?
3. Hvilke delprosjekt har kommunene satt i gang, og hvordan gjenspeiler sammensetningen prosjektets mål og verdier?
4. Hvilke hindringer oppgir kommunene i arbeidet med å realisere målet om en bærekraftig produksjon og forbruk mer allment, og spesielt i forhold til realisering av målene i hvert enkelt delprosjekt?
5. Hvordan tolke (4) sett i lys av hvordan (3) og (2) forholder seg til (1)?
6. Hvordan kan man omgå hindringene i arbeidet for en bærekraftig produksjon og forbruk?

Evert Vedung (1991) anbefaler å bruke intervensjonsteori som utgangspunkt for evaluering av offentlig politikk og programarbeid⁴². Vedung skiller mellom tre hovedfaser i offentlig politikk eller programarbeid: input, omvandling og resultat. På grunnlag av denne inndelingen identifiserte vi tre sentrale analyser i prosjektet (jfr Figur 11): (1) En prinsipiell målanalyse eller fastlegging av det Vedung betegner som intervensjonsfeltet; (2) En

relevansanalyse av hvorvidt valg av tema i delprosjektene faller innenfor intervensjonsfeltet, og til sist; (3) En hindringsanalyse med kartleggingen av hindringer og drøfting av hvordan omgå de samme hindringene.



Figur 11 Intervensjonsteori anvendt som analysemodell for "Hindringsprosjektet"

Studiet ble lagt opp som et "embedded multiple-case design" basert på Yin (1984). Kommunen er "caset", og vi observerte flere kommuner. Enheten for studiet har vært på tre nivå - hovedprosjekt, kommuneprojekt og delprosjekt – med hovedoppmerksomheten mot det Maaløe (1996, s. 70) betegner som "enkelte i virksomheden indlejrede mini-cases" (delprosjektnivået). Dette er i følge Yin (1984) den mest krevende formen for case-design. For å kunne foreta en forsvarlig evaluering av forholdet mellom de overordnede mål og verdier i prosjektet og sammensetningen av de kommunale "prosjektpakkene", måtte vi velge metoder som ga oss innsikt i både bredde og dybde. Vi måtte på den ene siden få et så godt bilde som mulig av variasjonen blant de mange delprosjektene, samtidig som vi måtte grave dypere i hvordan prosjektene faktisk fungerer. En helhetlig og objektiv vurdering av sammensetningen i hver kommune forutsetter større innsikt enn det man får ved å lese prosjektbeskrivelser og rapporter; samtidig som vi ikke hadde mulighet til å foreta grundige analyser av samtlige delprosjekter. Vi benyttet oss derfor - i tråd med anbefalingene i

Yin (1984) - av mange og delvis overlappende kilder for innsamling av data. Til hver av de tre analytiske operasjonene illustrert i *Figur 11* benyttet vi ulike teknikker for datainnsamling (jfr Tabell 12).

Tabell 12 Innsamling av data for vurdering av tematisk relevans og kartlegging av hindringer

Prosjektnivå	"Breddestudie"	"Dybdestudie"
Hovedprosjekt	<ul style="list-style-type: none"> • ustrukturerte samtaler med prosjektledelsen i SFT • tekstanalyse av sentrale dokumenter fra prosjektet 	-
Kommuneprosjektet	<ul style="list-style-type: none"> • tekstanalyse av kommunale miljøpolitiske styringsdokumenter (kommuneplaner, miljøvernplaner osv) • tekstanalyse av BLS-prosjektets dokumenter (prosjektplaner oa) • semistrukturerte gruppeintervju med prosjektledelsen i kommunene 	-
Delprosjekt	<ul style="list-style-type: none"> • gjennomgang av de kvartalsvise månedsrapportene utarbeidet av kommunene • strukturerte telefonintervju av delprosjektansvarlige 	<ul style="list-style-type: none"> • tekstanalyse av prosjektdokumenter (rapporter oa) i et utvalg delprosjekter • semistrukturerte intervju med et mindre utvalg sentrale informanter i et utvalg delprosjekter

Kartlegging av hindringer i virkemiddelbruk faller innenfor rammene av den klassiske forståelsen av *implementeringsproblemet*, der vekten legges på to sentrale interne dimensjoner i all form for programvirksomhet: *mål* og *virkemidler*.

Målanalysen og fastlegging av intervensjonsfeltet var gjennomført som en tekstanalyse av Verdenskommisjonens rapport, Agenda 21 og dokumenter produsert innenfor CSD-prosessen med tilknytning til begrepet "bærekraftig produksjon og forbruk". Vi søkte på to nivå når vi skulle forsøke å finne fram til hvordan kommunene tolket og oversatte begrepet bærekraftig produksjon og forbruk: På et kommunalt nivå og delprosjektnivå. Vi konfronterte vår oppfatning av bærekraftig produksjon og forbruk med den miljøpolitiske forståelse som kommer til uttrykk i den gjeldende kommunale miljøvernpolitikken, og i de kommunale prosjektplanene. I den grad kommunen hadde en miljøvernplan var denne i alle tilfeller produsert uavhengig av og før BLS-prosjektet. Vi undersøkte om kommunen på et overordnet og generelt nivå kunne sies å ha fanget opp viktige sider ved bærekraftig produksjon og forbruk til forskjell fra et mer "tradisjonelt" natur- og miljøvernperspektiv. Informasjon som genereres av slike spørsmål er ikke bare interessant i seg selv, men bidrar til å fastsette rammen for den videre analyse og tolkning. Muligheten til å si noe fornuftig om både suksesser og hindringer avhenger i stor grad av meningskonteksten for tiltakene. Størrelsen på en hindring står i direkte forhold til ambisjonsnivået for prestasjonen, og forskjellen mellom tiltak for bedre miljøvern og tiltak

for bærekraftig produksjon og forbruk kan være ganske betydningsfull. På *delprosjektnivå* forsøkte vi så å analysere i hvilken grad praksis samsvarte med den forståelsen av bærekraftig produksjon og forbruk kommunene selv ga uttrykk for i sine prosjektplaner. Vi vurderte om det var rimelig å påstå at de gjennomførte delprosjektene kunne sies å være orientert mot bærekraftig produksjon og forbruk, eller om vi hadde å gjøre med mer ”tradisjonelt” natur- og miljøvernarbeid.

Den mest omfattende datainnsamlingen ble gjort på delprosjektnivået gjennom en bredde- og dybdestudie. *Breddestudiet* ble gjort gjennom en telefonundersøkelse i perioden februar - mars 1998. Hensikten var å intervju samtlige prosjektansvarlige om grunnleggende forhold i deres respektive delprosjekt. Intervjuingen ble foretatt med utgangspunkt i et strukturert spørreskjema. Det ble på denne måten gjennomført om lag 60 av om lag 100 mulige intervjuer. Frafallet skyldes enten utilstrekkelig informasjon om delprosjekts status ved utgangspunktet (det vil si at delprosjektet enten ikke hadde kommet skikkelig igang, hadde blitt avsluttet, eller innlemmet i et annet tiltak); eller problemer i å oppnå kontakt med den oppsatte prosjektansvarlige. Dataene fra undersøkelsen ble brukt både kvantitativt og kvalitativt i analysen.

I dialog med SFT – og på grunnlag av data fra breddeundersøkelsen – valgte vi ut ni delprosjekt for nærmere datainnsamling gjennom oppsøkende *dybdeundersøkelse*. Med utgangspunkt i en felles intervjuguide ble det gjennomført intervjuer med 2-4 nøkkelinformanter i hvert delprosjekt. Kriteriene for valg av delprosjekt var i prioritert rekkefølge at delprosjektet: (1) Kunne vise til ”tydelige” hindringer; (2) At valg av tema i utgangspunktet kunne knyttes til realisering av målet om en bærekraftig produksjon og forbruk; (3) At delprosjektet ga inntrykk av å være godt integrert i den øvrige kommunale virksomheten; (4) At det var lagt vekt på medvirkning i gjennomføringen av delprosjektet; og (5) At delprosjektet ga inntrykk av å være ”robust”. Det siste kriteriet gjaldt som en begrunnelse for å bruke ytterligere ressurser på innsamling av data ut over det som alt var gjort gjennom telefonintervjuet⁴³.

I forbindelse med en prosjektsamling for prosjektkommunene i Florø 6.-8. mai 1998 gjennomførte vi et *gruppeintervju* av prosjektleder og prosjektansvarlig i hver av prosjektkommunene (i alt 11 personer⁴⁴). I gruppeintervjuet ble det stilt tre hovedspørsmål:

- Er det noe som skiller dette prosjektarbeidet fra den form for miljøvernarbeid dere holdt på med tidligere og det andre kommuner driver med på miljøvernområdet? I tilfelle ja; hva er forskjellen?
- Hvilke råd ville du gi til andre kommuner som ønsker å starte arbeidet med bærekraftig produksjon og forbruk? Bør det være ulike modeller for ulike kommunetyper?
- Hvordan bør en samlet politikk for bærekraftig produksjon og forbruk legges opp? Hvordan få til spranget fra å sette temaet bærekraftig

produksjon og forbruk på dagsorden til reelt å få til en mer bærekraftig produksjon og forbruk?

Gjennom bredde- og dybdestudiene av delprosjektene hadde vi i hovedsak vært i kontakt med ulike delprosjektmedarbeidere i kommunene. Ved å gjennomføre et gruppeintervju av prosjektleder og prosjektansvarlig i kommunene ønsket vi å styrke datagrunnlaget omkring den kommunalpolitiske rammen prosjektet og de ulike delprosjektene inngikk i. Videre ønsket vi å innhente synspunkter på spørsmålet om hindringer og hvordan omgå de samme hindringene fra personer som satt mer sentralt i kommunen enn de enkelte delprosjektansvarlige.

Metodekritikk

Vi måtte i stor grad selv utvikle en formålstjenlig metode i prosjektet. Det ligger selvsagt et faremoment her, fordi metodeutvikling er en meget krevende prosess, og fordi vi ikke hadde noen mulighet til å ”teste” metoden før vi tok den i bruk. Faren er derfor til stede at vi ikke maktet oppgaven å utvikle en god nok metode, og at resultatet derfor ble dårlig, eller i beste fall vanskelig tolkbart. I noen grad opplevde vi også en slik situasjon. Vi fikk samlet inn en stor mengde data og vi hadde problemer med å sammenfatte og tolke dataene på en enkel og klar måte, noe det store sidetallet på rapportene fra prosjektet også antyder (hovedrapporten på 200 sider, dokumentasjonsrapporten på 140 sider).

De to nøkkelbegrepene i Hindringsprosjektet ”bærekraftig produksjon og forbruk” og ”hindringer” er for mange abstrakte og relativt ukjente begrep. Dette erfarte vi når vi intervjuet folk i kommunene. Vi tok det i utgangspunktet for gitt at de fleste ideer, verdier og tiltak knyttet til disse begrepene var kjent blant deltakerne i BLS-prosjektet. Kommunene var blitt utvalgt på basis av egen interesse i problemområdet (via søknad), og deretter ”klarert” i tett dialog med SFT med hensyn til de overordnede mål SFT har hatt for igangsetting av prosjektet. Videre hadde det foregått en nokså intens ”skolering” av prosjektkommunene i prosjektets problemstillinger og perspektiver via fellesmøter, og en meget målrettet formidling fra prosjektledelsen sentralt. Like fullt opplevde vi at våre informanter hadde problemer med å skille for eksempel ”bærekraftig produksjon og forbruk” fra begreper som ”bærekraftig utvikling” eller enda ”miljøvern”. Vi prøvde å rette på disse forholdene ved å formidle våre oppfatninger av disse begrepene og ved å stille de samme spørsmålene på flere ulike måter. Faren med dette igjen er naturligvis at vi påvirker informantenes svar.

Det var også høyst ulikt hva folk la i begrepet ”hindringer”. Vi tok utgangspunkt i informantenes egne ”intuitive” forståelse av begrepet: En ”hindring” er noe som de prosjektansvarlige opplever som vanskelig eller problematisk i realisering av delprosjektets mål. En slik forståelse kommer klart til uttrykk i den såkalte ”midtveisrapporten” sammenstilt av SFT (1996) på grunnlag av rapporter fra kommunene om egne erfaringer midtveis i BLS-prosjektet. Her listes det opp hindringer i form av utsagn fra kommunene, som er en ”lett blanding” av enkle og mer grunnleggende og

strukturelt betingede hindringer⁴⁵. Vår utfordring var å ”raffinere” utsagnene og plassere dem inn i et metodisk konsistent begrepsapparat. Faren ligger selvsagt i at vi da fordreier det opprinnelige budskapet og legger inn egne og urimelige fortolkninger.

I prosjektet erfarte vi både at vår typologi fungerte under datainnsamlingen og at våre informanter kjente seg igjen i den virkelighetsbeskrivelsen vi fikk fram. Vi opplevde likevel et formidlingsproblem når vi la fram resultatene for oppdragsgiveren – Statens forurensingstilsyn – og andre kommuner enn de som hadde deltatt i prosjektet, ved at resultatene ble oppfattet å være for abstrakte. De opplevde det også vanskelig å se hvordan resultatene kunne brukes som et innspill til endringer i miljøvernpolitikken. En mulig vei å gå videre kan være å klargjøre koblingen mellom våre kategorier av hindringer og kjente kategorier av virkemidler, for dermed å få fram klarere muligheter og begrensninger i å omgå de samme hindringene.

Det var vanskelig å få fram relevansen de ulike delprosjektene hadde til begrepet ”bærekraftig produksjon og forbruk”. Dette skyldes dels at begrepet er vanskelig å operasjonalisere, dels at delprosjektene ofte var sammensatte og vanskelig å karakterisere. Dette problemet viste seg særlig i vårt forsøk på en kvantitativ behandling av dataene fra breddestudiet av delprosjektene. Det framsto ikke alltid klart hva prosjekter med titler som ”Samarbeid i nærmiljøet” (Fredrikstad), ”Industrien presenterer sitt miljøarbeid” (Fredrikstad), ”Visjonsarbeid” (Røros) og ”Jern-Henrik- miljø i en sosial sammenheng” (Steigen) faktisk innebar av konkrete aktiviteter, og hva disse eventuelt hadde å gjøre med målsettingen om bærekraftig produksjon og forbruk.

Hindringsprosjektet skiller seg fra de øvrige prosjektene som inngår i mitt doktorgradsarbeid ved at det nettopp er ”hindringsorientert” til forskjell fra de tre første prosjektene som bærer preg av å være ”mulighetsorientert”. Selv om det ligger et element av ”mulighetsorientering” også i Hindringsprosjektet, ved at prosjektet også skulle drøfte muligheter til å omgå hindringer, var prosjektet totalt sett hovedsakelig rettet inn mot de begrensninger kommunene opplever i miljøpolitikken. Dette var også noe av svakheten med prosjektet sett fra oppdragsgivers side; nemlig at vi som forskere ikke kom fram til klarere anbefalinger om hva lokale og statlige myndigheter kan gjøre for å omgå de identifiserte hindringene. Det var to årsaker til at vi som forskere var tilbakeholden med å komme med for konkrete anvisninger på dette området. For det første var det et spørsmål om *politikk*. Gjennom vårt forsøk på å utvikle en egen metodikk for kartlegging av hindringer søkte vi bevisst å få fram hindringer knyttet til målkonflikter. I de fleste tilfeller er løsningen på denne typen hindringer faglig sett både enkel og åpenbar, men samtidig også ofte politisk kontroversiell. Det er for eksempel liten faglig uenighet om at økte energipriser på fossil energi alle andre faktorer lik vil styrke betingelsene for økt bruk av alternative og ”ikke-fossile” energikilder. Samtidig er dette et kontroversielt politisk spørsmål.

Den andre årsaken kan også i realiteten være politisk, men knytter seg i første omgang til spørsmålet om *usikkerhet*. Det våre undersøkelser *ikke*

kunne si noe generelt om, var hvorvidt en omgåelse av identifiserte hindringene bare vil lede inn i tyngre og mer alvorlige hindringer. Hva skjer for eksempel hvis man lokalt overviner den tilsynelatende trivielle hindringen det er å få folk til å sette av nok tid til å delta i Grønne Familieprosjektene? Erfaringer fra det å trekke befolkningen inn i kommunal planlegging viser at kommunen da lett blir stilt overfor krav man ikke klarer å innfri. Tilsvarende kan man spekulere over hva som ville skje hvis regjeringen foreslo å øke prisen på fossil energi gjennom bruk av avgifter. Ville kommunene virkelig støtte en slik politikk, slik man kan få inntrykk av i dette prosjektet? Det er rimelig å forvente at innenfor et såpass krevende politikkområde som bærekraftig produksjon og forbruk, vil man ofte erfare å ”gå seg fast”. Etter først å ha omgått de synlige og ”trivielle” hindringene, vil man i mange tilfeller risikere stadig å avdekke nye og mer alvorlige hindringer inntil man til slutt møter en hindring som ikke lar seg omgå uten store samfunnsendringer. Det er derfor vanskelig å komme med for klare anbefalinger om hvordan konkret løse opp de identifiserte hindringene; i alle fall uten å klargjøre ens egne politiske preferanser som fagperson.

Drøfting av begrepet bærekraftig produksjon og forbruk

Prosjektets første problemstilling gjaldt hvordan man kan forstå begrepet bærekraftig produksjon og forbruk ut fra Verdenskommisjonens rapport, Agenda 21 og oppfølgingsarbeidet i regi av FN. Vi kan skille mellom tre faser i den internasjonale debatten som gjelder hvordan forstå dette begrepet: (1) Debatten før Verdenskommisjons rapport og Agenda 21. (2) Debatten som finner sted i Verdenskommisjonens rapport og Agenda 21. (3) Debatten i etterkant av UNCED.

Debatten omkring innholdet i begrepet bærekraftig produksjon og forbruk kan knyttes til beslektede debatter på 1960-, 1970- og 1980-tallet. På 1960-tallet startet debatten omkring matvaretilgang som begrensende faktor på befolkningsøkningen, med viktige forfattere som Paul Ehrlich (*The population bomb*, 1968), Gerret Hardin (*The Tragedy of the Commons*, 1968) og Georg Borgström (*The Hunger Planet*, 1967). På 1970-tallet ble debatten utvidet til å omfatte alle former for naturressurser. De to klassiske bidrag til en bredere debatt om begrensninger i ressurstilgangen, som begge kom ut i 1972, var *Limits to Growth* og *The Ecologist's Blueprint for Survival*. Vi fikk samtidig viktige teoretiske bidrag fra Georgescu-Roegen (1971) og Mishan (1977). Sentralt i disse arbeidene var kritikk av idéen om fortsatt økonomisk vekst som bærende element i samfunnsutviklingen. De teoretiske perspektivene til Georgescu-Roegen og Mishan ble videreutviklet på 1980-tallet innenfor et nytt fagfelt som etter hvert fikk betegnelsen ”økologisk økonomi”, først og fremst av den amerikanske økonomen Herman H. Daly. Han skiller mellom volum, fordeling og allokering av produksjon og forbruk (Daly 1992). Volumproblemet omtales gjerne som ”the issue of scale”, og ifølge Daly finnes det et ”riktig” volum for økonomien bestemt av økosystemets tålegrense på uttaks- og resipientensiden. Denne grensen kan angis som en fysisk størrelse. Daly framfører en rekke argumenter for at den globale økonomien allerede er for stor. Det

internasjonale klimapanelets anbefalinger om en global reduksjon av CO₂-utslippene tjener som en slik begrunnelse. Daly argumenterer for at spørsmålet om *volum* må fastsettes ut fra vurderinger av den økologiske bærekraften, mens *fordeling* må fastsettes ut fra en normativ vurdering av rettferdighet.

Mot slutten av 1980-tallet dukket det opp en ny form for forbrukerorientert miljøpolitisk bevegelse som etter hvert fikk den noe odiøse betegnelsen ”green consumerism”. Den britiske bestselgerboka ”The Green Consumer Guide” fra 1988 markerer en internasjonal start på denne bevegelsen, der fokus hovedsakelig rettes mot endring av *sammensetningen* av forbruket, og med forbrukeren som pådriver i en slik utvikling. Informasjon og rettleiding av forbrukeren til å velge mest mulig ”miljøvennlige” varer innen en gitt produktkategori er den sentrale strategien innenfor denne bevegelsen. Det er ikke bare blant forbrukere - forstått som enkeltindivider eller husholdninger - at denne bevegelsen gir seg utslag; vi finner denne strategien også innen næringsliv og offentlig forvaltning. Det ”grønne forbruket” kan tolkes som et konkret uttrykk for idéen om bærekraftig økonomisk *vekst*, og framstår slik som en klar motsats til den standpunkt som var fremmet i debatten så langt. ”Green consumerism” bygger på antagelsen om å substituere miljøbelastende varer og tjenester med såkalte miljøvennlige varer og tjenester. Det bygger også på idéen om forbrukerens (individer eller organisasjoner) frie valg på et fritt marked. Hvis forbrukere får rett informasjon om varers og tjenesters miljøbelastning vil markedet, via forbrukerpress, snu i en mindre miljøbelastende retning. Man har stor tillit til den teknologiske utvikling, til markedets dreining mot ”miljøvennlige” produkter og tjenester og til folkets evne og mulighet til å endre livsstil. Tendensen er her at en ”miljøprofil” tilpasses det eksisterende samfunnets strukturer. Man stiller seg ukritisk til forbrukets omfang og skjeve fordeling, med andre ord ukritisk til den økonomiske vekstideologien. Samfunnskritiske element uteblir fordi man ikke ser samfunnsstrukturelle forhold som årsaker til miljøproblemene. Innenfor denne retning ses altså ikke forbruksmengden som et miljøproblem (Nynäs 1994).

Verdenskommisjonens rapport fra 1987 har bare i begrenset grad fanget opp et genuint forbrukerperspektiv; det er fortsatt den produksjonsrettede miljøproblematikken som står i fokus (Lafferty og Langhelle 1995, Høyer 1997, Aall et al. 1998). Det er miljøbelastning knyttet til produksjonsprosesser som problematiseres, og anbefalinger om løsninger rettes også i stor grad inn mot de samme produksjonsprosessene. Tiltakene blir rettet mot inputfasen (reduisert ressursbruk) og slutfasen (reduisert avfallsproduksjon), mens den mellomliggende fasen – forbruket – i mindre grad får oppmerksomhet. Rapporten fanger heller ikke opp 60- og 70-tallets kritikk av målet om økonomisk vekst (Høyer og Aall 1997). Tvert i mot angir rapporten behovet for økonomisk vekst for å løse miljø- og utviklingsproblemene (Verdenskommisjonen 1987, s. 72). Rapporten foreskriver en årlig økning i brutto nasjonalinntekten på ca. 5 prosent i utviklingslandene i Asia, 5.5 prosent i Latin-Amerika og 6 prosent i Afrika og Vest-Asia. Rapporten anser videre en årlig vekst på 3-4 prosent i

industrielandene å kunne være miljømessig bærekraftig gitt følgende betingelse (Verdenskommisjonen 1987, s. 47, min understreking):

”..dersom industrielandene fortsetter å legge om vekstformen ved å redusere råstoff- og energikrevende aktiviteter og utnytte råstoffer og energi mer effektivt”.

Verdenskommisjonens rapport anser det som økonomisk nødvendig og økologisk mulig å gjennomføre en 5-10-dobling av den globale økonomiens nåværende volum. Denne delen av kommisjons anbefalinger har fått et betydelig politisk gjennomslag. Det er likevel sterkt kontroversielle vurderinger. Selv det enkle utsagnet ”fortsetter” er kontroversielt. Det foreligger ikke noe entydig empirisk materiale som dokumenterer at det har vært en klart trend mot ”dematerialisering” i industrielandene - det vil si en frikopling mellom ressurs- og energibruk på den ene siden og økonomisk vekst på den andre siden. Det kan være empirisk belegg for at det var noen tendenser i en slik retning på 1980-tallet, men en rekke analytikere påpeker at trenden er blitt brutt igjen på 1990-tallet (UNESCO 1991, Spangenberg et al. 1995, Høyer 1997, UNEP 1999).

Kritikken mot Verdenskommisjonens vekstoptimisme blir sammenfattet i en rapport utgitt av UNESCO (1991), der det blir anført to hovedargumenter mot en slik vekstoptimisme: Et *rettferdighetsargument* som går på at fortsatt økonomisk vekst globalt innebærer at forskjellene mellom fattig og rik vil øke, og et argumentet om *omfanget* av de *organisatoriske og teknologiske utfordringene* vi står overfor når en omfattende ”dematerialisering” skal kombineres med den foreskrevne 5-10-doblingen i størrelsen på den globale økonomien. Det siste forholdet, som gjelder spørsmålet om realisme i troen på sosial og teknologisk omstillingsevne, blir også problematisert i Verdenskommisjonens rapport. En antakelige viktigere, men inntil nå langt mindre vektlagt, anbefaling fra kommisjonen gjelder behovet for å redusere energiforbruket per person i de industrialiserte landene med 50 prosent. Kommisjonen kommenterer dette ambisiøse målet på følgende måte (Verdenskommisjonen 1987, s. 130f):

”(Dette) vil kreve enorme strukturelle endringer for å få innført effektive teknologiske endringer på alle markedsområder, og det er ikke sannsynlig at særlig mange land vil greie å realisere det i løpet av de neste 40 år...Kommisjonen tror (likevel) ikke det finnes noe annet realistisk alternativ for verden i det 21. århundre”.

Om vi så går fram til *Agenda 21-dokumentet*, ser vi at riktignok blir deler av kritikken mot Verdenskommisjonens vekstoptimisme omtalt; men de kritiske spørsmålene blir i mindre grad avklart. Hvor langt man var villig til å gå, ble nedfelt i kapittel 4 i Agenda 21. Med tittelen “En endring i forbruksmønstre”, prøvde man her å skissere nokså generelle mål når det gjelder forbruk i de industrialiserte landene (§ 4.2, min understreking):

”Fattigdom og degradering av miljøet er nært beslektet. Mens fattigdom bidrar til bestemte former for miljøbelastning, er hovedårsaken til det vedvarende forfallet av det globale miljøet det ikke-bærekraftige mønsteret i forbruk og produksjon, særlig i de

industrialiserte landene. Dette mønsteret gir grunn til alvorlig bekymring. Det forverrer fattigdom og skaper økt ubalanse”.

Det framgår av sammenhengen at man her fokuserer på *sluttforbruket* hos forbrukeren (individer og husholdninger), ikke samfunnets totale ressursbruk. Dette representerer et nytt perspektiv på miljøvernpolitikken, og avgrensar samtidig drøftingen fra å gjelde produksjonsforholdene i samfunnet i sin alminnelighet (for eksempel industriens forbruk av naturressurser). Sitatet over gir likevel ikke grunnlag for å avklare mer presist hva som menes med ”produksjons- og forbruksmønster”. Det kritiske spørsmålet er hvordan vi skal forstå betegnelsen *forbruksmønster*: gjelder dette forbruksvolum eller bare sammensetningen av forbruket; og hvem sitt forbruk er det som eventuelt skal endres?

På det første møtet i UNCSD etter Riokonferansen gjorde daværende miljøvernminister Torbjørn Berntsen framlegg om å sette bærekraftig forbruk på dagsorden til det påfølgende møtet i mai 1994. Samtidig sa han at Norge kunne påta seg å arrangere et forberedelsesmøte om dette temaet. Forslaget ble godtatt, og slik gikk det til at det første internasjonale møtet om bærekraftig forbruk med deltakelse fra høyt politisk nivå kom til å foregå i Oslo i dagene 19.-20. januar 1994. Etter hvert skulle det vise seg at Norge skulle opptre som vertskap for fem av så langt seks internasjonale møter om dette temaet, der særlig de to første konferansene har vist seg å være avgjørende: ”The Soria Moria Symposium on Sustainable Consumption” (Oslo I) og ”Oslo Roundtable on Sustainable Production and Consumption” (Oslo II). Det var bærekraftig *forbruk* som var temaet for den første Oslo-konferansen, hvor man kom fram til følgende definisjon (Miljøverndepartementet 1994, s.10):

”Bærekraftig forbruk er å sørge for tjenester og produkter som dekker grunnleggende behov og bedrer livskvaliteten, samtidig som det reduserer bruken av naturressurser og giftige stoffer samt utslippene av avfall og forurensningsstoffer gjennom hele tjenestens eller produktets levetid, uten å sette kommende generasjoners behov i fare”.

Interessant nok har denne definisjonen blitt stående som det eneste forsøket på å konkretisere begrepets innhold; produksjonsleddet har ikke blitt tatt inn i selve definisjonen selv om det i de fleste tilfeller refereres til bærekraftig produksjon og forbruk. Senere presentasjoner av definisjoner er i hovedsak redaksjonelle endringer av denne. Av mer avgjørende betydning er imidlertid at denne definisjonen bare delvis fanger opp fordelingsdimensjonen ved bærekraftbegrepet; spørsmålet om en rettferdig fordeling innen dagens generasjon er *ikke* tatt med.

Under Oslo-II konferansen kom det fram at man ikke kunne isolere forbruket fra selve produktene, og fra produsentenes ansvar. Dette førte til en intens diskusjon (som langt fra er avsluttet) der man forsøker å definere og avgrense bærekraftig *produksjon* på en fornuftig måte. Problemet er å finne en forståelse for begrepet som ikke er for omfattende til å hindre realistisk planlegging og konkrete handlinger, og som samtidig bringer inn

noe nytt i forhold til den tradisjonelle fokuseringen på miljøproblemer knyttet til uttak av råvarer og produksjon av varer. En av hovedkonklusjonene på dette punktet var at (Miljøverndepartementet 1995, s. 14):

”næringslivet har et hovedansvar for å forvalte de miljømessige påvirkningene fra deres produkter og tjenester gjennom hele livssyklus”.

Oppmerksomheten ble rettet mot produktutforming samt bedre ressursutnyttelse og avfallsminimering knyttet til hele livsløpet for en tjeneste eller et produkt - en tilnærming som internasjonalt har fått betegnelsen ”eco-efficiency”. Koplingen gjør det mulig å forholde seg til problemstillingene på en mer helhetlig måte, samtidig som det åpner opp muligheten for å svekke det ”nye” elementet fokus på forbruk bringer inn i miljøvernpolitikken - og på den måten lansere den etablerte og ”tradisjonelle” produksjonsorienterte miljøvernpolitikken i ”ny innpakning”.

Oslo I og II har senere blitt fulgt opp med en serie arbeidsseminarer. I 1995 ble det arrangert et arbeidsseminar i Rosendal: ”Workshop on Sustainable Consumption and Production - clarifying the Concept”. Målet med seminaret var å styrke det begrepsmessige grunnlaget for politikktutforming i OECD-landene. Seminaret konkluderte blant annet med en sterk støtte til ”eco-efficiency” som strategien i arbeidet med å få til en bærekraftig produksjon og forbruk (Miljøverndepartementet 1998). I november 1996 er Norge sammen med OECD igjen vertskap for et arbeidsseminar – denne gangen i Oslo: ”Workshop in Rethinking on Paper Consumption”. Seminaret fokuserer som tittelen antyder utelukkende på forbruket av papir, men én av konklusjonene fra seminaret er av mer allmenn interesse for spørsmålet om bærekraftig produksjon og forbruk – der det blir påpekt at virkemidler rettet mot sluttbrukerne ikke behøver å være den mest effektive måten å bedre forbruksmønstre, fordi mellomledd mellom forbrukeren og produsenten (forhandlere, distributører) kan ha større innflytelse (Op. cit). Noe senere samme måned er Brasil i samarbeid med Norge vertskap for et arbeidsseminar med tittelen ”Workshop on Sustainable Consumption and Production - patterns and policies”. Formålet med seminaret er å utvikle en felles forståelse mellom Nord og Sør, og nødvendigheten av å få til et tettere samarbeid mellom Nord og Sør blir understreket fra seminaret (Op. cit).

I juni 1997 arrangerer FN en egen spesialsesjon som oppsummerer oppfølgingen av Rio-konferansen (”*Earth Summit + 5*”). Et av resultatene fra spesialsesjonen er at bærekraftig produksjon og forbruk ble ført opp som ett av to temaer som skal overvåkes på kontinuerlig basis i regi av UNCSD den neste femårsperioden.

Sommeren 1998 videreførte Norge sin internasjonale pådriverrolle ved å arrangere et arbeidsseminar i Kabelvåg med tittelen ”Consumption in a Sustainable World. Making Consumption Sustainable - Accelerating International Action”. Hensikten med seminaret var å få fram eksempler på praktiske tiltak fra både den rike og fattige del av verden, men med hovedvekt på eksempler i u-land. Seminaret fokuserte på forbrukerrettede

tiltak. En av konklusjonene fra seminaret var at det er behov for å fokusere sterkere på spørsmålene om hvordan og hvorfor vi forbruker slik vi gjør, og legge mindre vekt på spørsmålet om å redusere forbruket (Op. cit). En slik vinkling kan sees på som et uttrykk for å ta opp diskusjonen om man skal produsere for behov eller ønsker. Vinklingen retter òg oppmerksomheten mot ulikheter i problemstillinger knyttet til forbruk i rike og fattige land. Produksjon i den fattige del av verden er i utgangspunktet rettet mer inn mot behov, og spørsmålet om bærekraftig forbruk gjelder i stor grad å gjøre forbruket mer "effektivt". I den rike del av verden er produksjonen - eller i alle fall etterspørselen - i langt større grad styrt av ønsker, og spørsmålet om bærekraftig forbruk er mer et spørsmål om å redusere forbruket..

I den internasjonale debatten i for- og etterkant av lanseringen av bærekraftig produksjon som et viktig innsatsområde i miljøpolitikken kan vi skille mellom tre hovedtilnæringer for valg av strategi for å oppnå et mer bærekraftig forbruk (Nynäs 1994, Hille et al. 1994):

1. Effektivisere ressursbruken: redusere forbruket av naturressurser ved å gjøre produksjonen mer effektive, i de fleste tilfeller med hovedvekt på teknologiske forbedringer.
2. Redusere forbruket: redusere (eller begrense) forbruket av ferdige varer og tjenester som konsumeres målt i fysiske enheter.

Og som et kompromiss mellom de to første alternativene:

3. Endre forbruksmønsteret: forbruket målt i pengeverdi kan fortsetter å øke, men i tillegg til å effektivisere ressursbruke i produksjonen, endrer vi forbruksmønsteret i retning av mindre miljøskadelige produkter og tjenester.

Disse tre tilnærmingene illustrerer at det er en glidende overgang fra en tradisjonell produksjonsorientert til en antatt "ny" produkt- og forbruksorientert miljøpolitikk, via fokus på endring av forbruksmønster til i siste instans fokus på det å redusere forbruksnivået målt i fysiske enheter. Alternativet med *effektivisering* av ressursbruken er den klart minst kontroversielle tilnærmingen, i den forstand at det her ikke anses som nødvendig med omfattende og strukturelle endringer i samfunnet. Her er det mer tale om justeringer innen produksjonsteknologien drevet fram av markedets etterspørsel etter ny teknologi og substituering mellom ulike ressurskategorier. Tilnærmingen som foreskriver *forbruksreduksjoner* befinner seg i motsatt ende av skalaen når det gjelder behovet for samfunnsmessige endringer, der kritikk av målet om økonomisk vekst er et sentralt referansepunkt. Ut fra denne tilnærmingen er det en nødvendig forutsetning at det skjer en omfattende global omfordeling mellom den fattige og rike del av verden.

De anbefalinger som så langt har kommet fram gjennom CSD-prosessen når det gjelder omlegging til en bærekraftig produksjon og forbruk kan knyttes til "kompromisset" som foreskriver endringer av forbruksmønsteret. En viktig praktisk konsekvens av en slik tilnærming er å stimulere til en overgang fra forbruk av varer til lite vare- (og dermed ressurs-) intensive

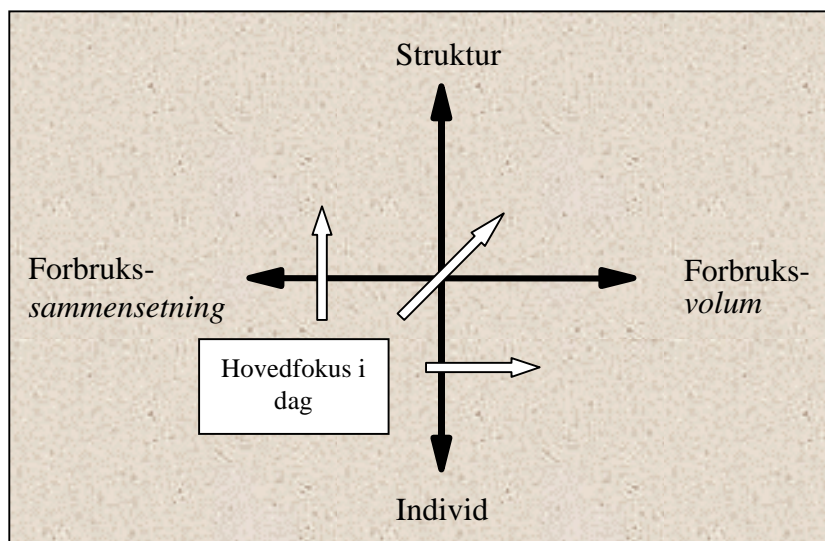
tjenester, i tillegg til ressurseffektiviseringen som er omtalt i den første tilnærming. Det er også denne ”middelveien” Stortingsmelding 58 (1996-97) om ”Miljøvernpolitikk for en bærekraftig utvikling” slutter seg til. I kapittel 2.5.3 ”Endringer i forbruksvolum og forbruksmønster” står det blant annet (Miljøverndepartementet 1997, s. 23):

”Beregninger tyder på at miljøbelastningen som følger av hver krone forbruk er lavere for tjenester enn for varer, med unntak for transport, også når en tar hensyn til kryssvirkninger i økonomien”. Og videre: ”Sammen med den generelle teknologiske framgangen, er vridningen i forbruket i retning av relativt mer kvalitet, faktorer som bidrar til at miljøbelastningen generelt ikke øker i takt med forbruksvolumet”.

I vestlige høykonsumsamfunn som Norge er det imidlertid en viktig begrensning for dette alternativet. De tjenestene som krever lite naturressurser er stort sett arbeidsintensive. Siden vel en tredjedel av arbeidsstyrken i Norge allerede jobber med å produsere slike tjenester, vil en vekst av denne typen etter hvert bremses av tilgangen på arbeidskraft. Denne reservasjonen blir også reflektert i stortingsmeldingen. Helt sist i kapittel 2.5.3 tar meldingen et forbehold, som peker i retning av at tilnærming (3) ikke er tilstrekkelig (Op. cit):

”Som påpekt tidligere i dette kapittelet, krever en bærekraftig utvikling at det skjer enda sterkere endringer (enn bare å endre sammensetningen av forbruket, min anm.). Framtiden vil vise i hvilken grad utfordringene kan møtes ved hjelp av vridninger i forbruket, og i hvilken grad de nødvendige virkemidlene også vil påvirke forbruksvolumet”.

Det er helt avgjørende hvordan man forstår oppfordringen om å endre *forbruksmønsteret*: Forstår man dette som utelukkende å endre *sammensetningen* av forbruket, vil man ende opp med andre tiltak og virkemidler enn om man erkjenner viktigheten av også å redusere *forbruksnivået*. Videre er det avgjørende hvilket ”nivå” man forutsetter at endringene skal skje på; utelukkende på et individuelt nivå eller også et nivå som omhandler de samfunnsmessige strukturer. Skillet mellom individ og struktur er også et sentralt skille for premisser som samfunnsvitenskapelige forklaringer (Gilje og Grimen 1993)⁴⁶. Med ”samfunnsmessige strukturer” mener jeg *både* fysiske strukturer (som bygningsmasse og utbyggingsmønster) og sosiale strukturer (for eksempel organisering og kompetanse). I dagens miljøvernpolitikk synes hovedoppmerksomheten å være rettet mot individets rolle i å påvirke sammensetningen av forbruket. Den generelle utfordringen blir dermed å utvide dette perspektivet til også å omfatte endringer på et strukturell nivå og å erkjenne nødvendigheten av også å redusere forbruksvolumet, slik figuren under illustrerer.



Figur 12 Hovedutfordringer i den videre konkretiseringen av en politikk for en bærekraftig produksjon og forbruk

En kommunal forståelse av begrepet bærekraftig produksjon og forbruk

Prosjektets andre problemstilling gjaldt å belyse hvordan *kommunene* forstår målet om en bærekraftig produksjon og forbruk. For å belyse denne problemstillingen er det naturlig å ta utgangspunkt i en uttalelse som ble vedtatt av landstinget i Kommunenes Sentralforbund så tidlig som i 1991, ett år før UNGASS i Rio og tre år før Oslo I-konferansen (Kommunenes Sentralforbund 1993, s. 9, min understreking):

”Vårt høye forbruk og vår økonomiske vekst i vest er uforenlig med en bærekraftig utvikling og global fordeling av verdens ressurser. I denne sammenhengen er vårt forbruksmønster et viktig stikkord. Kommuner og fylkeskommuner må gå foran i aktivt arbeide for å fremme et forbruksmønster som er i samsvar med naturens ressurser og økologiske tålegrenser. Landstinget i KS vil oppfordre de enkelte kommuner og fylkeskommuner til å ta lokale initiativ for å virkeliggjorde slagordet 'tenke globalt- handle lokalt'. Landstinget oppfordrer lokalpolitikere til å bidra aktivt til en mer rettferdig omfordeling av kjøpekraft og et forbruks- og livsmønster som sikrer vårt miljø og vare naturressurser til generasjonene etter oss”.

På tilsvarende måte som senere innenfor CSD-prosessen benytter man også her betegnelsen *forbruksmønster*. Det radikale ved KS' landstingsvedtak er imidlertid koblingen som gjøres mellom et produktorientert miljøperspektiv og kritikken av økonomisk vekst. Av dette er det naturlig å tolke at endring i forbruksmønster innebærer å redusere (eller begrense) forbruket i økonomisk forstand. Dette synet behøver ikke å innebære at en ser bort fra mulighetene til å tøye ressursene gjennom energieffektivisering, resirkulering, produktkrymping, substitusjon og så videre. Det betyr derimot at en ikke synes å anta at dette vil være nok til - i det lange løpet og på

bærekraftig vis - å tilby alle verdens mennesker et forbruksnivå som er på høyde med dagens norske.

Vi søkte på to nivå når vi skulle forsøke å finne fram til hvordan prosjektkommunene tolket og oversatte begrepet bærekraftig produksjon og forbruk: På kommunalt nivå og delprosjektnivå. Vår første erfaring var at det var en klar tredeling med hensyn til ”miljøpolitisk modenhet” blant prosjektkommunene. Storbykommunene Kristiansand, Stavanger og Fredrikstad rangerer på ”topp” med bred erfaring i prosjektdeltakelse og godt utviklede miljøpolitiske styringsprosesser og styringsdokumenter. I en mellomgruppe finner vi Flora, Røros og Hurum som alle har deltatt i MIK-ordningen, men som i langt mindre grad har utviklet et formalisert styringssystem på miljøvernområdet. Flora har ikke laget en egen miljøvernplan, Røros har bare et utkast fra 1991 mens Hurum har en miljøvernplan i form av et miljø- og naturressursprogram uten forankring i plan- og bygningsloven. ”Nederst” finner vi Steigen uten noen form for miljøvernplan, og en generelt svak erfaring med kommunal planlegging.

De kommunene som hadde et velutviklet styringssystem på miljøvernområdet var også de som i størst grad syntes å ha fanget opp våre fem ”sjekkpunkter” med hensyn på innarbeiding av et spesifikt bærekraft- og forbruksperspektiv i sin miljøvernpolitikk⁴⁷. Dette gjelder Fredrikstad, Kristiansand og Stavanger. Det er henvisninger i *miljøvernplanene* til spørsmålet om en global rettferdig fordeling innen dagens generasjon og om nødvendigheten av å redusere sluttforbruket. De tre kommunene har alle henvisninger til behovet for å redusere utslippene av klimagasser. Stavanger har vedtatt et mål om å stabilisere utslippene av CO₂, og signaliserer i miljøvernplanen at kommunen vil lage en klimahandlingsplan. Tilsvarende henvisninger finner vi i miljøvernplanen for Fredrikstad. Kristiansand vedtok for øvrig som den første kommunen i Norge en klimahandlingsplan våren 1999. Vi fant likevel bare én kommune - Stavanger - som mer utdypende omtalte og problematiserte spørsmålet om forbruk, konkret i forhold til energi, transport og avfall⁴⁸. I den grad de øvrige kommunene har en skriftliggjort miljøvernpolitikk, er det i hovedsak et mer ”tradisjonelt” natur- og miljøvernperspektiv som er synlig. I noen grad er det henvisninger til et generasjonsperspektiv, mens henvisninger til en rettferdig fordeling mellom fattige og rike land er så godt som fraværende. En konkret omtale av et rendyrket forbruksperspektiv er heller ikke mulig å oppspore.

Når vi beveger oss fra den eksisterende miljøvernpolitikken til det som kommer til uttrykk gjennom de kommunale *prosjektplanene* forandrer imidlertid bildet seg noe. Da framstår de ”umodne” kommunene som vel så ambisiøse, i noen tilfeller også mer ambisiøse i den forstand at kommunene klarere syntes å signalisere vilje til å gå inn i de kontroversielle sidene ved temaet bærekraftig produksjon og forbruk. Om vi sammenligner SFTs overordnede mål for BLS-prosjektet med det som framgår av de kommunale prosjektplanene, er det generelle bildet at variasjonen var liten mellom kommunene. Dette var i og for seg forventet all den tid de kommunale prosjektplanene i stor grad var blitt til gjennom en tett dialog med SFT. Selv om de kommunale prosjektplanene i utgangspunktet var like, varierte det

mellom kommunene hvilken miljøvernpolitisk sammenheng prosjektplanene inngikk i. I de tre store bykommunene var det tette koplinger mellom miljøvernplan og prosjektplan, og kommunens deltakelse i BLS-prosjektet framstår i stor grad som et virkemiddel for å gjennomføre en ”kjent” og allerede ”klarert” miljøvernpolitikk. I motsatt ende av skalaen finner vi Steigen, Røros⁴⁹ og delvis Flora med klare henvisninger til det å bruke BLS-prosjektet til å utforme kommunens overordnede miljøvernpolitikk. Forskjellen mellom den kommunale miljøvernpolitikken ”før” og ”etter” BLS-prosjektet kom kanskje klarest til uttrykk i Steigen. Våre informanter i Steigen oppga at det hadde vært en stor endring i holdninger lokalt fra det å se på miljøvern som nærmest synonymt med ”anti-hvalfangst”, til å kunne relatere bærekraftbegrepet på en positiv måte til egen virkelighetsoppfatning og egne erfaringer. Ønsket om å styrke lokal ressursutnytting sto sentralt i prosjektet, samtidig som kommunen forsøkte å plassere egen virksomhet i en global miljøpolitisk sammenheng (Aall et al. 1998)⁵⁰.

I Tabell 13 har vi fordelt antall *delprosjekter* på ulike tema. Tabellen gir imidlertid ikke et fullt ut dekkende bilde av hvilke tema kommunene har arbeidet med, fordi mange delprosjekter berører flere tema. Delprosjektene vi har klassifisert som ”Grønne bedrifter” omhandler for eksempel en lang rekke mer konkrete miljøtema som energisparing, avfallshåndtering, innkjøpspolitikk, teknologiske forbedringer i produksjonsprosesser osv. Størrelsen på delprosjektene kommer heller ikke fram i en slik oversikt. I Steigen er for eksempel prosjektet ”Miljøbygda Leines” det klart mest omfattende delprosjektet, men opptrer i tabellen bare som ett av ti delprosjekt fra kommunen. Flere forhold synes likevel tydelig ut fra Tabell 13:

- Stor vekt på ulike former for informasjons- og holdningsskapende virksomhet.
- Stor vekt på ”frivillighet” med tilsvarende liten vekt på styring gjennom ”tvang”.
- Stor vekt på ”interne” aktiviteter i kommuneorganisasjonen for å endre egen praksis i miljøvennlig retning.
- Stor vekt på støtte fra kommunen til at også lokale aktører endrer egen praksis i miljøvennlig retning.
- Liten vekt på ”tradisjonelle” konkrete miljøtema.

De fleste delprosjektene inneholdt et element av informasjon og holdningsskapende aktivitet. En fjerdedel av delprosjektene er rent informasjons- og holdningsskapende. Det var lagt stor vekt på frivillig innsats eller bruk av utelukkende positive tiltak. Det deles ut miljøsertifikat (i motsetning til ensidig å satse på pålegg), innbyggerne får tilskudd til innkjøp av kompostbinger (heller enn bare å pålegge hjemmekompostering), renholdspersonale blir tilbudt kurs i nye vasketeknikker (heller enn bare å vedta en ny innkjøpsordning som forbyr bruk av kjemikalier) osv.

Tabell 13 Fordeling av ulike kategorier delprosjekt i BLS-prosjektet, antall delprosjekt

Delprosjekt	Antall
”Grønn” kommune	19
”Grønne” bedrifter (miljøsertifisering, miljøprofilering, renere teknologi)	16
Informasjonskampanjer, utstillinger o.a. (generelle eller avgrensede tema)	15
”Grønne” husholdninger (energisparing, avfall, miljøvennlig forbruk)	10
”Grønne” organisasjoner	10
Skole-/barnehageprosjekt (ren undervisning evt. kombinert med ”grønn drift”)	7
Nærmiljøprosjekt (bred miljøtilnærming i bydeler/bygder)	6
Planlegging:	
Tematisk miljøvernplanlegging (utnytte alternativ energi, boligutbygging/reg.plan)	2
”Generell” miljøvernplanlegging (kommunal miljøvernplan, LA21-plan)	2
LA21-forum	2
Avfallsprosjekter (kompostering, resirkulering)	2
Energisparing (tiltak, planlegging)	2
Miljøvennlig transport (sykkelaksjon, bildeling o.a.)	2

Ulike varianter av ”grønn drift” var den klart mest vanlige kategorien delprosjekt i BLS-prosjektet (opp mot 60 prosent av antall delprosjekter). Denne kategorien delprosjekt var enten rettet direkte *inn* mot kommuneorganisasjonen, eller *ut* mot samarbeidende bedrifter, organisasjoner og husholdninger. I alle tilfellene dreide prosjektene seg om å endre den daglige virksomheten i en mer miljøvennlig retning gjennom skolering (for eksempel opplæring av de kommuneansatte, temakvelder for husholdninger, utdeling av informasjonsmaterieil); endrede produksjonsprosesser (for eksempel tiltak for energisparing); endret forbruket av sluttprodukter (for eksempel innarbeiding av miljøkriterier i det kommunale innkjøpsreglementet); og bedret avfallshåndtering (kompostering, kildesortering).

Delprosjektene var i liten grad knyttet til avgrensede miljøtema. Viktige ”tradisjonelle” kommunale miljøtema som avfall, avløp, naturvern og friluftsliv var ikke med som egne kategorier. Disse kan likevel i noen grad inngå som deltema i de mer bredt anlagte delprosjekter som ”informasjon”, ”skole-/barnehageprosjekt” og ”nærmiljøprosjekt”. De mer avgrensede og konkrete miljøtema som likevel var representert er mindre delprosjekter om avfall, energisparing og miljøvennlig transport.

Flere kommuner satt ”energi” i ulik forstand på dagsorden. I mange delprosjekter var det reduksjon i energiforbruket som sto sentralt, ikke bare skifte til alternative og mer miljøvennlige energiformer eller tradisjonell energiøkonomisering. Enkelte av kommunene hadde også koblet energi og transport⁵¹, og slik rettet oppmerksomheten mot et av de mest kontroversielle spørsmål i norsk miljøvernpolitikk: spørsmålet om reduksjon av transportomfanget.

Det genuint nye perspektivet bærekraftig produksjon og forbruk introduserer i miljøvernpolitikken er den spesifikke *forbruksorienteringen*. En mer detaljert analyse av delprosjektene viste at så mye som 40 prosent av delprosjektene hadde en klar orientering mot *forbruk*, til forskjell fra

produksjon (16 prosent) og avfallshåndtering/resirkulering (5 prosent). 40 prosent av delprosjektene falt ikke klart innenfor noen av disse tre kategoriene (for eksempel rene informasjonstiltak, undervisningsprosjekter o.a.). Jeg har tidligere pekt på forskjellen mellom fokus på endring av forbruksmønster og forbruksvolum. En dimensjon ved dette skillet går på hvorvidt de forbruksorienterte prosjektene bare retter seg inn mot at individer og organisasjoner på frivillig basis skal velge antatt mer miljøvennlige produkter, eller om delprosjektene også retter seg inn mot samfunnsmessige forhold som sterkt påvirker vårt forbruksmønster, for eksempel avgiftsnivå på fossil energi, bruk av fysisk planlegging for å påvirke folks bruk av privatbil o.a. Den siste strukturelt orienterte formen for tilnærming vil normalt være mest kontroversiell og vanskeligst å gjennomføre. Like fullt viste en gjennomgang at om lag en tredjedel av de forbruksorienterte delprosjektene med rimelighet kunne sies også å fange opp et slikt perspektiv.

Prosjektkommunene hadde i stor grad en ”grunnstamme” av tematisk like delprosjekter, noe som ventelig skyldtes påvirkning fra SFT ut fra ønske om å igangsette tilsvarende prosesser i samtlige kommuner. Alle kommunene hadde for eksempel ulike varianter av interne ”grønn drift” delprosjekter og ulike former for husholdningsorienterte delprosjekter. Ut over denne ”grunnstammen” var det likevel en viss variasjon mellom kommunene, og vi fant også på dette nivået en viss forskjell mellom de miljøpolitisk ”modne” og ”umodne” kommunene. I storbykommunene og de sentralt beliggende kommunene var man ofte mer pragmatisk orientert og valgte antatt ”gjennomførbare” delprosjekt. I de ”umodne” kommunene – i første omgang Steigen og Røros – forsøker man imidlertid å beholde den mer eksperimentelle tilnærmingen som ble signalisert i prosjektplanen, og man valgte mer utradisjonelle og tematisk sett kompliserte delprosjekter.

Til tross for disse forskjellene var det en allmenn tilslutning blant prosjektlederne og de prosjektansvarlige i samtlige kommuner at det *er* viktige forskjeller mellom en ”tradisjonell” miljøvernpolitikk og en miljøvernpolitikk som søker å fange opp målet om bærekraftig produksjon og forbruk. Det var en klar bevissthet om at prosjektets fokus på bærekraftig produksjon og forbruk leder fram mot de tunge og kontroversielle miljøutfordringene knyttet til reduksjoner i forbruksnivå i vår rike del av verden. Prosjektledelsen i kommunene erkjente at prosjektet i stor grad hadde dreid seg om ”positive” og lite kontroversielle tema som relativt raskt hadde gitt en miljømessig - i enkelte tilfeller også økonomisk - gevinst for de involverte aktørene. Våre informanter pekte på at de fortsatt mener det er et uutnyttet potensiale av denne formen for ”positive” satsing, men at man likevel snart må rette oppmerksomheten mot de tyngre og mer kontroversielle tema knyttet til blant annet transport og forbruksnivå. Flere av våre informanter pekte på nødvendigheten av å få til det de betegnet som et ”kvantesprang”, og de uttrykte håp om at tiden snart er moden for å ta opp de kontroversielle sidene ved arbeidet for en bærekraftig produksjon og forbruk lokalt. Slik sett samsvarer kommunenes prinsipielle oppfatning med den uttalelsen som ble vedtatt av landstinget i KS i 1991 sitert innledningsvis i dette kapitlet.

Hvordan analysere hindringer

Vi startet det nest siste kapittelet i hovedrapporten med en prinsipiell drøfting av hvordan man kan forstå og systematisere hindringer og hvordan de samme hindringene kan møtes. Dette gjenspeiler også den faktiske utviklingen i Hindringsprosjektet, ved at metodikken delvis ble til under veis. I denne sammenhengen har jeg gått noe videre enn det som er omtalt i sluttrapporten fra Hindringsprosjektet, og dermed beveget meg noe i retning av det jeg innledningsvis betegnet som ”prosjektekstern teoretisk orientert kunnskap”. Dette kapittelet inneholder derfor en blanding av prosjektintern og -ekstern kunnskap.

I vår søken etter metodiske innspill til hvordan kartlegge hindringer fant vi få eksempler i internasjonal litteratur på denne typen studier. I en norsk sammenheng fant vi bare ett større forskningsarbeid som eksplisitt hadde forholdt seg til spørsmålet om hindringer i en miljøsammenheng: prosjektet Natur og miljøvennlig tettstedsutvikling (*NAMIT*). Her ble det gjort en analyse av hypotetiske hindringer for et gitt sett med virkemidler som kunne tenkes iverksatt for å realisere målet om en natur- og miljøvennlig tettstedsutvikling (Næss 1992). Det vi hadde behov for i vårt prosjekt var imidlertid en metodikk som kunne hjelpe oss til å kartlegge *faktiske* hindringer slik disse ble opplevd i ”virkeligheten”. Koblingen mellom virkemidler og hindringer var likevel et viktig element vi kunne ta med oss. En studie utført i 1998 av the International Council of Local Environmental Initiatives (ICLEI) hjalp oss noe videre i vår søken etter en egnet metodikk. Studien peker blant annet på ”nivå-konflikter”, det vil si at policy utformet på ett nivå for et gitt formål kan hindre – ofte utilsiktet - policy utformet for andre formål på andre (ofte lavere) forvaltningsnivå (ICLEI 1998). Studien gir imidlertid liten informasjon om variasjon i ”alvorligheten” i hindringene, og hovedoppmerksomheten er rettet mot forhold utenfor lokalsamfunnet. Vi kunne likevel ta med oss elementer av denne metodikken videre, særlig interessant var forsøket på metodisk å fange opp de såkalte ”nivå-konfliktene”.

Gitt at det ikke finnes noe ferdigutviklet faglig perspektiv på en hindringsanalyse, måtte vi i stor grad konstruere vår egen tilnærming. Det vi kunne konstatere fra allmenn samfunnsvitenskapelig forståelse var at hindringer ville preges av både særskilte og generelle egenskaper. Deres betydning er på den ene siden avhengig av de bestemte omgivelsene for prosjektets gjennomføring (prosjektets ”handlingskontekst”), samtidig som de preges av vanlige personlige og sosiale karakteristika. Det å forstå en hindring er med andre ord et spørsmål om å forstå et generelt fenomen (for eksempel mangel på informasjon eller motivasjon hos aktørene) innenfor et bestemt meningssystem (for eksempel delprosjektet ”Grønne Familier” i kommune ”X”). Det å finne måter for å oppløse eller overvinne hindringer krever videre en generell forståelse koplet til innsikt i bestemte målrettede tiltak.

Utgangspunktet for vår analyse var hindringer slik de ble opplevd lokalt i forhold til et *ekstern* gitt overordnet mål om en bærekraftig produksjon og

forbruk. Eksterne og mer eller mindre “objektive” hindringer er imidlertid bare en del av problemet. Målettede handlinger vil også konfrontere sine egne *interne* barrierer. En side ved slike barrierer er en innbyrdes avhengighet mellom mål, midler og hindringer. Dess mer ambisiøse delprosjektets mål, dess lavere tersklene for å møte hindringer. Vi må derfor differensiere mellom tiltak for bærekraftig produksjon og forbruk som har til hensikt å overskride tunge systembevarende fenomener (*transformative* tiltak) – jfr hindringene identifisert i studien utført av ICLEI - og de som er vesentlig mer beskjedne i sine mål (*reformative* tiltak). I prosjektet forsøkte vi i første omgang å analysere hindringer som et tilpasningsproblem mellom utformingen av målet og valget av virkemidler. Vi forutsatte videre at valg av virkemidler er nivåbetinget. BLS-prosjektet siktet på endringer innenfor sine respektive virkningsfelter, enten på kommune- eller delprosjektnivå, og vi måtte regne med at kommunene hadde valgt virkemidler som kunne være funksjonelle innenfor disse områder. Den formen for hindring vi kan belyse i denne sammenheng er graden av samsvar mellom mål og virkemiddel både innenfor og på tvers av de forskjellige handlingsnivåer. Ut fra et slikt perspektiv utviklet vi en inndeling av hindringer i fem *nivå*:

1. individuelle hindringer knyttet til folks holdninger og adferd
2. lokale hindringer knyttet til lokale interessekonflikter
3. kommunale hindringer knyttet til kommunal politikk og virkemiddelbruk
4. nasjonale hindringer knyttet til nasjonal politikk og virkemiddelbruk
5. globale hindringer knyttet til overnasjonale og internasjonale føringer (EØS-bestemmelser, WTO osv)

Hva slags *mål* som settes for de ulike delprosjektene vil avhenge av hva som på forhånd oppleves som politisk og på annen måte praktisk mulig. Viktige hindringer og begrensninger kan derfor spille inn allerede før mål - og senere virkemidler - blir formulert, og slik begrense både innhold og ambisjonsnivå i prosjektene. For også å fange opp målkonflikter som en mulig hindring - det vil si hindringer med ”særlig høy” konfliktgrad – systematiserte vi hindringer også ut fra karakteristika ved mål og virkemiddelbruk. Inndelingen er basert på Thompsons (1980) drøfting av betingelser for når det kan synes meningsfullt å ta i bruk rasjonelle organisasjonsmodeller. Thompson benytter seg av distinksjonen klar/uklar. *Klare mål* har vi når det er politisk enighet om mål, og målene er presise og entydige. *Uklare mål* har vi når det enten er politisk uenighet om målene, eller når det er andre årsaker til at det ikke fins klart definerte mål. *Uklare virkemidler* har vi når det ikke fins kjente virkemidler, når det er faglig uenighet om virkningen av et gitt virkemiddel eller ved politisk uenighet om valg av type eller styrke på virkemidlene. I motsatt fall har vi en situasjon med *klare virkemidler*. På bakgrunn av inndelingen vist i tabellen under kan vi skille mellom tre grader av konflikt: ”Trivielle” hindringer, hindringer i virkemiddelbruk og målkonflikter. Den laveste konfliktgraden har vi betegnet som ”trivielle” hindringer. Det er i prinsippet enighet om mål,

virkemidlene er kjent og det er enighet om virkemiddelbruk. Like fullt har det oppstått problemer. Det vanligste problemet er mangel på informasjon, eventuelt kombinert med ressursmangel. Selv om tabellen under gir grunnlag for å skille mellom de situasjonene der vi har ”klare” - respektive ”uklare” - virkemidler, valgte vi å slå dette sammen til én gruppe. Man får da klarere fram at det er to hovedkategorier av det som reelt sett kan betegnes som hindringer: Hindringer knyttet til uenighet om virkemiddelbruk og uenighet om mål.

Tabell 14 Konfliktnivå delt inn etter kjennetegn ved virkemidler og mål

		Mål	
		Klare	Uklare
Virkemidler	Klare	”Trivielle” hindringer	Hindringer knyttet til ”uklare” mål (målkonflikter)
	Uklare	Hindringer i virkemiddelbruk	

Det vil i mange tilfeller være en glidende overgang mellom de ulike grader av konflikt vist i Tabell 14, og ofte vil det være vanskelig å dra klare skillelinjer. Hindringer som i første omgang framstår å være manglende teknologi, kan ved en nøyere gjennomgang viser seg å være en ”triviell” hindring knyttet til manglende manglende intern kompetanse. Det vil også være en glidende overgang mellom hindringer knyttet til ”uklare” virkemidler og ”uklare” mål. Spørsmålet om manglende ressurser er det kanskje vanligste eksempelet i så måte: man støtter målet men er ikke villig til å sette av tilstrekkelige ressurser. Skal dette forstås som at man ”egentlig” er uenig i målene, men ikke er villig til å ta den politiske belastningen ved å flagge en slik uenighet - eller er det faktisk slik at man *er* enig om målene, og hvis alle parter er tålmodige vil de nødvendige ressursene før eller siden bli stilt til disposisjon og tiltaket gjennomført? I det siste tilfellet er det kanskje til og med riktigere å definere situasjonen som en ”triviell” hindring, i klasse med problemet ”ting-tar-tid”.

Hindringsprosjektet var også ment å bidra med kunnskap om hvordan *møte hindringer*. Vi brukte vår systematisering av konfliktgrader som inngang til å avlede noen generelle strategier for hvordan kommunene kan møte hindringene (jfr tabellen under). Strategiene retter seg dels ”innover” mot kommunen; det vil si i de tilfeller der kommunen selv har myndighet til å velge og gjennomføre virkemidler og der kommunen selv står fritt i å velge mål. I mange tilfeller har imidlertid kommunen begrenset myndighet, og strategiene må derfor rette seg ”ut” mot ulike aktører lokalt (individer og husholdninger, næringslivet, frivillige organisasjoner oa), nasjonalt (i første rekke staten) og internasjonalt (EU, FN, GATT). Det er derfor viktig at de generelle kategoriene av måter å møte hindringer kobles opp mot de ulike hindringsnivåene.

Tabell 15 Generelle strategier for å møte ulike kategorier av hindringer

Mål	
Klare	Uklare

Virkemidler	Klare	<u>”Trivielle” hindringer</u> <ul style="list-style-type: none"> • styrke kompetansen • øke tilgangen på ressurser • avklare målformuleringer, rutiner og prosedyrer 	<u>Hindringer knyttet til uklare mål</u> <ul style="list-style-type: none"> • intern målavklaring • påvirke overordna myndigheter • holdningsskapende arbeid • påvirke næringsliv, organisasjoner og andre aktuelle aktører
	Uklare	<u>Hindringer knyttet til uklare virkemidler</u> <ul style="list-style-type: none"> • politisk avklaring om virkemiddelbruk • faglig avklaring om virkemiddelbruk 	

Løsning av trivielle hindringer kan i utgangspunktet synes overkommelig. Internt i kommuneorganisasjonen vil etablering eller presisering av rutiner, prosedyrer og ansvarsfordeling i mange tilfeller løse denne typen problemer. Økt vektlegging av dokumentasjon kan også bedre på denne typen problemer. I overgangen mellom ”trivielle” og virkemiddelorienterte hindringer, finner vi tiltak for å øke tilgangen på ressurser. Sett fra et kommunalt ståsted vil dette først og fremst dreie seg om tilgang til *eksterne* ressurser, i den forstand at dette sjelden vil utfordre spørsmålet om ”uklare” virkemidler. Hindringer knyttet til ”uklare virkemidler” dreier seg i mange tilfeller om manglende interne ressurser, interne styringsproblemer og usikkerhet omkring hvilke virkemidler som er effektive. Strategier for å møte hindringer knyttet til ”uklare” mål vil i hovedsak være politiske løsninger, i den forstand at det forutsettes politiske avklaringer på ett eller flere styringsnivå. For de tilfellene der målkonflikter er knyttet til individer må løsningen også knyttes til endringer av holdninger. Slik sett har et ”hindringsperspektiv” på analyse av betingelser og muligheter for miljøpolitikken noe til felles med Ottar Brox (1995) sin form for ”ikke-utopisk planlegging”, der man bare skal søke å vise hvor man *ikke* vil; eller som i vår sammenheng; konsentrere seg om å peke på hindringer og i mindre grad angi klare veier ut av hindringene. Vår form for ”hindringsorientert” samfunnsplanlegging skiller seg likevel fra modellen til Brox, ved at det forutsettes at man tar i et gitt normativt (eller for den del ”utopisk”) utgangspunkt (i vårt tilfelle målet om en bærekraftig produksjon og forbruk). Vår modell for kartlegging av hindringer forutsetter at vi som forskere først må gi svar på det overordnede spørsmålet – ”hindringer i forhold til hva?” – før vi beveger oss ut i felten og kartlegger hindringene slik de oppleves av de involverte aktørene.

Kartlegging av hindringer for en bærekraftig produksjon og forbruk

Samlet endte vi opp med en typologi av hindringer som inneholdt $5 \times 3 = 15$ kategorier av hindringer: Fem hindringsnivå og tre konfliktgrader. I hovedrapporten diskuterte vi nærmere eksempler på alle disse 15 kategorier av hindringer (jfr Tabell 16).

Tabell 16 *Eksempler på hindringer som er nærmere omtalt i hovedrapporten fra Hindringsprosjektet (Aall et al. 1998)*

Konfliktgrad

Hindringsnivå	Trivielle hindringer	Uklare virkemidler	Målkonflikter
Individuelle hindringer	Manglende kunnskap om alternative energisystemer	Svak rekruttering til fiskeryrket	Vanskelig å endre holdninger hos ungdom til kjøp av klær og bilkjøring
Lokale hindringer	Manglende mediainteresse for miljøvern	Uenighet om viktigheten av å satse på miljøsertifisering.	Motstand mot å fjerne private parkeringsplasser
Kommunale hindringer	Manglende kunnskap om alternativ energi	Manglende kommunal energi- og klimapolitikk	Konflikter mellom hensyn til jordvern og sentrumsnær boligbygging
Nasjonale hindringer	Manglende info om tilskudd til alternativ energi.	Næringsmiddeltilsynets krav til matvarebransjen.	Lave priser på strøm og olje.
Globale hindringer	EØS-reglene hindrer prioritering av lokale leverandører.	EØS-krav om hygiene i slakterier ved eksport.	EØS hindrer lokal omsetting av lokale fiskeprodukter.

I prosjektet forholdt vi oss til hindringer i to nivå: innen delprosjektene og på delprosjektnivå. For de ni delprosjektene der vi gjennomførte dybdestudiene, ga vi en detaljert gjennomgang av i alt 60 identifiserte hindringer i forhold til en detaljert gjennomgang av de ulike virkemidlene som var forsøkt brukt (jfr eksempler vist i tabellen over). Vi brukte også den samme typologien for å uttrykke en samlet hindringssituasjon slik informantene opplevde det for hvert enkelt delprosjekt.

Tabell 17 Fordeling av ulike kategorier av hindringer (Aall et al. 1998)

Hindringsnivå	Konfliktgrad			Sum
	Lav	Middels	Høy	
Individuelt	20 %	5 %	3 %	28 %
Lokalt	16 %	4 %	4 %	24 %
Kommunalt	4 %	20 %	1 %	25 %
Nasjonalt	3 %	1 %	12 %	16 %
Globalt	0 %	3 %	4 %	7 %
Sum	43 %	33 %	24 %	100 %

Kartlegging av hindringer på delprosjektnivå viste en klar sammenheng mellom hindringsnivå og konfliktgrad: jo høyere nivå man møter hindringene på, jo mer konfliktfylte oppleves disse av kommunene. I om lag 70 prosent av de tilfellene der kommunene opplever hindringene som alvorlige målkonflikter, knyttes dette til nasjonalt eller internasjonalt nivå. Motsatt oppgir kommunene at 85 prosent av de "trivielle" hindringene er individuelle eller lokale. Kommunale hindringer dreier seg i hovedsak (80 prosent) om uklarheter knyttet til virkemidler. De trivielle hindringene er først og fremst knyttet til lokalsamfunnet (det lokale og individuelle nivået). Manglende oppslutning lokalt og fra husholdninger, og manglende dialog mellom lokalsamfunn og kommuneorganisasjon synes å være en gjenganger. Uklare virkemidler var i stor grad knyttet til interne styringsproblemer i kommuneorganisasjonen, mens målkonflikter i stor grad knytter seg til det nasjonale nivået.

Vi fant også en sammenheng mellom type hindring og *kommunetype*. Tabell 18 indikerer at mindre distriktskommuner opplevde en høyere konfliktgrad

enn de større bykommunene. Stavanger og Flora skiller seg riktignok ut fra dette bildet. Vi kan se en tilsvarende sammenheng ut fra "modenhet" i utvikling av en kommunal miljøpolitikk. En forklaring på disse sammenhengene kan være at de miljøpolitisk sett "minst modne" (i noen grad også de minste og mest "distriktspregede") kommunene er mest åpne for å prøve ut nye miljøtema; og dermed risikerer oftere å "møte veggen" i form av alvorlige hindringer. Det som "forstyrrer" dette bildet er særlig Stavanger kommune. Nå skal man selvsagt være forsiktige med å dra for bastante konklusjoner ut fra disse tallene, men det kan være fristende å peke på at plasseringen av Stavanger kan forklares gjennom en relativt markerte bærekraft- og - i noen grad - forbruksorienteringen som alt ligger innebygget gjennom de overordnede målformuleringene i kommunens miljøvernplan⁵². Gitt en slik orientering kan man anta at kommunen oftere vil støte på konflikter enn en kommune med en mer "tradisjonelt" orientert miljøvernpolitikk.

Tabell 18 Sammenheng mellom MIK-styrke og konfliktgrad for hindringene (Aall et al. 1998)

Rangering av kommunene	"MIK-styrke"	Konfliktgrad		
		Lav (("trivielle" hindringer)	Middels (("uklare" virkemidler)	Høy (("uklare" mål)
<u>Høyt samlet konfliktnivå:</u>				
1 Steigen	Lav	25 %	25 %	50 %
2 Røros	Middels	33 %	17 %	50 %
<u>Middels samlet konfliktnivå:</u>				
3 Stavanger	Høy	30 %	50 %	20 %
4 Hurum	Middels	60 %	20 %	20 %
<u>Lavt samlet konfliktnivå:</u>				
5 Kristiansand	Høy	67 %	17 %	17 %
6 Fredrikstad	Høy	62 %	38 %	0 %
7 Flora	Middels	75 %	25 %	0 %
Gjennomsnitt	-	54 %	30 %	16 %

I hovedrapporten fra prosjektet anbefalte vi at kommunene selv innarbeidet et "hindringsperspektiv" i sin miljøpolitikk. Dette anbefalte vi kunne gjøres ved at kommunene tok i bruk miljørevisjonsverktøyet. Den form for kartlegging som vi gjorde i Hindringsprosjektet er i prinsippet helt tilsvarende miljørevisjonsmetoden: innledningsvis avklares revisjonsgrunnlaget (i vårt tilfelle, klargjøring av hva målet om en bærekraftig produksjon og forbruk innebærer), så innhentes det informasjon blant annet gjennom intervju av revidert part (i vårt tilfelle, intervju med de prosjektansvarlige i kommunene), revisjonsrapporten legges fram for revidert part (i vårt tilfelle, drøfting med kommunene om av de identifiserte hindringene), og gjennomføring av korrigerende tiltak (i vårt tilfelle, drøfting av hvordan måte hindringene).

Forsøksvirksomhet i offentlig forvaltning synes oftest å være rettet inn mot å få fram "gode eksempler". I så måte representerer oppmerksomheten omkring "hindringer" i BLS-prosjektet noe nytt. Særlig spennende er det at statlige myndigheter har oppfordret kommunene til å få fram eventuelle hindringer som ligger i den *statlige* politikken overfor kommunene. Som det

går fram av talene fra Hindringsprosjektet kan det synes som om de sterkeste målkonfliktene går mellom stat og kommune, der staten framstår som "flaskehalsen" i systemet. Hvorvidt dette er reelt er det vanskelig å si noe sikkert om. Det kan nok ofte være fristende for kommuner å skylde på staten når det oppstår problemer, enten problemet blir definert som manglende statlige overføringer eller at statlige bestemmelser hindrer kommunene i å gjennomføre sine gode forsetter. Det er likevel interessant å registrere at vi også i BLS-prosjektet har funnet at kommunene i enkelte sammenhenger framstår som mer miljøpolitisk ambisiøse enn staten – i alle fall på et retorisk plan - noe som bekrefter det bildet som kom fram gjennom Økokommuneprogrammet og til en viss grad Miljørevisjonsprosjektet. Dette poenget blir understreket om vi tar med den miljøpolitisk sammenhengen BLS-prosjektet opprinnelig ble plassert inn i nasjonalt og internasjonalt. Prosjektet ble lansert som en del av Norges arbeid med å sette bærekraftig produksjon og forbruk på den internasjonale dagsorden. Kommunene ble videre bedt om å prøve ut virkemidler innenfor et politikkområde som langt fra var ferdig utviklet nasjonalt. Først ett år etter at prosjektet startet ble overgangen fra en produksjons- til en produktorientert miljøvernpolitikk for første gang omtalt i en norsk Stortingsmelding (Stortingsmelding 58 (1996-97) om "Miljøvernpolitikk for en bærekraftig utvikling"). Det synes derfor rimelig å tolke BLS-prosjektet på et overordnet mål som et virkemiddel i seg selv; der Miljøverndepartementet ønsket å bruke dette prosjektet som et nasjonalt virkemiddel for å utvikle og introdusere bærekraftig produksjon og forbruk i norsk miljøvernpolitikk. En slik strategi samsvarer også med det skillet Vedung (1997) gjør mellom forsøksvirksomhet som *sosialt eksperiment* og *iverksettingsstrategi*. I det siste tilfellet brukes forsøksvirksomhet i realiteten som et virkemiddel for å iverksette konkrete mål.

Litteratur

Akershus fylkeskommune (1994): *Miljøpolitisk handlingsprogram Akershus fylkeskommune 1994-97*. Februar 1994.

Akershus fylkeskommune (1998): *Regional Agenda 21. Fylkesdelplan for miljøvern i Akershus*. Fylkesrådmannen.

Amble, E., Jon Guttu, Terje Nordeide, Anne-Karin Thorén (1991): *Natur- og miljøvennlig bebyggelse i Tingvoll. Bebyggelsesplan*. Prosjektrapport 80. Norsk byggforskningsinstitutt, Oslo.

Amundsen, A. (1993): *Miljøteknologi og renere produksjon*. Oslo: Universitetsforlaget.

Andersen, S. (1990): "Komparative cas-studier og generalisering: Strategier for modellering og utvelgning". *Tidsskrift for samfunnsforskning*, årgang 33, s. 367-378.

Armann, K, Hille, J., Kasin, O. (1995): *Lokal Agenda 21. Norske kommuners miljøarbeid etter Rio*. Rapport 5:95. Oslo: Prosjekt Alternativ Framtid.

Barton, H. and Bruder, N. (1995): *A Guide to Local Environmental Auditing*. London: Earthscan.

Bergheim, S. (1992): *Kompostering av organisk husholdningsavfall*. SFT-rapport 92:15. Statens forurensningstilsyn, Oslo.

Boverket (1995): *Ekokommunprosjektet. Sluttrapport angående medel för en utbildnings- och informationskampanj om kretsloppstänkande i kommunalt utvecklingsarbete*. Diarienummer 5081-4033/92.

Brox, Ottar (1995). *Dit vi ikke vil. Ikke-utopisk planlegging for neste århundre*. Halden: Exil Forlag.

Bruflot, A. og Øystein Nilsen (1992): *Firehjulstrekkeren erobrer nasjonalparken. Vegbygging og arealbruk i Hardangervidda nasjonalpark*. Hovedoppgave ved Institutt for planfag og rettslære. Norges landbrukshøgskole, Ås.

Bukve, O. (1993): *Kommunal forvaltning og planlegging*. 2. utgåve. Samlaget, Oslo.

Burgess, J., Harrison, M. og Limb, M. (1988): "People, Parks and Urban Greens: A study of Popular Meanings and Values for Open Space in the City". *Urban Studies*.

Byrkjeland, M. (1997): *Handle lokalt - begrensa nasjonalt og globalt. Berekraftig utvikling i økokommunane*. VF-rapport 7/97. Vestlandsforskning, Sogndal.

Cambell, D. (1975): "Degrees of freedom and the case study". *Comparative Political Studies*, 8 (juli), s. 178-193.

- Christiansen, P. (red.) (1996): *Governing the Environment: Politics, Policy, and Organization in the Nordic Countries*. Nord 1996:5. Nordisk Ministerråd, København.
- Cropper, S.A. (1982): Theory and strategy in the study of planning processes - the use of the case study. I: *Environment and Planning B*, vol. 9, s. 341-357.
- Dahle, Kjell (1997). *Forsøk for forandring? Alternative veier til et bærekraftig samfunn*. Oslo: Spartacus Forlag.
- Daly, H.E. (1992): "Allocation, distribution and Scale: Towards an economics that is efficient, just and sustainable". I *Ecological Economics*, vol. 6, no. 3, s. 185-193.
- Direktoratet for naturforvaltning, Statens forurensningsinstilsyn, Riksantikvaren (1996): *Idésamling for kommunalt miljøvern. Et utvalg nasjonale miljømål. Forslag til kommunale mål, strategier, tiltak og indikatorer for fem satsningsområder*. TE 713. Oslo.
- Eckerberg, K., Forsberg, B. And Wickenberg, P. (1998): "Sweden: Setting the pace with pioneer municipalities and schools". In: Lafferty, W. og Katarina Eckerberg (ed.) (1998): *From Earth Summit to Local Forum: Studies of Local Agenda in Europe*. London: Earthscan. P. 51-85.
- Enebro, A. (red.) (1990): *Det ekologiska framtidssamhället - helhetssyn i teori och praktik*. ESAM AB/Glesbygdsdelegationen, Umeå/Stockholm.
- Etzioni, A. (1991): *A responsive society : collected essays on guiding deliberate social change*. San Francisco: Jossey-Bass Publ..
- Flint, D. (1988): *Philosophy and Principles of Auditing. An Introduction*, Macmillan, London.
- Flyveberg, B. (1992): *Rationalitet og makt. Det konkrete videnskap. Bind I*. Akademisk Forlag, København.
- Franke, T. (1996): "Managing Sustainable Development: Definitions, Paradigms and Dimensions". *Sustainable Development*, vol. 4:53-60.
- Fylkesmannen i Vestfold (1995): *Miljørevisjon Tønsberg kommune. Evaluering av et prøveprosjekt*. Tønsberg.
- Georgescu-Roegen, N. (1971): *Energy and Economic Myths*. New York: Pergannon Press
- Gidlund, J. et.al. (1984): *Kommunerna och framtiden. Programskrift med skiss till kommunala omvärldsbilder 2000*. Forskningsrådsnämnden, Stockholm.
- Glosvik, Ø. (1994): "Miljømålstyring" – er det mogelig? *Målstyring som verkemiddel i iverksetting av kommunal miljøpolitikk*. VF-notat 5/94. Vestlandsforsking, Sogndal.

- Gouldson, A. (1995): *Cooperative Advantage and Strategic Alliances in Life Cycle Environmental Management*. Paper presented to The 1995 Eco-Management and Auditing Conference, 3.-4. juli 1995, Leeds Universitet. I: *Conference proceedings*. ERP Environment, Shipley, West Yorkshire.
- Grann, O. og Einar Holtane (1995): *Att ta Rio på alvor*. I: Nord Revy 1-1995, s. 14-18.
- Grundelius, E. (1995): *Vilkår för en uthållig utveckling*. Stockholm: Svenska Kommunförbundet.
- Hammersley, M. & Paul Atkinson (1983): *Ethnography*. London: Tavistock.
- Hams, T. (1994): *Local environmental policies and strategies after Rio*. I: Agyeman, J. og B. Evans (ed.): *Local Environmental Policies and Strategies*. Harlows, Longman.
- Haukvik, L. (1998): "Regional Agenda 21. Fylkeskommunenes Agenda 21-arbeid". *Tidsskrift for et bærekraftig samfunn*, 2/98: 75-78.
- Heiberg, E. (1996): *Med reguleringsplan i kulturlandskapet. Reguleringsplan som virkemiddel for å styre utviklingen i særlig verdifulle kulturlandskap*. VF-rapport 14/96. Sogndal: Vestlandsforskning.
- Heiberg, E. (1997): *Kommuneplanlegging med et økologisk utgangspunkt. Eksempler hentet fra kommuneplanlegging i ti norske kommuner. Dokumentasjonsrapport*. VF-notat. Sogndal: Vestlandsforskning.
- Heiberg, E. (1999): *Planlegging i kulturlandskap - når bruk og vern skal kombineres*. Oslo: Landbruksforlaget.
- Heikurainen, K. (ed.) (1992): *Suomussalmi Eco-Municipality. Research, results, experimentation, opinions*. Suomussalmi Municipality.
- Hille, J. (1995): "Bærekraftig kommunalt forbruk", *Tidsskrift for samfunnsplanlegging, byplan og regional utvikling*, 6/95:20-26.
- Hille, J., Olav Kasin og Helena Nynäs (1994): *Redusert forbruk – kommunal handling*. Oslo: Prosjekt Alternativ Framtid.
- HMSO. 1993. *A Guide to the Environmental Management and Audit Scheme for UK Local Government*. London: HMSO Publications.
- Hovik, Sissel og Janike Harsheim (1996). *Miljøvernets plass i kommunepolitikken*. Oslo: NIBR-Rapport 1996:5.
- Hovik, Sissel og Johnsen, Vibeke (1994): *Fra forsøk til reform: Evaluering of MIK-programmet*. NIBR Rapport 1994: 23. NIBR, Oslo.
- Høyer, KG. (1987): *Økokommunar – prosjektnotat. I: Myrhaug, E. (red.) (1987): Økokommunen – tenke globalt, handle lokalt*. Oslo: Venstres Opplysningsforbund.
- Høyer, KG. (1991): "Regionalpolitikkenes økopolitiske grunnlag". I Høyer, KG. og Tor Selstad (1991): *Regionalpolitikkenes økopolitiske grunnlag*. Nord

- REFO. VF-rapport 19/91/ØF-rapport 23/91.
Vestlandsforskning/Østlandsforskning.
- Høyer, KG. (1993): "Miljøproblemene endrer karakter". I: Høyer, KG. og Selstad, T. (1993): *Den besværlige økologien*. NordREFO 1993:3. Nordiskt Institut för regionalpolitisk forskning, København.
- Høyer, KG. (1997): "Sustainable Development". Brune, D. Chapman, D., Gwynne, M. (eds): *The Global Environment*. Weinheim: VCH Publ: 1185-1208
- Høyer, KG. og Aall, C. (1997): *Miljø- og bærekraftindikatorer. En internasjonal kunnskapsoversikt*. VF-rapport 13/97. Vestlandsforskning, Sogndal.
- ICLEI (1997): *Local Agenda 21 Survey: A Study of Responses by Local Authorities and Their National and International Associations to Agenda 21*. ICLEI, Toronto.
- ICLEI (1998): *Study on National Obstacles to Local Agenda 21*. Study prepared by ICLEI, CAG Consultants and UNDESA Division for Sustainable Development for the Sixth Session of the UN Commission on Sustainable Development, 20. April - 1. Mai 1998.
www.iclei.org/iclei/csd6rept.htm.
- Ilppo, V. og Mikko Jokinen (1996): *A manual for Municipal Environmental Auditing (MEA) in the Baltic Cities*. Union of Baltic Cities, Commission on Environment. Draft 15. august.
- INCOSAI (1995): *Cairo statement*. Report from the Fifteenth International Congress of Supreme Audit Institutions. Cairo, oktober.
- IULA (1991): *Oslo-erklæringen om Miljø, Helse og Livsstil*.
- Jansen, A. (1991): *Reform og resultater. Evaluering av forsøksprogrammet Miljøvern i kommunene*. NORAS, Oslo.
- Jansen, A. and Osland, O. (1996): "Norway" In Christiansen, P. (red.) (1996): *Governing the Environment: Politics, Policy, and Organization in the Nordic Countries*. Nord 1996:5. Nordisk Ministerråd, København. Pp. 181-258.
- Johnsen, V. (1997): *Evaluering av økokommunane si gjennomføring av Politikarskolen i miljøkunnskap*. VF-notat.
- Kantola, T. (1996): "The Role of EMAS in Delivering Sustainability - Experiences from a Finnish Pilot Project". Paper presented to the second European Conference on Sustainable Cities & Towns, Lisboa 6-8. oktober 1996.
- Kjellberg, F. (1980): *Den kommunale virkelighet. Planlegging, finansiering og budsjettering*. Universitetsforlaget, Oslo.

Kleven, T. (1990): ”.’.det rullerer og det går...’ Studie av et forsøk med resultatorientert kommunal planlegging”. Rapport 1990:23. Norsk institutt for by- og regionforskning, Oslo.

Kleven, T. (1993): “Sørensens konklusjoner”. *Et essay om forskning og målstyring*. Rapport 1993:1. Norsk institutt for by- og regionforskning, Oslo. English summary.

Kommunenes Sentralforbund (1993): *Tenke globalt – handle lokalt. Lokalt prioriterte satsningsområder for miljøvernarbeidet*. Oslo.

Kommunenes Sentralforbund (1994): En spørreundersøkelse om status i kommunenes miljøvernarbeid. Database (ikke publisert materiale).

Koren, J. Og Bjørnar Sæther (1994): *Et britisk forslag til standard for kommunal miljøledelse og miljørevisjon. En tilpasning av EUs forordning for frivillig miljøledelse og miljørevisjon av bedrifter*. AR 01/94. Fredrikstad: Stiftelsen Østfoldforskning.

Kraft, N. and Storvik, H. (red.), 1997. *Føre var prinsippet: mellom forskning og politikk*. Oslo: NENT-publikasjon 10.

Lafferty, W. (1998): “Local and Regional Agenda 21 – A Politically Viable Path to Sustainable Development”. Paper presented at the Graz Symposium on “Regions - Cornerstones for Sustainable Development“, Graz Austria, October 28-30, 1998.

Lafferty, W. og Katarina Eckerberg (ed.) (1998): *From Earth Summit to Local Forum: Studies of Local Agenda in Europe*. London: Earthscan.

Lafferty, W. og Oluf Langhelle (1995): *Bærekraftig utvikling*. Ad Notam, Oslo.

Lipsky, M. (1980): *Street-Level Bureacracy. Dilemmas of the Individual in Public Science*. Russel Sage Foundation, New York.

Lium, M., M. Aasli, E. Angell (1988): *Økokommuneprosjektet med vekt på deltakelse*. Prosjektoppgave ved Norges Kommunal- og Sosialhøyskole. Oslo.

MacGillivray and Zadek eds., 1995. *Accounting for change. Papers from an international seminar, Toyne Hall, October 1994*. London: The New Economics Foundation.

Malvik, I. V. (1998): ”LA21 Light. Norges oppfølging av Lokal Agenda 21. *Tidsskrift for et bærekraftig samfunn*, 2/98: 33-45.

Malvik, I. V. (1999): *Forklaring – og bortforklaring. Hvilke faktorer forklarer kommunenes gjennomføring av Lokal Agenda 21?* Oslo: Framtiden i Våre Hender.

Miljøverndepartementet (1988a): *Håndbok. Kommunalt miljøvern*. Oslo: Miljøverndepartementet og Kommunenes Sentralforbund.

- Miljøverndepartementet (1988b): *Kommunale Miljø- og naturressursprogram. Veileder. Foreløpig utkast 1. september 1988.* Oslo: Miljøverndepartementet.
- Miljøverndepartementet (1989): *Kommunale Miljø- og naturressursprogram.* T-718. Oslo: Miljøverndepartementet og Kommunenes Sentralforbund.
- Miljøverndepartementet (1991): *St. meld. nr. 34. Om miljøvern i kommunene.* Oslo: Miljøverndepartementet.
- Miljøverndepartementet (1993a): *Tenke globalt – handle lokalt. Nasjonalt prioriterte satsningsområder for det kommunale miljøvernarbeidet.* T-937. Oslo.
- Miljøverndepartementet (1993b): *St. meld. nr. 13. FN-konferansen om miljø og utvikling i Rio de Janeiro.* Oslo.
- Miljøverndepartementet (1994). *Symposium: Bærekraftig Forbruk: 19.-20. januar 1994, Oslo, Norge.* Oslo: Miljøverndepartementet.
- Miljøverndepartementet (1997). *Miljøvernpolitikk for en bærekraftig utvikling. Stortingsmelding 58 (1996-97).* Oslo.
- Miljøverndepartementet (1998): *Summary report of the Workshop on Consumption in a Sustainable World 2-4 juni 1998.*
- Mishan, E. J. (1977): *The Economic Growth Debate. An Assessment.* London: George Allen & Unwin Ltd.
- Moos, U. (1999): *Lokal Agenda 21. Dansk status ved årsskiftet 1998-99.* København: Miljø- og energiministeriet, Landsplanavdelingen.
- Mydske, P.K., Gundersen, F., Taarud, A., Hegdal, T. Og Solli, A.L. (1994): *Miljøpakke-forsøket. Organisering, prosesser og effekter.* Forskningsrapport 03/94. Oslo: Institutt for statsvitenskap, Universitetet i Oslo.
- Myrhaug, E. (red.) (1988): *Økokommunen. Tenk globalt handle lokalt.* Venstres Opplysningsforbund, Oslo.
- Maaløe, Erik (1996): *Case-studier. Af og om mennesker i organisationer.* København: Akademisk Forlag.
- Månson, T. (ed.). (1992): *Eco-cyckles. the basis for a sustainable development.* In Swedish. SOU 1992:42. Stockholm: Miljövärdberedningen.
- Naustdalslid, J. og S. Hovik (red) (1994): *Lokalt miljøvern.* TANO/NIBR, Oslo.
- Nordisk Råd (1994): *Miljörevision och andra revisionsliknande verktyg.* Tema/Nord 1994:536. København.
- Nordland fylkeskommune (1998): *Regional Agenda 21 for Nordland.* Bodø.

- Nord-Norsk Plangruppe A/S (1998): *Erfaringer fra utvidet folkehøring om miljø og utvikling i Nordland*. Bodø.
- Nynäs, Helena (1992): *Ekokommuner som motkultur i Norge. Uppfatningar om naturen och lokalsamhället*. Hovedoppgave i samfunnsgeografi, Institutt for kultur og samfunn, Universitetet i Oslo.
- Nynäs, Helena (1994): *Forbruket som miljøproblem - finnes det et lokalt handlingsrom?* VF-notat. Vestlandsforskning, Sogndal.
- Næss, P. (1995): *Urban form and Energy Use for Transport. A Nordic Experience*. Doktoringeniør avhandling. Institutt for by- og regionplanlegging, NTH. Trondheim.
- Næss, Petter (1992): *Natur- og miljøvennlig tettstedsutvikling (NAMIT). Faglig sluttrapport*. NIBR-rapport 1992:2. Norsk institutt for by- og regionforskning, Oslo.
- Næss, Petter (1992): *Natur- og miljøvennlig tettstedsutvikling (NAMIT). Faglig sluttrapport*. NIBR-rapport 1992:2. Norsk institutt for by- og regionforskning, Oslo.
- Nøttestad, Ø. (1999): *Miljøvernforvaltningen i tidsperspektiv I. Del III: Mot vår tid (1982-1992)*. Oslo: Miljøverndepartementet.
- Offerdal, A. (1986): "Om det rasjonelle og det rimelige". I: Norsk Statsvitenskapelig Tidsskrift 4/1986.
- Olsen, Kjell Harald (1993): *Kommunal miljøvernplanlegging. Om miljøvernplanleggingens rolle i utformingen av en kommunal miljøpolitikk*. Oslo: Kommuneforlaget.
- Opdahl, A. (1996): "Miljøhensyn i politikk og planlegging regionalt: Resultater til nå og veien videre". Innlegg under Miljøverndepartementets seminar om integrering av miljøhensyn i regionalpolitikken. Holmenkollen Park Hotell, 7. juni 1996.
- Opedal, S., Pløger, J., Strand, A. og Bestby, GM. (1998): *Miljøbyprogrammet. En midtveisevaluering*. Prosjektrapport 1998:8. Oslo: Norsk institutt for by- og regionforskning.
- Pettersen, P.A. (1973): *Konfliktlinjer og partistrategi - en analyse av parti-programmene ved stortingsvalget i 1969*. Universitetet i Oslo.
- Ramsdal, H. (1997): *Evaluering av Økokommuneprogrammet*. VF-rapport 3/97. Vestlandsforskning, Sogndal.
- Remmen, A. (1995): *Virksomhedernes miljøhåndbok*. Børsens Forlag, København.
- Riglar, N. (1996) *Eco-Management and Audit Scheme for UK Local Authorities (LA-EMAS). One year on*, paper presented to the 1996 Eco-Management and Auditing Conference, 2.-3. July, University of Leeds, Conference proceedings, ERP Environment.

- Risvand, J. (1979): *Ressurser og ressursdisponering*. Oslo: Landbruksforlaget.
- Sabatier, Paul (1986). *Top-down and bottom-up approaches to implementation research: A critical analysis and suggested synthesis*. Journal of Public Policy 6:1, 21-48.
- Schei, Peter Johan (1997): "Konvensjonen om biologisk mangfold". I: Lafferty, W. M., Oluf Langhelle, Pål Mugaas og Mari Holmbo Ruge (1997): *Rio + 5. Norges oppfølging av FN-konferansen om miljø og utvikling*. Oslo: Tano Aschehaug.
- SFT (1996): *Bærekraftige lokalsamfunn. Rapport midtveis i prosjektet..* April 1997.
- Simonsen, M. (1997): *Gruppeintervju*. Internt VF-notat 21.11.97. Sogndal: Vestlandsforsking.
- Skaar, S. red.(1994): *Internkontroll - ørkenvandring eller veien til det forjattede land?* SINTEF IFIM STF82 A94002
- Spangenberg, J.H. mfl (1994): *Towards Sustainable Europe*. Luton, UK: Friends of the Earth Publ.
- Stenseth, Nils. Chr. og Karine Hertzberg (red) (1992). *Ikke bare si det, men gjør det. Om bærekraftig utvikling*. Oslo: Universitetsforlaget og Prosjekt Alternativ Framtid.
- Thompson, J. (1980): *Hur organisationsfungerar* . Prisma, Stockholm.
- Tuxworth, B. (1996): "From Environment to Sustainability: survey and analysis of Local Agenda 21 process developed in UK local authorities". *Local Environment*, vol. 1, 3/96:277-299.
- UNEP (1999): *Global Environmental Outlook 2000*. London: Earthscan.
- UNESCO (1991): *Environmental Sustainable Economic Development: Building on Brundtland*. R. Goodland mfl. UNESCO.
- Vedung, E. (1991): *Utvärdering i politik och förvaltning*. Studentlitteratur, Lund.
- Verdenskommisjonen (1987): *Vår Felles Framtid*. Tiden Norsk Forlag, Oslo.
- Vestby, SE. (1994): *Kvalitetssikring og miljørevisjon. Innspill til metodisk tilnærming*. Internt notat 18.05.94. Sogndal: Vestlandsforsking.
- Vestby, SE. (1996): *Kvalitet og miljø – to sider av samme sak? Eksempler fra forsøk med miljørevisjon i Stavanger, Sogndal og Tingvoll kommune*. VF-notat 9/96. Sogndal: Vestlandsforsking.
- Welford, R. (1995) *Environmental Strategy and Sustainable Development. The corporate challenge for the 21st century*, Routledge, London/New York.

- Winter, S. (1994): *Offentlig forvaltning i Danmark. Implementering og effektivitet*. Systine, Herning.
- Yin, R. (1984): *Case study research. Design and Methods*. Sage Publications. London, New Delhi.
- Ågotnes, K. (1989): Komparasjon - metode eller oppdagelsesreise ? I: Byrkjeland/Engesæther (red): *Kvar i sin dal? Komparasjon som metode i lokalhistoriske studier*. Tapir Forlag.
- Aall, C. (1991a). *Forprosjektrapport: Økokommuneprogram for 9 norske økokommuner*. Prosjektrapport 14/91. Vestlandsforskning, Sogndal.
- Aall, C. (1991b): *Kommunal miljørevisjon. Kan det bringe lokalt miljøvern frå kunnskap til handling?* Arbeidsdokument 19/91. Sogndal: Vestlandsforskning.
- Aall, C. (1996a): *Valg av forskningsstrategi for gjennomføring av prosjektet Kommunal miljørevisjon*. VF-notat 2/96. Vestlandsforskning, Sogndal.
- Aall, C. (red) (1997a): *Det kommunale miljøvernet - fra lokalt til globalt ? Oppsummering av det norske økokommuneprogrammet 1989-96*. VF-rapport 2/97. Vestlandsforskning, Sogndal.
- Aall, C. (red.) (1996b): *Kommunal miljørevisjon. Oppsummering av forsøk med miljørevisjon i ni kommuner i perioden 1993-96*. VF-rapport 6/96. Vestlandsforskning, Sogndal.
- Aall, C. (1997b): *Frå miljøpolitikk til bærekraftig regional utvikling: Regional Agenda 21 i Sogn og Fjordane?* VF-notat 12/97. Sogndal: Vestlandsforskning.
- Aall, C. (1997c): *Lokal Agenda 21 på norsk: Kommunalt miljøvernarbeid nærmere Rio enn Oslo?* VF-notat 3/97. Sogndal: Vestlandsforskning.
- Aall, C. (1998a): *Retningsanalyse for en bærekraftig utvikling i kommunal planlegging og politikk*. Oppsummering av et forsknings- og utviklingsprosjekt. VF-rapport 1/98.
- Aall, C. (1998b): *Utredning om bærekraftig utvikling som premis for rullering av fylkesplanen i Akershus*. VF-notat 11/98. Sogndal: Vestlandsforskning.
- Aall, C. (1998c): *Innspill til evaluering av kapittel 5: Strategier for areal, transport, miljø og ressursforvaltning i fylkesplan 1996-99 for Hordaland*. VF-notat 16/98. Sogndal: Vestlandsforskning.
- Aall, C. (1998d): "Confronting the Inertia of Existing Reforms". In Lafferty, W. and Eckerberg, K. (1998): *From the Earth Summit to Local Agenda 21. Working towards sustainable development*. pp 76-106. London: Earthscan.
- Aall, C. (1999a): *Utgreiing om Regional Agenda 21 i Sogn og Fjordane*. Rapport 3/99. Sogndal: Vestlandsforskning.

Aall, C. (1999b): "Norway: From Environmental Protection to Sustainability 'light'". In Lafferty, W. (eds.) (1999): *Implementing LA21 in Europe. New Initiatives for Sustainable Communities*. Oslo: ProSus. Pp. 71-99.

Aall, C, Sæther, B (1996): "Når miljømål møter den kommunale virkeligheten". *Erfaringer fra prosjektet Kommunal miljørevisjon*. Oslo: Kommuneforlaget.

Aall, C, Sæther, B., Vestby, S.E. (1995): *Evaluering av gjennomførte prøverevisjoner i prosjektet Kommunal miljørevisjon 1994*. VF-notat 5/95 / STØ-notat AR 03/95. Vestlandsforskning/Stiftelsen Østfoldforskning, Sogndal/Fredrikstad.

Aall, C., Erstad, E., Sæther, B. Vestby, S.E. (1995): *Midtveisrapport fra prosjektet Kommunal miljørevisjon*. VF-notat 9/95/STØ-rapport AR.12.95. Vestlandsforskning/Stiftelsen Østfoldforskning, Sogndal/Fredrikstad.

Aall, C., Erstad, E., Vestby, S.E. (1996): *Håndbok i kommunal miljørevisjon*. Oslo: Kommuneforlaget.

Aall, C., Høyer, K.G. (1995): *Kommuneøkologi og miljøproblemer*. I: Plan 6/95, s 31-36.

Aall, C., Lafferty, W., Bjørnæs, T. (1998): *Kartlegging av hindringer i prosjekt Bærekraftige lokalsamfunn: hovedrapport*. VF-rapport 11/98. Sogndal: Vestlandsforskning.

Aall, C., Lafferty, W., Bjørnæs, T. (1999a): *Kartlegging av hindringer i prosjekt Bærekraftige lokalsamfunn: hovedrapport*. Rapport 99:01. Oslo: Statens forurensingstilsyn- TA 1607.

Aall, C., Sæther, B (1994): *Miljørevisjon - verktøy for et resultatrettet kommunalt miljøvern? Presentasjon av en foreløpig norsk modell for kommunal miljøledelse og miljørevisjon*. VF-notat 3/94. Vestlandsforskning, Sogndal.

Aall, C., Sæther, B (red.) (1995): *Kommunal miljøstyring og miljørevisjon: rapport fra en studietur til England*. STØ AR 05.95. Fredrikstad: Stiftelsen Østfoldforskning.

Aall, C., Sæther, B. (1993): *Kommunal miljørevisjon – omtale av eit utviklingsprosjekt*. VF-rapport 8/93. Sogndal: Vestlandsforskning.

Aall, C., Vestby, S. (1995): *Kommunal miljørevisjon - Håndbok. Hvordan ta i bruk miljørevisjon i et miljøstyringssystem*. Foreløpig utgave Internt notat 02.02.95. Vestlandsforskning, Sogndal.

Aall, C., Bjørnæs, T. (1999b): *Kartlegging av hindringer i prosjekt Bærekraftige lokalsamfunn: dokumentasjonsrapport*. Rapport 99:02. Oslo: Statens forurensingstilsyn- TA 1608.

Sluttnoter

¹ Jeg var utøvende forsker for forprosjektet og prosjektleder for Økokommuneprogrammet, som bl.a. innebar at jeg var sekretær. Gjennom forprosjektet utviklet jeg en nær kontakt med kommunene. I programfasen deltok jeg i mindre grad som utførende forsker innenfor de ulike programmene.

² Dette samarbeidet førte bl.a. til at det i forbindelse med verdenskongressen til den internasjonale sammenslutningen av lokale myndigheter (IULA) i Oslo i 1991 ble laget en felles norsk, svensk og dansk utstilling om økokommuner i Norge, Sverige og Finland, og de danske prosjektet Grøne kommuner. Utstillingen ble også vist under Rio-konferansen i 1992, og senere ved ulike arrangementer i de nordiske landene.

³ Syv forskere ved Vestlandsforskning og Høgskulen i Sogn og Fjordane i tillegg til fem faglig ansatte personer ved de øvrige samarbeidende institusjonene.

⁴ Vestlandsforskning, Høgskulen i Sogn og Fjordane, Stiftelsen Idébanken, Prosjekt Alternativ Framtid, Ressurscenteret i miljølære (ved Tingvoll vidaregåande skule) og Landskapsarkitektfirmaet Feste as.

⁵ Forprosjektrapporten skisserte et samlet budsjett på 10,7 millioner kroner. De samlede bevilgningene fra MD og KS ble på 3,6 millioner kroner. I tillegg kom bevilgningene til Miljørevisjonsprosjektet på 3,2 millioner kroner.

⁶ Følgende tema ble tatt opp på de i alt seks samlingene: (1) Økologisk basert kommuneplanlegging – introduksjonskurs; (2) Arealbruk, transport og utbyggingsmønster; (3) Biologisk mangfold i kommuneplanen; (4) Hva er gode utbyggingsmønster i bygde-Norge. Seminar om transportreduserende tiltak.; (5) Økologisk avløpsbehandling og bærekraftig forbruk; og (6) Konsekvensanalyser, miljømål og Lokal Agenda 21.

⁷ Åmot kommune deltok i dette delprogrammet som eneste ”eksterne” kommune i tillegg til økokommunene.

⁸ I 1996 var andelen økt til 50 prosent, og samtlige husstander er nå pålagt å sortere ut det organiske avfallet. De som ikke ønsker å kompostere selv, må betale en høyere avgift for levering av det organiske avfallet til et kommunalt sentralkomposteringsanlegg.

⁹ Prosjektet ble gjennomført i samarbeid med Stiftelsen Østfoldforskning. Det deltok to forskere fra hver institusjon med meg som prosjektleder. Jeg var sekretær for styringsgruppa og deltok også som utførende forsker. Sluttrapporten ble skrevet av meg med vedlegg utarbeidet av de øvrige tre deltakende forskerne (Aall 1996b). Jeg hadde et hovedansvar for skrivingen av prosjektets to hovedprodukter utgitt på Kommuneforlaget: håndboka (Aall et al. 1996) og sammendragsrapporten (Aall og Sæther 1996).

¹⁰ Tingvoll, Sogndal, Steinkjer, Nord-Trøndelag fylkeskommune, Rakkestad, Fredrikstad, Bærum, Bømlo og Stavanger.

¹¹ Med ”revisjonstype” mente vi om kommunen ønsket å fokusere på vurdering om styringssystemer er etablert, resultatvurdering eller effektmålinger.

¹² Ansvarer ble fordelt ut fra et praktisk hensyn. Vestlansforskning veiledet Stavanger, Bømlo, Sogndal og Steinkjer, mens Stiftelsen Østfoldforskning veiledet Rakkestad, Fredrikstad, Bærum og Nord-Trøndelag fylkeskommune.

¹³ Selv om håndboka solgte relativt bra i en startperiode (ett år etter utgivelsen hadde 15 % av landets kommuner og 68 % av fylkeskommunene kjøpt håndboka) er det så vidt jeg kjenner til bare et fåtall kommuner som har tatt i bruk verktøyet. Av prosjektkommunene er det bare én kommune (Sogndal) som i dag bruker verktøyet.

¹⁴ I prosjektet ønsket vi også å vurdere koblinger til kommunerevisjonen, men ingen av kommunene maktet – på tross av flere henvendelser – å komme i dialog med kommunerevisjonen med tanke på å delta i forsøkene. Vi hadde derfor ikke grunnlag for å lansere kommunerevisjonen som ansvarlig for å gjennomføre en miljørevisjon. Det er likevel interessant å registrere at én av de få kommunene som i dag gjennomfører miljørevisjoner – Trondheim – gjennomfører dette som del av den ordinære forvaltningsrevisjonen lagt til kommunerevisjonen. Den ansvarlige for gjennomføring av miljørevisjoner i Trondheim kommunerevisjon var for øvrig tilsatt i Direktoratet for naturforvaltning mens Miljørevisjonsprosjektet pågikk, og deltok da på vår studietur til England.

¹⁵ I revisjonsformålet i Bærum står det for eksempel: ”*Rette søkelyset på tema som har fått beskjeden politisk oppmerksomhet, men der kommunen har myndighet og ansvar*”. Motsatsen finner vi i Bømlo, der kommunen var i gang med å rullere kommuneplanens arealdel, og miljørevisjonen kom inn som en mulighet til å avklare ett av de viktigste utfordringene i kommunens arealplan; nemlig spørsmålet om kommunen har lyktes i å styre lokaliseringen av matfiskoppdrett slik kommuneplanen la opp til?

¹⁶ En av våre informanter fra Bømlo uttalte blant annet følgende (gjengitt i Aall et al. 1996, s. 45): ”*I ein kommune som Bømlo, med ein oversiktleg organisasjon, var det viktig at det var ei formell ramme kring revisjonen. På den måten var det understreket at dette var ein spesiell situasjon der dei enkelte hadde klare rollar og oppgåver*”.

¹⁷ Skepsisen ble uttalt av representanter for revidert part. To årsaker synes å være viktig til at kommunen etter hvert endret holdning. For det første hadde rådmannen i kommunen stor tiltro til miljørevisjonsverktøyet. Dernest kom at teknisk etat (revidert part i ett av våre to forsøk) i etterkant av våre forsøk ble gjenstand for en ekstern systemrevisjon av fylkesmannens miljøvernnavdeling. I intervjurunden i etterkant av dette kom det fram at revidert part nå i større grad innså verdien av interne miljørevisjoner som en nyttig forberedelse til eksterne systemrevisjoner.

¹⁸ Terje Kleven (1993) betegner det som ”en parademarsj gjennom vidåpne dører” å lete fram forskningsmateriale og litteratur som kritiserer den tankegangen målstyringskonseptet representerer.

¹⁹ ”Intern” betyr revisjoner bestilt av virksomheten selv, mens ”ekstern” betyr revisjoner bestilt av en ekstern part – for eksempel tilsynsmyndigheter.

²⁰ Behovet for å utvikle bærekraftindikatorer er omtalt flere steder i Agenda 21. Under kapittel 5 ”Demographic Dynamic and Sustainability” punkt 5.10 står det for eksempel (min understreking): ”*Socio-demographic information should be developed in a suitable format for interfacing with physical, biological and socio-economic data. Compatible spatial and temporal scales, cross-country and time-series information, as well as global behavioural indicators should be developed, learning from local communities' perceptions and attitudes*”.

²¹ Prosjektet ble gjennomført i et samarbeid mellom Karl G Høyen, Sven Erik Vestby og meg. Jeg fungerte som prosjektleder og sto for hoveddelen av oppfølgingsarbeidet i forhold til kommunene. Jeg hadde også hovedansvaret for innsamlingen av internasjonale erfaringer om bruk av miljø- og bærekraftindikatorer. I prosjektets første rapport skrev Karl G Høyen utkast til kapittel 2 ”Målet om en bærekraftig utvikling” – med unntak av delkapitlene ”Bærekraftig utvikling og kommunene” og ”Forslag til en kommunal bærekraftematikk”, og kapittel 3 ”Framvekst av bærekraftindikatorer” – med unntak av delkapittelet ”Forslag til en bærekraftindikator-modell”. Jeg skrev innledningskapittelet og kapittel 4 ”Erfaringer fra bruk av miljøkonsekvensutredninger”, og sto for den endelige bearbeidingen av hele rapporten. Sluttrapporten ble i sin helhet skrevet av meg (Aall 1998a).

²² Miljøverndepartementet (1998): *Lokal Agenda 21. Miljøverndepartementets rolle og oppgave i LA21 arbeidet*. Behandlet på sjefsmøte i januar 1998 og presentert på den såkalte

”Fredrikstadkonferansen” i februar 1998. Lagt ut på Internett (<http://odin.dep.no/md/la21/strategi.html>) inntil ny versjon forelå i 1999.

²³ (1) Økonomi; (2) Transportomfang og bruk av transportmidler; (3) Fritid og turisme; (4) Utenlandshandel; (5) Energi; (6) Arealbruk; (7) Vannressurser; (8) Skog; (9) Fiskeressurser; (10) Klimaforandringer; (11) Uttynning av ozonlaget; (12) Sur nedbør; (13) Luftkvalitet; (14) Ferskvannskvalitet; (15) Saltvann; (16) Dyreliv og dyrehabitat; (17) Landskap; (18) Jord; (19) Uttak av mineraler; (20) Avfall; og (21) Radioaktivitet.

²⁴ I Høyer og Aall (1997) er det omtalt 15 bærekrafttema. Jeg har imidlertid her slått sammen temaene ”Vern av det biologiske mangfoldet” og ”Bærekraftig høsting av naturressurser” i tråd med den forståelsen som ligger i konvensjonen om vern av det biologiske mangfoldet. Norske myndigheter var en pådriver i forhandlingene som ledet fram til at konvensjonen om biologisk mangfold også skulle ha med *bruksperspektivet*. Delvis som en konsekvens av dette standpunktet var det også viktig at mangfoldet i den *kultiverte* naturen ble fokusert. Den kultiverte naturen er underlagt en sterk påvirkning av mennesket til ulike nytteformål (landbruk, intensivt drevet skogbruk, parker o.a.). Overgang til spesialisert og ensidig bruk av få arter med liten sortsvariasjon innen landbruket er en sentral problemstilling i denne sammenheng (Schei 1997).

²⁵ I miljøvernplanen i Stavanger er det for eksempel tatt inn følgende mål: Energiforbruk til transport skal reduseres; Energiforbruk i kommunens bygningsmasse skal reduseres; Energiforbruk i næringsliv og husholdning skal reduseres. I Regional Agenda 21 for Akershus er følgende mål tatt med: Redusere energiforbruket per innbygger. Gjeldende nasjonale energipolitiske mål (hentet fra Stortingsmelding 58 om ”Miljøvernpolitikk for en bærekraftig utvikling”, s. 76) er å dempe veksten i energiforbruket.

²⁶ Vern av det biologiske mangfoldet; Sikring og tilrettelegging av områder for friluftsliv; Redusert energiforbruk, og Reduserte utslipp som skader atmosfæren

²⁷ Vern av det biologiske mangfoldet; Redusert energiforbruk og utslipp til atmosfæren; Bærekraftig høsting av naturressurser; Menneskepåvirkede endringer av miljøet må ikke skade helsen vår; Folkelig deltagelse og Holdningsskapende arbeid.

²⁸ Vern av det biologiske mangfoldet; Redusert energiforbruk; Utslipp til lokale resipienter ikke over naturens tålegrense; Bærekraftig høsting av naturressurser; Redusert forbruk av materialressurser; Menneskepåvirkede endringer av miljøet må ikke skade helsen vår; Folkelig deltagelse; Ansvarliggjøring av alle sektorer; Internasjonalt engasjement og Holdningsskapende arbeid.

²⁹ Foredrag holdt av Karl G Høyer: ”Hva bør være dagsorden for en regional miljøpolitikk?”. Skien 21.-22. mai 1996.

³⁰ Sitat hentet fra ”Foreløpig tildelingsbrev for Fylkesmannen i Sogn og Fjordane. Miljøverndepartementets ansvarsområde. 1999”.

³¹ Prosjektet var tildelt ProSus, og ble utført i et samarbeid mellom William Lafferty (prosjektleder), Ørnulf Seippel (ProSus) og meg. Det praktiske arbeidet med behandling av data fra spørreundersøkelsen ble gjort av Ørnulf Seippel under ledelse av William Lafferty. Mitt bidrag besto hovedsakelig i å skrive selve rapporten og bidra til tolking av dataene fra spørreundersøkelsen. Jeg hadde hovedansvaret for å skrive del I ”Utvikling av det miljøpolitiske ansvaret i norske kommuner fram til 1997”, deler av del II ”UNCED og Lokal Agenda 21” (”Hvordan forstå målet om en bærekraftig utvikling” og ”Bærekraftig utvikling som utfordring for kommunene”, mens William Lafferty skrev kapittelet om ”LA21 i Europa: Kartlegging og kriterier”), del IV ”Kommuner og fylkeskommuner på vei”, del V ”Fra MIK til LA21” og del VI ”Veien videre”. William Lafferty og Ørnulf Seippel hadde hovedansvaret for del III ”Det lokale miljøvernet etter MIK: Resultater fra en survey”.

³² Mål (a) i kapittel 28 lyder som følger (oversatt i Lafferty et al. 1998, s. 53): ”Innen 1996 bør de fleste lokale myndigheter i hvert land ha igangsatt en konsultasjonsprosess med sine befolkninger og oppnådd en konsensus om ’en Lokal Agenda 21’ for lokalsamfunnet”.

³³ Undersøkelsen i 1994 var en del av oppbygging av en selvstendig database over kommunene i MIK-sammenheng. KS klarte da i mange tilfeller å få 100 prosent dekning.

³⁴ I 1985 ble det igangsatt forsøk med statlige tilskudd til ansettelse av en naturforvalter for hhv. kommunene Rygge, Råde og Moss, for Selbu kommune og for kommunene Åfjord, Bjugn, Ørland og Agdenes. I 1987 ble forsøket utvidet med tilskudd til én person i hver av kommunene Gjøvik, Etnedal, Ringebu og Gausdal (Nøttestad 1999).

³⁵ Pers. med. Wilhelm Pedersen, som var en av de ansvarlige i departementet under oppstart av MIK-programmet.

³⁶ Så sent som 1980 - i NOU 1980:23 om Naturvern i Norge - er jordvernensyn fortsatt framhevet som et viktig miljøpolitisk mål. Det vises flere ganger til grunnleggende fellesinteresser mellom jordvern og naturvern. I den grad jordvernensyn er med er det implisitt som en del av en bredere forståelse av målet om en bærekraftig utvikling. Det er registrert avgang av dyrket og dyrkbar mark til ulike formål siden 1970. Siden starten på 1970-tallet har den årlige omdisponeringen av dyrka mark til utbyggingsformål vært ca 10 000 dekar, med en nedgang på midten 1970-tallet og en økning på 1980-90 tallet. Avgangen av dyrka og dyrkbar mark ved omdisponering etter jordloven til boligformål har holdt seg relativt konstant i perioden, mens omdisponering av arealer som inngår i områder som er stadfestet regulert til annet enn jordbruksformål og hvor jordloven ikke er gjort gjeldende har økt siden midten av 1980-tallet (Kilde: *Miljøårboka 1995*, Samlaget).

³⁷ På spørsmål om hvilke ”andre” saker enn miljøvern respondentene arbeidet med svarte de bl.a. planarbeid (50%), saker tilknyttet vilt- og fiskenemnder (12%), land- eller skogbruk (12%) og kulturarbeid (7%).

³⁸ ”MIK-styrke” ble beregnet på følgende måte:

Ansettelse	Heltid eller deltid	Ansvarsoppgaver	”MIK-styrke”
Fast ansatt	Heltid	Bare miljø	5
		Blandet ansvar	4
	Deltid	Bare miljø	4
		Blande ansvar	3
Annet ansettelsesforhold	Heltid	Bare miljø	3
		Blandet ansvar	2
	Deltid	Bare miljø	2
		Blandet ansvar	1
Ikke ansatt	-	-	0

³⁹ Janssen (1991), Hovik og Johnsen (1994), arkivmateriale i KS fra undersøkelsen i 1994.

⁴⁰ Siden ICLEIs oppgave var å kartlegge *det nye ved LA21*, fant man det hensiktsmessig å fastlegge fire *negative* kriterier for å ekskludere aktiviteter som ikke var i samsvar med definisjonen av LA21: (1) Aktiviteter som stammer fra en overføring av oppgaver som Agenda 21 egentlig tilskriver nasjonale eller regionale myndigheter; (2) Planlegging som er basert på en engangs konsultasjonsprosess heller enn vedvarende medvirkning i lokale beslutninger for bærekraftig utvikling; (3) Prosesser som ikke trekker med diverse lokale sektorer; og (4) Aktiviteter der begrepet bærekraftig utvikling ikke kommer til anvendelse; dvs aktiviteter som ikke tar hensyn til en integrering av de miljømessige, sosiale og økonomiske sider ved en sak (ICLEI 1997, s. 3-4).

⁴¹ Hindringsprosjektet ble gjennomført i samarbeid mellom Vestlandsforskning og ProSus. Selv var jeg prosjektleder. I tillegg deltok William Lafferty og Trygve Bjørnæs fra ProSus. Det empiriske arbeidet ble gjennomført av Trygve Bjørnæs og meg, der Trygve Bjørnæs hadde hovedansvaret for å gjennomføre breddestudiet av delprosjektene mens vi delte

ansvaret for gjennomføring av de oppsøkende dypdestudiene. Det ble produsert to rapporter, en hovedrapport (Aall et al. 1998) og en dokumentasjonsrapport (Aall og Bjørnæs 1998), begge utgitt i SFT sin rapportserie. Jeg hadde hovedansvaret for utarbeidelse av hovedrapporten, mens Trygve Bjørnæs og jeg delte ansvaret for utarbeidelse av dokumentasjonsrapporten. William Lafferty deltok hovedsakelig som veileder, og deltok særlig aktivt i utviklingen av prosjektets metodiske tilnærming. Lafferty deltok også i deler av skriveprosessen til hovedrapporten.

⁴² Vedung (1997, s. 37) viser til at evaluering av *måloppnåing* er den klassiske måten å tilnærme seg evalueringsproblemet. Denne formen for utpreget rasjonell organisasjonsforståelse har imidlertid blitt beskyldt for å gi et lite dekkende bilde av måter organisasjonen fungerer på i praksis (se for eksempel March og Olsen 1976, Offerdal 1986, Kleven 1993). Vedung (1997) peker på at få har turt å ta denne typen evalueringsformen i forsvar, og framhever et viktig *demokratiargument* når han forsvarer bruk av måloppnåing som evalueringsmodell (Op.cit, p. 42): "... *goal-attaining evaluation is of the utmost importance from a citizen's perspective. It must be of interest to citizens to be informed about whether the adopted policies really deliver what they promise*".

⁴³ Følgende delprosjekt ble med dette utgangspunktet valgt ut: Grønt kommunalt innkjøp i Flora; Skoleprosjekt i Fredrikstad; Fredrikstad Miljøforum i Fredrikstad; Energiprojekt i Hurum; Fyrtårnsbedrifter i Kristiansand; Reiselivsprosjekt i Røros; Grønn boligutbygging i Stavanger; Miljøbygda Leines i Steigen; Grønne Familier i fem kommuner.

⁴⁴ I fire av kommunene var det ansatt egne prosjektledere. I tillegg deltok prosjektansvarlig. I seks av syv tilfeller var dette den kommunale miljøvernleder. I ett tilfelle (Flora) var dette kommunens plansjef.

⁴⁵ To eksempler: "Håpløst å ikke kunne stoppe postkassereklame", og "Manglende avgiftsbelastning på fyringsolje gjør det vanskelig å erstatte fossilt brensel med fornybare".

⁴⁶ Gilje og Grimen (1993) skiller for eksempel med utgangspunkt i bl.a. Emil Durkheim mellom "metodologisk individualisme" og "metodologisk kollektivism", der fokus utelukkende er på "mennesket" i en individuell eller sosial ("kollektiv" forstand, mens fysiske strukturer utelukkes.

⁴⁷ Disse var: (1) globale miljøproblemer, (2) global rettferdig fordeling innen dagens generasjoner, (3) rettferdig fordeling mellom generasjoner, (4) sammensetning av sluttforbruket, og (5) nivå på sluttforbruket.

⁴⁸ Under kapittelet Forbruk og gjenvinning i miljøvernplanen står det blant annet (s. 29): "*Redusere mengden innsamlet avfall inkl. avfall til gjenvinning med min. 5% innen år 2000 og 10% innen år 2007 (basisår 1995)*". Under kapittel By- og stedsutvikling, tema Transport, står det blant annet (s. 47): "*Redusere energiforbruket til transport. Bilbruk pr person er mindre eller lik 1996. Totalt antall parkeringsplasser i sentrum er lik 1996. Redusert andel biltrafikk i sentrum*".

⁴⁹ Dette forholdet kommer klartest til uttrykk i prosjektplanen for Røros. Følgende mål skal i følge prosjektplanen innarbeides i en kommende miljøvern- (eller Lokal Agenda 21) plan: (1) Redusere utslipp av CO₂ med 10% innen år 2000 for hele kommunen, og 20% blant deltakerne i prosjektet. (2) Redusere forbruket av strøm med 7,5% innen år 2000. (3) Redusere forbruket av varer med 5% per produsert enhet innen år 2000. (4) Redusere mengden produsert avfall til fylling fra egen virksomhet med 25%. (5) Gjenvinne minst 25% av avfallet i Røros kommune innen år 2000. (6) Bruke minst 90% lokalt produserte materialer ved istandsetting av kulturminner.

⁵⁰ Sommeren 1998 ble for øvrig Steigen brukt som "ekskursjonsområde" under den syvende samlingen knyttet til CSD-prosessen om bærekraftig produksjon og forbruk: et arbeidsseminar i Kabelvåg med tittelen "Consumption in a Sustainable World. Making Consumption Sustainable - Accelerating International Action".

⁵¹ De to mest interessante var Stavanger: utbygging av et boligfelt med restriksjoner på eie og bruk av personbil og stimulering til bruk av buss; og Røros: samarbeid med reiselivsnæringen for å gjøre transporten mer miljøvennlig både innen og til/fra Røros.

⁵² Denne siste informasjonen har jeg hatt mulighet til å få fram gjennom tre prosjekter: Miljørevisjonsprosjektet, Retningsanalyseprosjektet og Hindringsprosjektet (Aall 1996, Aall 1998a, Aall et al. 1998).