

It is in the nature of systemic thinking to yield many different views of
the same thing
and the same view of many different things.
-Russell Ackoff

ECO-EFFICIENCY GJENNOM SYSTEMISK MILJØSTYRING

Rapporten er semesteroppgave i ledet selvstudium
"Øko-effektiv endring av organisasjoner"

Skrevet av: Lars Brede Johansen
Faglærer: Professor Annik Magerholm Fet

Institutt for industriell økonomi og teknologiledelse (IØT),
Faggruppe for helse, miljø og sikkerhet (HMS)

Program for industriell økologi, NTNU
Rapport nr: 4/2000

Rapporter og meddelelser fra

Program for industriell økologi (IndEcol) Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet (NTNU)

Rapport nr. 4/2000
ISSN 1501-6153
ISBN 82-7948-009-9

Redaktør:
Professor Helge Brattebø, Programleder (IndEcol)

Layout ansvarlig:
Harriet B Dahl, Kontorleder (IndEcol)

Rapporter og meddelelser kan bestilles fra:

Program for industriell økologi (IndEcol),
Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet (NTNU)
7491 Trondheim
Tlf.: 73598940
Fax.: 73598943
Internett: www.bygg.ntnu.no/indecol

Pris: NOK 120,-
Opplag: 100

FORORD FRA FORFATTEREN

Denne rapporten inngår i fagdelen av doktorgradsarbeidet mitt som semesteroppgave i ledet selvstudium *Øko-effektiv endring av organisasjoner*. Arbeidet er delfinansiert av og bidrar inn i P2005 industriell økologi under Case 02: *Environmental indicators and accounting methods in furniture production systems*. Annik Magerholm Fet er faglærer og prosjektleder.

Rapporten er også utgitt ved Institutt for industriell økonomi og teknologiledelse: IØT-rapport 1/2000. Den ligger også i sin helhet på nettet: http://www.iot.ntnu.no/~lbj/systemisk_miljostyring.pdf

Mitt stipend er donert av Institutt for industriell økonomi og teknologiledelse (IØT), og til daglig sitter jeg i Faggruppe for helse, miljø og sikkerhet i Gamle Fysikk på Gløshaugen. Tema for arbeidet ligger i grenseflaten mellom organisasjonsteori og industriell økologi med særlig vekt på samarbeid mellom virksomheter og læring. Innleveringsfristen min er 1. mars 2002.

Jeg vil få takke IØT for stipendet, og da særlig John Hermansen som gjennom Samfunn og bedriftsfagene var en viktig bidragsyter til det økonomiske grunnlaget for dette. Videre vil jeg takke P2005 industriell økologi ved leder Helge Brattebø og prosjektleder Annik Magerholm Fet for støtten til dette prosjektet. Og sist men ikke minst vil jeg takke Annik igjen for å ha båret over med stadige forsinkelser fra min side.

Mer om meg og mine skriblerier finnes på internett: <http://www.iot.ntnu.no/~lbj/>

Trondheim 12. april 2000

Lars Brede Johansen

FORORD FRA FAGLÆRER OG SENSOR

Vurdering av oppgaven og dens bidrag inn i forskningsstrategi 1.1, P2005 Industriell Økologi

Denne rapporten er et bidrag inn i forskningsprogrammet Produktivitet 2005 Industriell Økologi under Forskningsstrategi 1.1 Øko-effektive verdikjeder. Under denne strategien vil tre forskningsfelter bli dekket:

Metodiske; gjelder metoder for å kvantifisere øko-effektivitet og å bruke dette med hensyn på produkter, bedrifter og nettverk av bedrifter.

Regulatoriske; gjelder myndighetsreguleringer og finansielle instrumenter som pådrivere for utvikling av øko-effektive løsninger i produkt- og produksjonssystemer.

Organisatoriske; gjelder bedre organisasjoner / organisasjonslæring og nye måter å lede øko-effektive selskaper og nettverk av selskaper i forhold til produkt- og produksjonsutvikling.

Denne rapporten er et bidrag inn i forskningsstrategi 1.1, hovedsakelig på den organisatoriske delen. Ett av casene (case 02) innen denne forskningsstrategien er bedrifts-caset "Environmental indicators and accounting methods in furniture production systems". Deler av resultater fra dette er benyttet i prosjektrapporten.

Siden rapporten også er en besvarelse i et ledet selvstudium i dr.ing. studiet til Lars Brede Johansen, så har det i arbeidsperioden ikke vært et direkte fokus på de formulerte forskningsspørsmålene. Resultater fra case-studiet i Stordal kommune samt et lignende case-studie i Haram kommune (ikke en del av P2005) har vært nyttige for å belyse deler av teorien.

Denne rapporten danner sammen med muntlig presentasjon og eksaminering, grunnlaget for evalueringen av det ledede selvstudie.

Følgende kommentarer er gitt til det faglige innholdet i forbindelse med eksamineringen:

- Rapporten er godt strukturert og inneholder vel dokumenterte teorier for organisasjons- og systembetraktninger. De ulike kapitlene kan imidlertid til tider synes lite koplet med hverandre, og oppgaven gir i liten grad svar på hvordan miljøprestasjonsindikatorer kan brukes for å måle øko-effektivitet. Det er presentert en rekke indikatorer, men sagt lite om hvordan disse kan brukes for å måle eco-efficiency og eco-effectiveness for problemstillingen i case 02 (liten kobling mellom kapittel 3 og 5).

- Ett av målene med arbeidet har vært å klargjøre begrepene eco-efficiency og eco-effectiveness. Dette er illustrert fint med å se på systemer i hierarkiske strukturer. Det er imidlertid ikke ryddet opp i begrepsbruken, og forholdet mellom eco-efficiency, mål, strategi, virkemidler og verktøy er ikke avklart.
- Det er noe upresis bruk av begrepene indikatorer, miljøprestasjonsindikatorer, miljøindikatorer og endringsindikatorer. Bruken av begrepene "globale" og "lokale" indikatorer er uklar. Oppgaven legger også lite vekt på å beskrive den metodikk som er benyttet ved valg av miljøprestasjonsindikatorer, og drøftingen av anvendelsen er uklar både når det gjelder det globale og lokale nivåene og tilknytning til de valgte casene.
- En annen angrepsvinkel kunne være å ta utgangspunkt i Miljøverndepartementets resultatområder som er gjengitt i vedlegg 3 og drøftet i hvilken grad disse vil fremme eller bremse en øko-effektiv strategi nasjonalt og lokalt. For å belyse dette burde de faktiske miljøproblemene med spesiell referanse til møbelindustrien og relevansen til nasjonale resultatområder (indikatorer) vært drøftet.
- Et annet område som er relevant er kommunens dobbeltrolle både som problemløser og myndighet og som problemeier (avfallshåndtering og energiforbruker). Organiseringen av miljøforvaltningen i Norge i 3 nivåer - sentralt MD/SFT, regionalt fylkesmennenes miljøvern-avdelinger og kommunene lokalt - og hvordan resultatområdene fordeles nedover i forvaltningsområdene og horisontalt mellom sektorer vil sannsynligvis også ha betydning for en øko-effektiv strategi.

Et generelt inntrykk er at en klarere systematisering i forhold til de metodiske, regulatoriske og organisatoriske utfordringene under forskningsstrategi 1.1 kunne vært ønskelig. Rapporten gir imidlertid et verdifullt bidrag til forskningsstrategi 1.1, spesielt på det organisatoriske området.

Trondheim 25 mai 2000

Annik Magerholm Fet
Faglig veileder, NTNU
Koordinator forskningsstrategi 1.1
P2005 IndEcol.

Uno Abrahamsen
Sensor,
Teknologisk Institutt

SAMMENDRAG

Hensikten med denne rapporten er å undersøke hvordan miljøinformasjon i form av indikatorer kan brukes ved systematisk miljøstyring av kommuner. Målet er kontinuerlig forbedring av kommunenes miljøeffektivitet (eco-efficiency) ved koordinert innsats fra kommunale og private virksomheter samt kommunens sentrale politiske og administrative ledelse.

Systemforståelsen er svært viktig i moderne miljøstyring. Dette fordi en forsøker å se tiltak rettet mot delsystemene i sammenheng med en forståelse av helheten. Dessuten fordi sentrale begrep som eco-efficiency og miljøprestasjon i stor grad konstrueres i tråd med systemforståelsen. Del 1 er derfor en systemisk avklaring, og begrunnelse av mitt faglige ståsted. Ordet systemisk brukes gjennomgående i denne rapporten til forskjell fra systematisk eller bare system. Dette fordi de sistnevnte begrepene i vanlig bruk støtter seg på en positivistisk forståelse av vitenskap generelt og organisasjonsteori spesielt, som en prosess av "kartlegging, analyse og *optimalisering*". Systemisk tenkning er derimot forankret i kritisk systemteori der avveining mellom ulike interessenter og handling under usikkerhet i komplekse systemer, ligger som en grunnleggende forståelse. I tillegg kommer at fornuftige målsetninger vil variere med lokal kontekst, og at målsetningene vil endres i samsvar med datagrunnlaget, vitenskapelig konsensus samt med kultur og holdninger.

Det presenteres fire modeller; en hierarkisk systemisk modell, den såkalte Viable Systems Model (VSM), den sirkulære organisasjon og en modell av Peter Checkland som beskriver efficiency, efficacy og effectiveness. Alle disse har menneskesystemenes kompleksitet som utgangspunkt, men tar ikke nødvendigvis opp de politiske og etiske perspektivene fra kritisk systemteori. Til orientering om og avgrensning av modellenes bruk, presenteres derfor noen poeng fra moderne organisasjonsteori til slutt.

I del 2 presenteres teori og eksisterende metoder om eco-efficiency og måling av miljøprestasjon. Begge begrepene diskuteres i forhold til de presenterte systemmodellene, og på dette grunnlaget klargjøres en forståelse som kan være hensiktsmessig innen industriell økologi. Videre diskuteres hvilken informasjon og vurderinger som bør ligge til grunn for en måling av eco-efficiency med miljøprestasjonsindikatorer. En viktig konklusjon er behovet for koordinasjon av miljøarbeidet gjennom felles rapportering som styres ovenfra-og-ned. Samtidig må virksomheten vektlegge spesielle forhold med lokal relevans, altså styring nedenfra-og-opp. Slik nyttiggjøres at den får styringsmulighet som kjenner hvor skoen trykker, samtidig som det erkjennes at effektiv forbedring av samlet miljøkvalitet krever koordinering mellom ulike virksomheter og systemnivå. Denne forståelsen utdypes gjennom klargjøringen av begrepsparet eco-efficiency og eco-effectiveness.

I del 3 presenteres en konkret modell for miljøprestasjonsindikatorer, og forslag til bruk av disse i to ulike system. Det ene systemet er en kommune med koordineringsbehov innen et geografisk avgrenset område. Det andre er produktet eller tjenesten som leveres av en produksjonsbedrift, og koordineringsbehovet langs verdikjeden (livsløpet) dette innebærer.

Rapporten er skrevet som semesteroppgave i ledet selvstudium *Miljøindikatorer og styring* med Professor Annik Magerholm Fet som faglærer. Arbeidet inngår i fagdelen til et pågående doktorgradsarbeid om organisasjonsteori og industriell økologi. Teorien er utviklet parallelt med arbeid inn mot prosjektene *Berekraftig forbruk og ressursflyt i Haram kommune* og *Environmental indicators and accounting methods in furniture production systems* (Stordal kommune), begge i Møre og Romsdal, som er finansiert av KS, SFT og P2005.

INNHALDSLISTE

FORORD FRA FORFATTEREN.....	I
FORORD FRA FAGLÆRER OG SENSOR.....	III
SAMMENDRAG.....	V
INNHALDSLISTE	VII
LISTER OVER VEDLEGG, FIGURER OG TABELLER	IX
FORKORTELSER.....	XI
1 INNLEDNING	1
1.1 Målsetning.....	1
1.2 Faglig bakgrunn for problemstillingen.....	2
1.3 Disposisjon av oppgaven.....	6
2 SYSTEMISKE MODELLER.....	9
2.1 Behov	9
2.2 Hierarkisk systemer og emergens	10
2.3 Organismisk perspektiv	14
2.4 Sirkulære organisasjon	19
2.5 Checkland om effektive organisasjoner	21
2.6 Avgrensing i forhold til moderne organisasjonsteori	23
3 ECO-EFFICIENCY	27
3.1 Bruken av eco-efficiency.....	27
3.2 WBCSD, EU og OECD om eco-efficiency	28
3.3 Bruk av eco-efficiency	29
3.4 Efficiency og effectiveness - innspill fra andre fagfelt.....	31
3.5 Eco-efficiency knyttet til systemiske modeller	35
4 MILJØPRESTASJONSINDIKATORER	39
4.1 To diskurser knyttet til indikatorer.....	39
4.2 Indikatorer for bærekraftig utvikling.....	42
4.3 Kommunale miljø(prestasjons)indikatorer	43
4.4 Private og offentlige virksomheter	47

Innholdsliste

5	FORSLAG TIL MILJØPRESTASJONSINDIKATORER FOR MILJØSTYRING AV KOMMUNER	55
5.1	Lokal effektivisering og samspillseffekter.....	55
5.2	Felles indikatormodell for virksomhetene i en kommune.....	57
5.3	Valg og beregning av miljøprestasjonsindikatorer.....	59
5.4	Utkast til regnemetode for beregning av miljøprestasjonsindikatorer	62
5.4.1	Geografisk fokus	63
5.4.2	Verdikjedefokus	66
5.4.3	Aggregering til en indikator	70
5.5	Tripple bottom line	71
6	KONKLUSJON.....	73
7	LITTERATURLISTE	75
	VEDLEGG	80

LISTER OVER VEDLEGG, FIGURER OG TABELLER

Vedlegg

- Vedlegg 1. Arbeidslisten over indikatorer fra FNs divisjon for bærekraftig utvikling.
- Vedlegg 2. Eksempler på methodology sheets for Indikatorer for bærekraftig utvikling.
- Vedlegg 3. St.meld. nr. 8 (1999-2000) Regjeringens miljøvernpolitikk og rikets miljøtilstand, Vedlegg 1: Beskrivelse av innholdet i resultatområdene.
- Vedlegg 4. Figurer og tabeller til regneeksempelet.

Figurer

- Figur 1. Systeminformasjon på ulike detaljerings-/aggregeringsnivå. 4
- Figur 2. Skjematisk framstilling av strukturen i rapporten. 7
- Figur 3. Systemgrensene for det industrielle miljøarbeidet utvides i tid og rom. 11
- Figur 4. Mange nøstede beslutningsnivå innvirker på farlige prosesser (Rasmussen 1998). 13
- Figur 5. System og subsystem på to nivå. 14
- Figur 6. Viable Systems Model. Hentet fra Tony Gill (<http://www.phrontis.com/vsm.htm>). 16
- Figur 7. Sirkulær organisasjon (ett styre på ett nivå er tegnet inn). 20
- Figur 8. Efficiency, efficacy og effectiveness jf. Peter Checkland. Hentet fra Checkland og Scholes (1990), figur 2.11. 22
- Figur 9. Effectiveness slik det kan brukes i produksjonsteknikken (Sink og Tuttle 1989 s 171). 31
- Figur 10. Efficiency slik det kan brukes i produksjonsteknikken (Sink og Tuttle 1989 s 172). 32
- Figur 11. Sammenligning av BNP og GPI som mål på økonomisk utvikling. 40
- Figur 12. Pressures-states-responses (Hardi & Pinter 1995). 43
- Figur 13. Demings sirkel som beskriver kontinuerlige forbedringer i organisasjoner (Deming 1982). 48
- Figur 14. Struktur og begreper i ISO 14031 (ISO 14031:1999(E) Environmental management - Environmental performance evaluation - 49
- Figur 15. En detaljert framstilling av organisasjonens operasjoner (ISO 14031:1999 s 24). 51
- Figur 16. WBCSD Eco-efficiency Indicators: The Framework (Lehni 1999) 53
- Figur 17. Framstilling av forskjellen på et end-of-pipe/geografisk- og et

Lister over vedlegg, figurer og tabeller

livsløpsfokus, del 1.	68
Figur 18. Framstilling av forskjell på et end-of-pipe/geografisk- og et livsløpsfokus, del 2.	69
Figur 19. IISD sin illustrasjon på hvordan virksomheter kan integrere strategier for BU i sitt arbeid (http://iisd.ca/business/journey.htm#busd).	72
Figur 20. Kommuneforvaltningen. Utgifter fordelt på hovedformål i prosent av totale utgifter. 1998 (http://www.ssb.no/aarbok/fig/f-061.html)	94

Tabeller

Tabell 1. FNs rammeverk for indikatorer for bærekraftig utvikling (ISD)	42
Tabell 2. Miljøprestasjonsindikatorer som er foreslått i ISO 14031 (ISO 14031:1999 ss 25-27).	52
Tabell 3. Rammeverk for lokale prestasjonsindikatorer som dekker miljøaspekter ved bærekraftig utvikling	58
Tabell 4. Eksempel på globale og lokale miljøprestasjonsindikatorer.	60
Tabell 5. Miljøprestasjonsindikatorer for Stordal kommune og møbelbedrifter (Fet 2000).	67
Tabell 6. Sysselsatte, etter næring (AKU), 3. kvartal 1999. 1 000	94
Tabell 7. Omsetning, etter næringsområder og varetype 1 . Mill. kr. Ujusterte tall	96

FORKORTELSER

3BL	-	triple bottom line
AO	-	actual output
BAT	-	best available technology
BNP	-	brutto nasjonalprodukt
BU	-	bærekraftig utvikling
DfE	-	design for the environment
DG III	-	Directorate General 3 (EUs 20 "departement" var tidligere nummererte, men dette er nå endret)
DN	-	Direktoratet for naturforvaltning
ECI	-	environmental condition indicator / tilstandsindikator
EMAS	-	Eco-Management and Audit Scheme
EO	-	expected output
EPE	-	environmental performance evaluation / miljøprestasjonsvurdering
EPI	-	environmental performance indicator / miljøprestasjonsindikator
EU	-	Den europeiske union
GPI	-	genuine progress indicator
HAS	-	Human activity system
HPI	-	
ICLEI	-	International Council for Local Environmental Initiatives
IMM	-	Institutt for Maskinkonstruksjon og materialteknikk ved NTNU
IISD	-	International Institute for Sustainable Development (Kanadisk)
ISD	-	Indicators of Sustainable Development
ISEW	-	Index of Sustainable Economic Welfare
ISO	-	Den internasjonale standardiseringsorganisasjon
IPCC	-	Intergovernmental Panel on Climate Change
KS	-	Kommunenes sentralforbund
LA21	-	Lokal agenda 21
LCA	-	livsløpsbetraktninger
LC Screening	-	livsløpsscreening (forenklet LCA)
MIPS	-	material input per service unit
OPI	-	operational performance indicators / miljøprestasjonsindikator for organisasjonens prosesser
OU	-	organisasjonsutvikling
MPI	-	management performance indicator / miljøprestasjonsindikator for ledelse og organisasjon

Forkortelser

NTVA	-	Norges tekniske vitenskapsakademi
OECD	-	Organisasjon for økonomisk samarbeid og utvikling
P2005	-	Produktivitet 2005
ProSus	-	Program for Research and Documentation for a Sustainable Society
q_h	-	energi tilført fra motoren
RAC	-	actual resource consumption
REC	-	expected resource consumption
SFT	-	Statens forurensningstilsyn
SSB	-	Statistisk sentralbyrå
SWOT	-	strategisk analyse av strengths, weaknesses, opportunities and threats
T_c	-	temperatur på kald side
T_h	-	temperatur på varm side
UNCED	-	FNs konferansen om miljø og utvikling (Rio-konferansen)
UNDP	-	FNs utviklingsprogram
VSM	-	viable systems method
w og w'	-	arbeid utført på omgivelsene ved henholdsvis reversibel og irreversibel drift
WBCSD	-	World Business Council for Sustainable Development

1 INNLEDNING

1.1 Målsetning

Felles for alt miljøarbeid er målsetningen om å redusere belastningene på natur og mennesker. Alt slik arbeid vil ta for seg netto ressursbruk og utslipp fra den økonomiske delen av biosfæren. Men selv om denne prinsipielle forståelsen av natur og miljøvern er rimelig stabil, har arbeidsmåten i det industrielle miljøvernet endret seg mye de seneste 20 årene. Sentralt er at systemgrensene er utvidet i tid og rom. Typisk for 70 årenes filterstrategi (end-of-pipe) var oppmerksomheten rundt synlige og følbare effekter som rammet lokalt. Det forebyggende perspektivet med livssyklusstenkning og industriell økologi i spissen, som for alvor har fått innpass på andre halvdel av 90-tallet, endrer dette. Nå vurderes både aktivitetenes lokale, regionale og globale miljøeffekter, samt at tidsperspektivet strekker seg over generasjoner (jf. Brundtlandskommisjonens definisjon av bærekraftig utvikling).

De vide systemgrensene i for eksempel industriell økologi medfører at beslutningstakere må forholde seg til svært komplekse systemer. Som hjelp og forenkling blir derfor grafisk framstilte modeller stadig vanligere. Disse viser hvilke delsystemer som systemene består av, og gjerne de kausale relasjonene mellom delsystemene. Det videre arbeidet avledes i stor grad fra disse modellene som dermed fungerer som et kognitivt rammeverk. Klarhet omkring forutsetninger og begrensninger for disse modellene blir således viktig.

Tre spørsmål er viktige når dette bildet er gitt.

1. Hva er eco-efficiency (økoeffektivitet)?
2. Hvordan skal eco-efficiency måles?
3. Hvordan skal systemene styres for å redusere miljøbelastningene?

I rapporten brukes begrepet *økoeffektivitet* som mål på miljøprestasjon. Økoeffektivitet eller eco-efficiency som er den engelske utgaven, beskriver kort fortalt verdiproduksjon per naturbruk og miljøbelastning. Men verdien av eco-efficiency avhenger av systemforståelsen, slik at en tallverdi sier lite før denne gjøres eksplisitt. Når en forståelse av eco-efficiency er klargjort, blir neste punkt etablering av styringssystemer for kontinuerlige forbedringer. I all styring er kommunikasjon viktig. Dette gjelder i kybernetiske modeller med betingelsene kommunikasjon, koordinering og kontroll; men like mye i mer demokratiske modeller der aktørene gjennom dialog kommer fram til tiltak. Hva som kommuniseres og hvordan kommunikasjonen organiseres, blir dermed viktige problemstillinger. Til dette formålet brukes miljøprestasjonsindikatorer, som er en oversiktlig framstilling av miljøprestasjonen til en avgrenset system. Utfordringen ligger

i å bruke riktige miljøprestasjonsindikatorer til å styre større systemer mot høyere eco-efficiency.

Målsetningene med denne rapporten er dermed:	
Hovedmål.	Utvikle en forståelse av eco-efficiency basert på systemiske modeller. Bygge på denne forståelsen i utvikling av miljøprestasjonsindikatorer for geografiske områder og verdikjeder.
Delmål 1.	Bruke en systemisk tilnærming for å klargjøre begrepene øko-effektivitet og miljøprestasjonsindikator. Dette gjøres i kapittel 2 til 4.
Delmål 2.	På grunnlag av delmål 1: Utvikle et forslag til miljøprestasjonsindikatorer til bruk i kommunal miljøstyring. Dette gjøres i kapittel 5.

1.2 Faglig bakgrunn for problemstillingen

Med veksten i omfang av den økonomiske sfære har fokus i miljøarbeidet utvidet seg i tid og rom. Bakgrunnen er kort fortalt at summen av lokale handlinger i det høymoderne samfunnet har globale konsekvenser. Blant eksempler på dette finner vi spredning av smitte med matvarer og transport av arter med ballastvann. Størst oppmerksomhet har kanskje likevel vært viet de globale miljøeffektene av store miljøulykker samt de stadig viktigere diffuse utslippene knyttet til individuelt forbruk og livsstil. Tsjernobyl, hull i ozonlaget, drivhuseffekt og dramatisk press på det biologiske mangfoldet er blant de kjente eksemplene. Denne nye situasjonen medfører med nødvendighet at perspektivet blant myndigheter, næringsliv, forskere og frivillige organisasjoner utvides fra det lokale og samtidige til også å omfatte det globale og langsiktig holdbare.

Innen samfunnsvitenskapen er dette perspektivet omhandlet av flere betydelige teoretikere. Den tyske sosiologen Ulrich Beck peker på at det moderne mennesket aktivt må skrive sin egen biografi (Beck 1997). Individualiseringen av samfunnet gir oss frihet, men samtidig har utviklingen gjort hver og en ansvarlig for de vidtgående konsekvensene handlingene våre får. Og konsekvensene antas å komme. Beck mener at politikkenes hovedoppgave i framtiden blir flyttet fra å fordele velferdsgoder til fordeling av risiko. Denne nye situasjonen kaller han risikosamfunnet.

Den engelske sosiologen Anthony Giddens skriver om tradisjon i forhold til denne nye situasjonen (Giddens 1981). I tidligere generasjoner har tradisjon vært basert på ritualer hvis funksjon er å videreføre tidligere

generasjoners tankegods og praksis. I våre dager innvirker våre handlinger på forutsetningene for framtidige valg. Slik endres konteksten for oss som samfunnsaktører, og handlingene våre må reflektere dette. Vårt forhold til materiell vekst kan ikke overføres ukritisk fra de eldre generasjonene. Som ansvarlige borgere må vi kontinuerlig rekonstruere tradisjonene slik at de tilpasses den sosiale konteksten de eksisterer innenfor.

Begge disse tankeretningene kalles reflektiv modernisering (Beck, Giddens og Lash 1997), et begrep som blant annet tematiserer at alle endringer må fanges opp av samfunnet på en tilfredsstillende måte. Dette betyr blant annet at enkeltindivider aktivt forholder seg til det moralske innholdet i ulike handlingsmønstre, og tilpasser seg ny kunnskap. Målene vil altså endre seg kontinuerlig, og dette stiller store krav til systemer for målavklaring og styring. Denne rapporten omhandler først og fremst styring etter et gitt mål, det vil si forbedring av miljøprestasjonen ved gitt forståelse av miljøeffektivitet. Slik arbeid representerer et stort potensial for reduksjon av miljøbelastning per BNP. Men blant andre John Ehrenfeld (2000), miljøorganisasjoner og enkelte politiske parti stiller spørsmålstegn ved om dette er nok. De mener at eco-efficiency gjenspeiler en tro på at gradvise endringer, såkalt økologisk modernisering, kan befordre en overgang til et økologisk holdbart samfunn. Mer grunnleggende endringer i det økonomiske systemet, såkalt strukturell økologisering, må etter disses mening til. Slike prinsipielle drøftinger er ikke tema for denne rapporten.

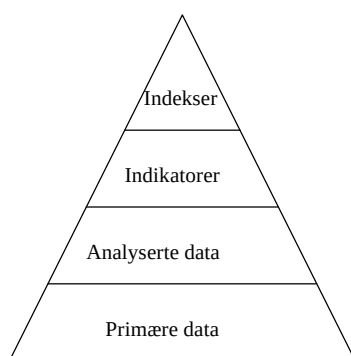
Litteratur innen sikkerhetsledelse og bedriftsøkonomi viser en utviding av systemgrensene tilsvarende de som beskrives i miljødiskursen. Tidligere var oppmerksomheten og måleparametrene rettet mot individuelle feil. Dette ga risikoanalyser og ulykkesforklaringer som var trangt avgrenset i tid og rom. Nå er tidsperspektivet utvidet slik at hele livsløpet til produktet, prosjektet, tjenesten eller organisasjonen¹, og alle organisasjonsnivåene i prinsippet tas med. Årsaken til dette perspektivet er forståelsen av at alle delsystemene vekselvirker og sammen definerer prestasjonen til organisasjonen. Slik blir organisasjon og ledelse viktigere i studiene, og ord som ulykkesfugl og syndebykk er "bannlyst" i fagmiljøet. Denne overgangen har gradvis endret systembeskrivelsene i fagfeltet, og med dette har indikatorer og virkemidler endret seg tilsvarende.

På miljøområdet har måling og styring på grunnlag av målte utslipp fra piper og avløp blitt supplert av parametre som er aktuelle gjennom en kobling til mer overordnede miljø og ressurstema. Dette følger i noen grad endringene innen organisasjons- og sikkerhetsfagene. Fra end-of-pipe til hele produksjonssteder til nettverk av virksomheter og andre aktører. Livssyklus- og økopark tenkning utvider også tidsperspektivet. Og når målet er

¹ Journalen til Ernst & Young Center for Business Innovations, nummer 2 omhandler *Managing Business Performance*. Her legges vekten på å måle "arven" fra beslutninger, ikke bare de direkte effektene. Slik skal perspektivet for styring av virksomheter utvides i tid.

bærekraftig utvikling er systemgrensene i utgangspunktet hele kloden og flere generasjoner.

Generelt er målet med måltall eller indikatorer å samle inn og presentere informasjon som har et innhold og en form som gir beslutningstakerne best mulig forutsetninger for å handle fornuftig. Avhengig av hvem som informeres, vil formen på informasjonen, særlig graden av aggregering, variere. En miljøekspert vil for eksempel ønske relativt detaljert miljøinformasjon, mens en leder med ansvar for mange ulike områder heller ønsker informasjonen komprimert til noen få indekser. Figur 1 viser hvordan informasjonen kan representeres. Størst detaljrikdom lengst ned, og mest aggregert lengst opp (Gouzee et al. 1995).



Figur 1. Systeminformasjon på ulike detaljerings-/aggregeringsnivå.

Modellen viser logiske koblinger mellom systemnivåene og informasjon på ulik form. Slik gir den et kognitivt startpunkt for utvikling av informasjon og senere kommunikasjon innenfor dette utvidede systemsynet. Men det er svært vanskelig å omsette bærekraftig utvikling til målbare størrelser. I tillegg til at bærekraftig utvikling er et mye omdiskutert begrep, er det umulig å forutsi effekten handlingene får på den økologiske sfæren. Med en normalvitenskap som fortsatt baserer seg på et reduksjonistisk vitenskapssyn med krav om kontekstfri, reproduserbar viten, representerer denne kompleksiteten et problem. Ikke bare er objektet, naturen, svært kompleks, den politisk-vitenskapelige sfæren der informasjonen om naturen skal omsettes til konkrete vedtak, har en tilsvarende kompleksitet. De gangene kartlegging og/eller endring av slike systemer går smertefritt, er årsaken sjelden at systemene som sådan er enkle eller preget av harmoni. Forklaringen finnes i slike tilfeller heller som demokratisk underskudd, for eksempel teknokratisk manipulasjon, politiske diktatur eller kapitalistisk sentralisme.

Teorier og metoder i komplekse systemer må altså fange opp at interessen motsetninger alltid eksisterer. Talors harmonimodell på en produksjonsbedrift basert på enighet om ett felles og vitenskapelig utledet mål må dermed forkastes. Og som en følge av dette må fokus på

optimalisering som implisitt behandler organisasjoner på samme måte som en kjemisk prosess, i beste fall hvor det finner sted en viss teknologiutvikling, også erstattes. Som erstatning må målsetningene og endringsprosesser styres gjennom demokratiske prosesser der alle berørte interessenter tas med på råd i den grad det er praktisk mulig.

Vi ser at endringsprosesser krever stor grad av ydmykhet overfor studieobjektene. Kompleksiteten gjør at det er vanskelig å forsvare kvantitativt mål på kvaliteten til et system. Dette er både fordi en ikke vet hvilke parametre som best representerer helheten, og fordi prioritering av noen interessenter sine interesser framfor andres er et *etiske* ikke tekniske problem. I tillegg kommer at målinger av prestasjonen som et øyeblikksbilde sjelden fanger opp kommende endringer, og dermed i verste fall kan være kontraproduktive. Tre punkter oppsummerer nye utfordringer som følger av den komplekse systemforståelsen:

- i) Systemer er ikke deterministiske. Dette er påvist empirisk blant annet som ekvifinalitet (ulike valg gir samme resultat), polyfinalitet (samme valg gir ulike resultat) og følsomhet for initialbetingelser (positive tilbakekoblinger og punkterte likevekter som forplanter seg opp gjennom systemnivåene, jf. sommerfugleffekten), er eksempler på dette. Resultatet av et tiltak, som i tillegg gjerne implementeres med stor tidsforsinkelse, er derfor usikre. Dette gjelder i forhold til "natursystem" som klimaet, og for "menneskesystem" som for eksempel kriminalomsorgen. I slike saker blir "den optimale løsningen" en meningsløs idé.
- ii) Problemforståelsen er avhengig av kulturelle forhold. Det er den kulturelle og sosiale konteksten som gir mening til kalde fakta. Poenget er ikke at vitenskapelig fakta er uvesentlig, men snarere som Shrader-Frechette argumenterer for med referanse til sikkerhetsområdet, at slik informasjon ikke alene kan legges til grunn for beslutninger (Shrader-Frechette 1991). Dette fordi ulike interessenter gjerne vektlegger ulike verdier, for eksempel risiko for natur og miljøkatastrofer versus økonomisk vekst, forskjellig.
- iii) Arbeid for å nå etablerte mål vil dessuten reise spørsmål om rettferdighet. Rettferdighet kan gjelde byrdefordeling mellom landsdeler, nasjoner og kontinent, men også sosiale lag, bransjer og profesjoner. Kampen mellom tradisjonelle og nye medier, "gammeldagse" og "moderne" typografer, klimaforhandlingene, gasskraftsaken og hele oppfølgingen av Brundtlandkommisjonens arbeid fra 1987, er eksempler på dette. Også i disse sakene varierer løsningen som er optimal for en interessent mellom alt fra god til tragisk for andre interessenter.

Informasjon legger føringer på den demokratiske diskusjonen, og dette kan på grunnlag av argumentet over ses som en trussel. Samtidig kan ikke demokratiseringen gå på bekostning av informasjonsgrunnlaget i en slik grad

at beslutningene blir mer tilfeldige. I stede må en leve med og være bevisst at menneskets frie tanker og faglig informasjon påvirker hverandre gjensidig. Brukere av miljøprestasjonsindikatorer bør dermed se seg selv som forhandlere mellom natur og kultur (Andersen og Sørensen 1992) snarere enn forvaltere av en beregnet sannhet. Kvantitativ informasjon blir dermed bare en av to aktører som påvirker beslutninger. I rapporten presenteres et forslag til "vitenskapelige" indikatorer som er utviklet med sikte på å støtte opp under miljøstyring i kommuner, virksomheter og produkter gjennom en ryddig presentasjon av vesentlige miljøtema.

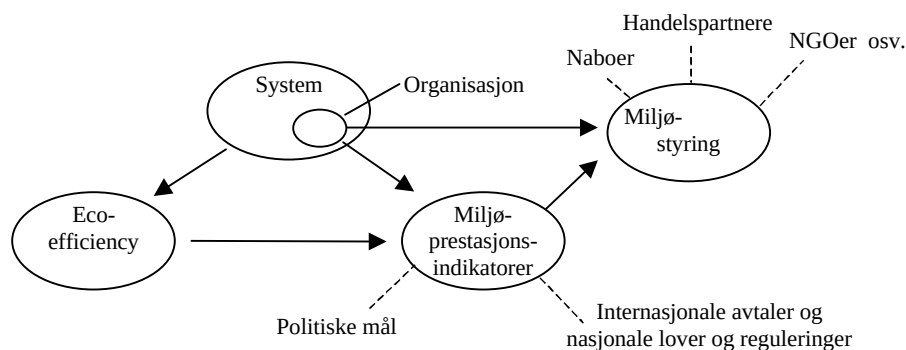
1.3 Disposisjon av oppgaven

Systemer for miljøstyring av virksomheter er i den senere tid utprøvd på kommuner. Kommuner med alle sine virksomheter, kommunale som private, kan behandles tilnærmet som et konsern. Nyten av å bruke en slik tilnærming øker ved at det utvikles felles system for miljørapportering. I denne rapporten beskrives et slik system. Som grunnleggende modell brukes styringssystemer basert på feedback læring. Det innebærer etablering av læringssirkler som omfatter målsetning, kartlegging, program for realisering av mål samt revisjon. Alt dette er i tråd med Demings enkle styringssirkel (se kapittel 2) som danner mønster for miljøstyring. Rapporten inneholder kort fortalt to tema:

- 1) Hvordan et system best beskrives, og hvilke følger dette har for bruken av miljøinformasjon.
- 2) Hvilke miljøprestasjonsindikatorer som best uttrykker en organisasjons faktiske miljøprestasjon.

Skjematisk er strukturen i rapporten beskrevet i Figur 2 nedenfor. Logikken er som følger:

Systemforståelsen bestemmer hvordan eco-efficiency skal beskrives. Denne beskrivelsen, kombinert med informasjonsbehovet til beslutningstakere i virksomheter (organisasjoner), bestemmer hvordan miljøprestasjonen måles. Sammen med de andre interessentene en organisasjon må ta hensyn til, legger miljøprestasjonsindikatorene viktige føringer på det endelige miljøstyringssystemet. Det er viktig å ikke lese figuren som en presis framstilling.



Figur 2. Skjematisk framstilling av strukturen i rapporten.

I **kapittel 2** beskrives en systemisk forståelse som legges til grunn for resten av rapporten. Beskrivelsen legger vekt på at vekselvirkningene mellom virksomheter og mellom systemnivå er svært viktige for forståelsen av helheten.

Begrepet eco-efficiency presenteres i **kapittel 3**. Årsaken til at eco-efficiency er viet en egen del, er at det brukes på mange og til dels motstridende måter i miljøfaget. Det norske ordet økoeffektivitet brukes ikke fordi det engelske begrepsparet eco-efficiency og eco-effectiveness får fram viktige poeng som det er redegjort for i dette kapitlet.

I **kapittel 4** presenteres indikatorer for måling av miljøprestasjon. Først gis en framstilling av eksisterende rammeverk for presentasjon av miljøstatus og miljøprestasjonen til ulike systemer. De eksisterende modellene vurderes kritisk i lys av den systemisk forståelsen og den resulterende bruken av eco-efficiency. Som konklusjon beskrives noen krav som miljøprestasjonsindikatorerne bør tilfredsstille for å være nyttige ut fra et virksomhetsperspektiv.

På grunnlag av kapitlene 2 til 4 utvikles i **kapittel 5** et sett av miljøprestasjonsindikatorer for kommunal miljøstyring. I tillegg baserer kapitlet seg på erfaringer fra pågående prosjekter i Haram (Ruud og Fet 2000) og Stordal kommune (Fet 2000) i Møre og Romsdal. I begge disse prosjektene samarbeider henholdsvis kommunale virksomheter (Haram) og møbelfabrikker (Stordal) med sentraladministrasjonen i kommunene for å utvikle individuelle og felles systemer for miljørapportering.

I den avsluttende konklusjonen oppsummeres hver del kort. Rapporten resulterer ikke i et fiks ferdig opplegg for miljøstyring i kommuner, men leverer teoretiske drøftinger og et sett miljøprestasjonsindikatorer som kan legges til grunn for senere arbeider.

Del 1

2 SYSTEMISKE MODELLER

2.1 Behov

I denne rapporten brukes eco-efficiency som betegnelse for et systems økologiske kvalitet. Miljøprestasjonsindikatorer brukes som kvantitativt mål på denne, og kan sammenlignes med økonomiske måltall. Men som kapittel 3 og 4 vil vise, er bruken av disse nøkkelbegrepene uryddig i litteraturen. Med uryddig menes at ingen felles systemisk forståelse eksisterer. Dette betyr i enkelte tilfeller at det som ett sted beskrives som en miljøforbedring i prinsippet kan gis motsatt fortegn et annet. Informasjonen som innhentes og presenteres, og begrepene som brukes, må derfor forankres i en eksplisitt systemisk forståelse. Formulering av min systemiske innfallsvinkel, er formålet med dette kapitlet. Jeg vil argumentere for at industriell økologi bør legge en beslektet forståelse til grunn for sitt arbeid.

Men en systemisk forståelse har liten verdi hvis den ikke kan brukes av de aktørene som påvirker miljøprestasjonen til nasjoner, kommuner og virksomheter. Et tilleggskrav er derfor praktisk nytteverdi. Konkret vil dette si at den systemiske forståelsen må tilpasses menneskelige aktivitetssystemer (HAS) (Checkland & Scholes 1990 ss 23-27), et krav som i det følgende impliserer et kritisk blikk på de systemiske modellene som har røtter i kybernetikken og det mekanistiske verdensbildet². Poenget, som har vært klart i organisasjonsfaget siden den sosio-tekniske skolen ble introdusert på slutten av 1940-tallet (Trist 1981), er at en i HAS ikke kan dikotomisere de fysiske målene (produktivitet, mindre ressursbruk og lavere utslipp) og menneskenes vilkår (arbeidsform og trivsel). Disse er flettet sammen, og må ved studier av organisasjoner og sosiale systemer behandles samtidig.

Det er altså behov for modeller som kobler behovet for forbedringer av miljøprestasjonen med en moderne forståelse av organisasjonen. For å oppnå dette presenteres følgende modeller:

- Komplekse systemers dynamiske egenskaper (hierarki og emergens).
- En ideell, og litt komplisert modell, for hvordan system av mennesker (HAS) bør organiseres (viable systems model - VSM).

² Luhmann skriver at generell systemteori må dekke fire systemtyper; mekaniske, organiske, sosiale og psykologiske. Disse har ulike strukturelle karakteristika, blant annet knyttet til kobletthet og mening (Luhmann 1995 ss 2-3). Mekanistiske modeller kan derfor ikke brukes direkte på sosiale systemer fordi sosiale systemer krever andre modeller. Det som kan overføres er teoretiske konsepter om mekanistiske systemer som også gjelder for sosiale systemer, men slike overganger må gjøres eksplisitt.

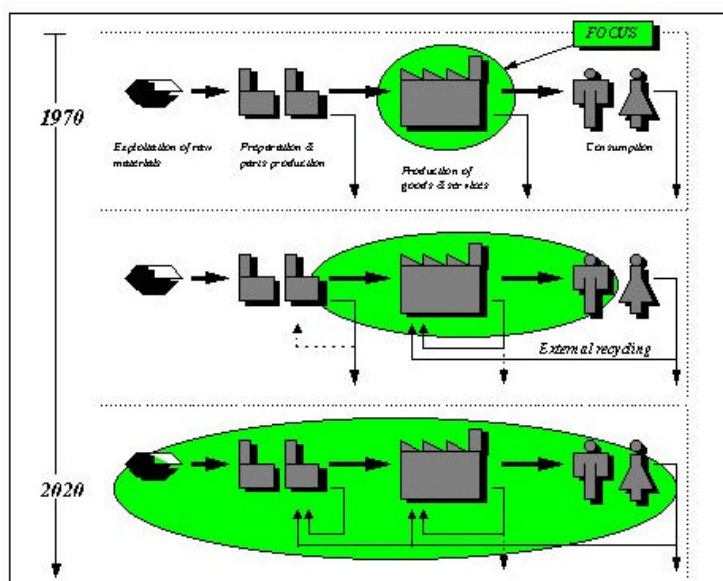
- En praktisk modell for hvordan ideer fra kapittel 3 og 4 kan settes ut i live (sirkulær organisasjon).
- Til slutt presenteres Peter Checklands forståelse av begrepene efficiency, efficacy og effectiveness. Denne gir først og fremst innspill til drøftinger av eco-efficiency i kapittel 3.

2.2 Hierarkisk systemer og emergens

Denne delen innledes med en utviklingslinje for perspektivet i miljøarbeidet fulgt av teorier og eksempler knyttet til systemdynamikken i komplekse systemer. Det vises at oppmerksomheten i dagens miljøarbeid primært er rettet mot horisontal integrasjon, det vil si samarbeid mellom sideordnede systemer. Det føres et argument for at et systemisk oppgjør med den reduksjonistiske vitenskapstradisjonen, slik det gjøres i industriell økologi, se for eksempel Ehrenfeld (1994), forutsetter at en i tillegg vektlegger vertikal integrasjon, det vil si samarbeid og koordinering *mellom* systemnivåene. Vertikal integrasjon krever kommunikasjon mellom systemnivåene, og dette illustreres med fire modeller. Modellene vil i kapittel 3 brukes til å klargjøre meningsinnholdet i eco-efficiency.

Arne Eik har skrevet en interessant artikkel der han utfører en kritisk systemisk analyse av hvorvidt konseptet LCA med tilhørende metodiske tilnærminger kan kalles et paradigmeskifte (Eik 1999). Hans krav til bruk av dette begrepet er, etter mitt syn helt korrekt, at en faktisk legger den reduksjonistiske metoden bak seg og ser subsystemer i kontekst av helheten. Spørsmålet er om industriell økologi, LCA, DfX, verdikjedeledelse og andre populære konsepter og metoder gjør nettopp dette. Og hvis LCA bare representerer en annen form for reduksjonisme, hvilke nye metodologiske bidrag kan bidra til å bedre situasjonen?

Den nyere tids utvikling i miljøarbeidet til dagens state-of-the-art antas å være kjent, og gjengis her summarisk. På 1970-tallet dominerte end-of-pipe perspektivet som har fokus på punktutslipp. Dette ble etterhvert vurdert å være for nærsynt. En erkjente at miljøbelastningene knyttet til produkter, prosesser og tjenester ligger fordelt i alle faser av livsløpet, og forbedringer ble derfor søkt gjennom analyse av hele dette systemet. I en mellomfase ble miljøkvaliteten forbedret med systemgrensene trukket rundt hele produksjonsområdet. En vanlig framstilling av denne utviklingen er vist i Figur 3 nedenfor.



Figur 3. Systemgrensene for det industrielle miljøarbeidet utvides i tid og rom.

Men er denne overgangen så prinsipiell at den fortjener betegnelsen "paradigmeskifte"? En bør være forsiktig med å påstå dette. Det egentlige grunnlaget for en slik skepsis er kritikken av positivismen: Effektiviseringer i et delsystem er ikke synonymt med bidrag til måloppnåelse på høyere systemnivå. Dette faktum påvises i stadig flere systemer, men er ikke noe nytt. Taylors modell for vitenskapelig ledelse (Taylor 1911) og Webers beskrivelse av det legale byråkrati (strengt formalistisk) som en idealisert administrasjonsformen (Weber 1971), baserer seg på et syn på helheten i tråd med reduksjonistisk tenkning. De forholder seg til en helhet (det Checkland mer presist kaller et 'holon'), og optimaliserer fabrikken eller administrasjonen ved å ta for seg systemet del for del. Denne tenkemåte fikk en knekk med de klassiske Hawthorne-forsøkene (Flaa et al. 1985), og studier av gruvedrift der mekanisering ikke ga forventet økning i produktivitet (Trist og Bamforth 1951). Observasjonene knyttes primært til psykologiske systemer, og har begrenset gyldighet. Men under paraplyen kompleksitetsvitenskap er tilsvarende fenomen kartlagt i en rekke andre systemer.

Tett koblede systemer som finnes over alt i naturen, viser orden som følge av såkalt spontan selvorganisering. Dette kalles emergent ordenen, og betyr helt kort en steady state som oppstår i samspillet mellom flere delsystemer. Subsystemer skaper altså emergens på systemet over, og slik knyttes flere systemnivå suksessivt sammen. Forholdet mellom systemnivåene er ikke additivt eller på andre måter lineært. Dette er sentralt

for å forstå ikkemaskin systemer, og blir stadig viktigere med IT-revolusjonens stadig tettere kobling av subsystemene i det sosiale systemet. Nedenfor er et par mye brukte eksempler på dette gjengitt.

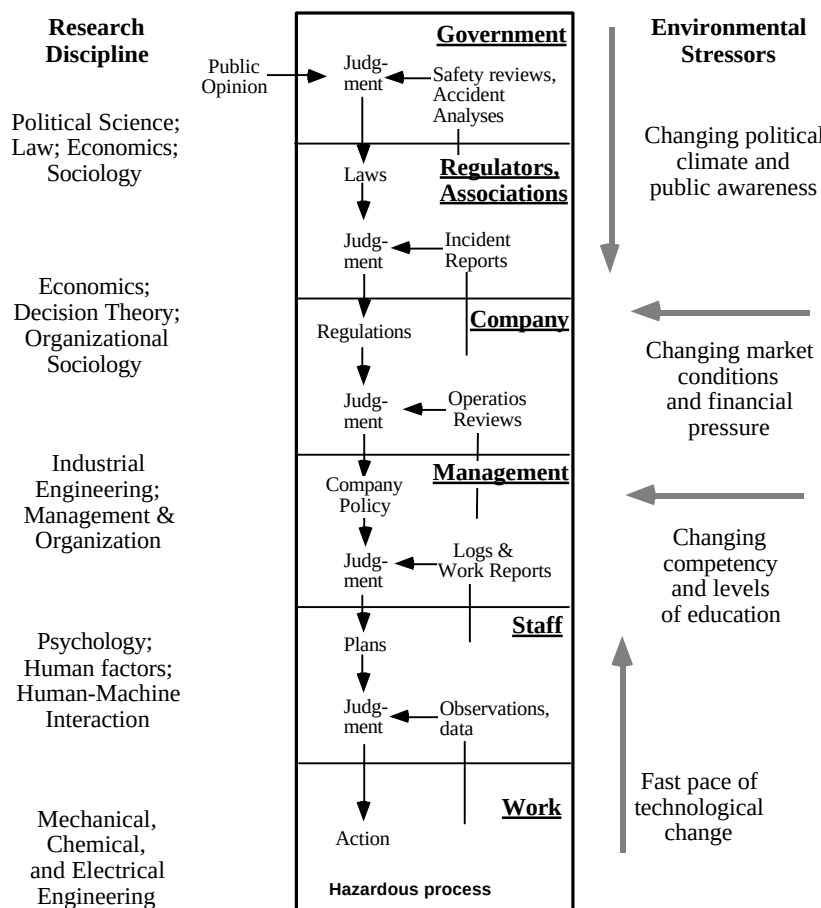
Vi har en flokk med 200 dalmatinere. Hver for seg har de hundre svarte prikker. Flokken kan betraktes som én fungerende enhet; et høyere emergent nivå (superorganisme). Ser vi på flokken som en enhet, vil det være absurd å forvente 100 eller 20 000 prikker. Tilsvarende problemer oppstår i beskrivelsen av en bisverm eller et samfunn av mennesker. En bisverm kan ikke beskrives som 1000 bier eller som en faktor * 1000 bier. Bisvermen er faktisk noe kvalitativt annet enn en enkelt bie. Det samme gjelder for maurtuer, flaggermusflokker og sildestimer - og en flokk mennesker (for eksempel en organisasjon). Helheten er ikke bare mer enn summen av delene - det også noe kvalitativt annerledes. Situasjonen er altså ikke på formen $2 + 2 = 4$, eller en liten overraskelse som at $2 + 2 = 5$. Virkelige system viser heller eksempler på at $2 + 2 = \text{eppler}$ (Kelly 1994 s 12).

Det er også gjort vitenskapelige arbeider som omfatter dette temaet. En viktig retning innen ingeniørfaget er systems engineering (upresist kalt systemteori). Her understrekes behovet for koordinerte inngrep i alle deler av system som berøres av en endringsprosess. Det er for eksempel ikke noe poeng å doble kapasiteten til produksjonsutstyret i en bedrift dersom ikke delsystemene innkjøp, markedsføring og lager oppgraderes tilsvarende. Logistikk er et annet navn på det samme. I systems engineering slik det praktiseres ved NTNU, gjennomføres en interessentanalyse før det foreslås en løsning. I tråd med argumenter som føres nedenfor er denne metodikken mangelfull på to måter. For det første synliggjøres ikke horisontale og vertikale koblinger mellom det analyserte systemet og andre system. For det andre velges det hvilke interessenter som det skal "optimaliseres"³ med hensyn på. Dette er etiske valg, og går dermed utover en tradisjonell ingeniøroppgave.

Industriell økologi representerer et forsøk på å koble delsystemene og systemnivåene gjennom tverrfaglig arbeid. Men slike interorganisasjonskoblinger utgjør en viktig utfordring til de systemiske modellene som skal knytte fagfeltet sammen. Danske Jens Rasmussen har beskrevet denne utfordringen gjennom en svært god modell for sikkerhetsledelse. Han poengterer at samarbeidet innenfor hvert enkelt systemnivå som påvirker sikkerheten på arbeidsplassene, er både tverrfaglig og godt. Men samarbeidet mellom systemnivåene, det som i det følgende kalles vertikal integrasjon, er dårlig. Dette er vist i Figur 4. Motivasjonen for dette arbeidet er at "Mange nøstede beslutningsnivå er involvert i sikkerhetsledelse og regulativ lovgivning for å kontrollere farlige prosesser. Denne sosiale organisasjonen er utsatt for alvorlig press fra omgivelsene i et

³ Optimalisering settes i hermetegn. Årsaken er som det framgår av min teoretiske posisjon, at en organisasjon har flere interessenter, og at disse svært ofte er motstridende. Dessuten vil målsetningene og skalaen forbedringer måles langs endres med ny vitenskapelig innsikt samt endringer i kultur og holdninger.

dynamisk, konkurransepreget samfunn. Lav risiko på det operative nivået avhenger av god god koordinering av beslutningstakingen på alle nivåene. Men nivåene studeres ofte separat innen ulike akademiske disipliner." (Rasmussen 1998).



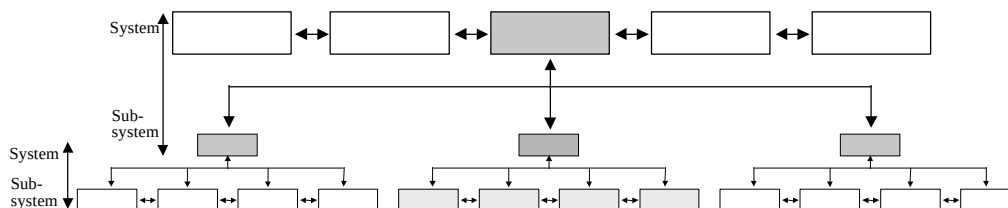
Figur 4. Mange nøstede beslutningsnivå innvirker på farlige prosesser (Rasmussen 1998).

En perfekt vertikal integrasjon i betydningen at alle systemnivåene "optimaliseres" samlet, er en uhåndgripelig øvelse. Men et første skritt kan være å definere målsetningen med endringer i et system som forbedringer av den totale ytelsen til systemnivået over. Det høyere systemnivået vil fange opp både de direkte og indirekte konsekvensene⁴ av endringen. Strategien vil

⁴ Ved vurdering av tiltakenes totale konsekvens kan scenario-metodikk eller tilsvarende brukes. I Britannica er scenario beskrevet som "a sequence of events especially when imagined". Den emergente totaleffekten kan ikke beregnes deterministisk, men må anslås på grunnlag av en totalvurdering av systemet.

med en slik målsetning rettes mot både tekniske og organisatoriske forhold. Organisatoriske tiltak, hvordan elementene (delsystemene) settes sammen til et hele av gjensidig avhengige deler, blir bindeleddet mellom det "tekniske" delsystemet og den emergente helheten.

Systemnivåene bygger på hverandre. Et gitt system vil være både system og subsystem avhengig av systemgrenser. Dette er illustrert i Figur 5 nedenfor.



Figur 5. System og subsystem på to nivå.

Jeg mener at dette rammeverket kan levere konstruktive bidrag til industriell økologi. Livssyklusperspektivet med verdikjedeledelse, samt arbeidet som gjøres innen (virtual) eco-industrial parks, fokuserer primært på horisontal integrasjon. Dette utvider systemgrensene i forhold til den gamle end-of-pipe og clean housekeeping perspektivene. Men perspektivene er fortsatt avgrenset, og mangler systematisk kobling til større systemer som er relevant i forhold til det overordnede målet om holdbar utvikling. Vertikal integrasjon knytter systemnivåene sammen, viser den logiske koblingen mellom lokale endringer og globale problemstillingene.

Uten vertikal integrasjon blir det for tidlig å kalle overgangen fra end-of-pipe til industriell økologi et paradigmeskifte. Argumentet er at en fremdeles opererer med en reduksjonistisk tilnærming. Forskjellen er bare at systemene som endres uavhengig av helheten, er blitt større. Før begrenset systemet seg til en pipe, et avløpsrør eller lignende, nå handler det om systemer som livsløpet til et produkt eller en bedriftsklynge. Et steg i riktig retning, men det er langt igjen til det globale systemet.

2.3 Organismisk perspektiv

Organisasjonskybernetikeren Stafford Beer har gjort et viktig arbeid med å utvikle det systemiske organisasjonsarbeidet utover det mekanistiske perspektivet som nesten utelukkende fokuserer på teknisk effektivitet (efficiency). Mest kjent er hans Viable System Model (VSM) som er

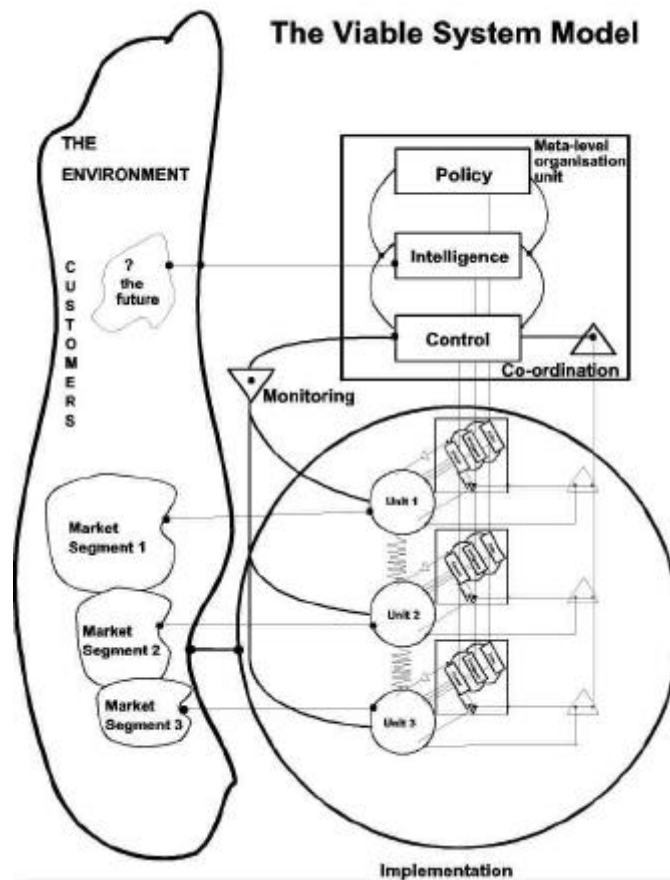
beskrevet i tre bøker i tidsrommet 1972 og 1985⁵. VSM er en rekursiv modell for levedyktige systemer, biologiske og sosiale, som følger beskrevne regler for regulering, læring, adaptasjon og evolusjon/utvikling. Særlig interessant er blir VSM når den ses i sammenheng med Hartmut Bassel (1999) sin rapport til The Balaton Group, International Institute for Sustainable Development (IISD). Her brukes "the viability of systems" som en organisk metafor og "oversetting" av bærekraftig utvikling til mindre systemer. VSM jf. Beers, er vist i Figur 6 nedenfor.

VSM er en rekursiv modell. Det betyr at funksjonene over gjelder uavhengig av systemnivå, fra store organisasjoner og helt ned til små grupper av mennesker med ansvar for en fullstendig arbeidsoppgave (f.eks. en produksjonscelle). Hvert nivå i systemet/organisasjonen skal dermed selvorganisere (selvregulerende/-stabiliserende) til sin kontekst. Et slik rammeverk er svært godt egnet til å håndtere kompleksiteten i menneskelige aktivitetssystemer. Analogien (homomorphic) er klar til biologiske organismer. En mitokondrie er selvorganiserende i konteksten av sin celle, en celle selvorganiserer i konteksten av sitt organ og et organ i forhold til kanskje hele kroppen.

I praksis baserer den rekursive modellen seg på antakelser om

- a) at alles systemene er koblet sammen slik at helheten kan modelleres ved systemer, subsystemer og interaksjoner, og
- b) at alle systemer, uansett nivå prinsipielt opererer etter like prinsipper.

⁵ Beer, S. (1972). *Cybernetics and Management*. Wiley, New York; Beer, S. (1979). *Heart of the Enterprise*. Wiley, Chichester og New York.; og Beer, S. (1985). *Diagnosing the System for Organisations*. Wiley, Chichester og New York.



Figur 6. Viable Systems Model. Hentet fra Tony Gill (<http://www.phrontis.com/vsm.htm>).

Fem funksjoner må i følge Beer være ivaretatt for at systemet skal være levedyktig:

1. Implementering
Et naturlig laveste nivå i det studerte systemet der funksjoner som skaper merverdi utføres.
2. Koordinering
Grensesnittene mellom funksjonene som skaper merverdi koordineres gjennom gjensidig tilpasning.
3. Kontroll
Forhandling om ressursfordeling, retningslinjer for den direkte linjeledelsen utformes, rapporter om tilstanden sendes til ledelsen. Lenker aktivitetene i subsystemene til ledelsen av systemet.
4. Intelligens
Lenker primære aktiviteter (det aktuelle Viable System) til omgivelsene,

for eksempel gjennom jevnlig SWOT-analyser⁶. Denne funksjonen er framtidsorientert, og skal bidra til å skape systemets framtid (jf. Ackoffs plan or be planned for, se Flood (1999 s 47)⁷.

5. Politikk

Skape klarhet om retningen, verdier og formål til organisasjonsenheten. Deretter skal den på høyeste nivå legge til rette for effectiveness i henhold til disse retningslinjene.

En slik rekursiv modell for organisering av virksomheter fanger opp flere av de organiske og økosystemiske metaforene som brukes i industriell økologi. Men den har en svakhet. Koblingen mellom delsystemene er fundamentalt ulike i organisasjoner av mennesker og andre organiske system, og denne fanges ikke opp av modellen. Langsiktig utbredelse av genene i en celle styres ikke bare av kortsiktig lokal tilpasning. Sett i et lengre perspektiv er celler avhengige av at også de høyere systemnivåene er levedyktige (Gould 1996). Dette er fordi at dersom en art dør, så forsvinner alt genmaterialet denne arten bærer på. Dette er en rent logisk og fysisk kobling mellom system og subsystem som gjelder alle systemtyper, og dekkes godt av Beers rekursive VSM.

Men menneskene har i tillegg en direkte kobling mellom subsystemene (for eksempel et menneske eller et arbeidslag) og hele systemet (for eksempel virksomheten, konsernet, hele kloden og framtidige generasjoner). Vi ser at koblingen mellom subsystemene og systemet har tidsforsinkelse på generasjoner for "ikke-menneskelige" organiske/økologiske systemer, mens den er momentan i menneskesystemer. Dette fordi systemer av mening, ideer, konsepter og verdier er langt mer grenseoverskridende enn Beers litt nærsynte modell⁸. Men dette er ikke noe stort problem da innholdet i Beers rekursive modell kan endres slik at beslutninger på hvert nivå styres både av lokal kontekst og meninger knyttet til helheten. Et eksempel på dette er at vi sorterer avfall i tre fraksjoner i Trondheim mens de sorterer i 5 fraksjoner andre steder. Dette har med den lokale konteksten av systemet for avfallshåndtering. Felles er ideen om at sortering av avfall bidrar til økologisk holdbar utvikling.

⁶ SWOT-analyse er vanlig som grunnlag for strategiske beslutninger. En ser på organisasjonens indre "helsetilstand", og klassifiserer observasjonene som styrker og svakheter (Strengths and Weaknesses). I tillegg analyseres omgivelsene som relateres til organisasjonens tilstand, samt nåtidige og mulige framtidige forretningsområder. Observasjonene klassifiseres som muligheter og trusler (Opportunities and Treats)

⁷ Som en kuriositet kan denne funksjonen sammenlignes med kjent evolusjonsteori. Det strategiske arbeidet drives rasjonelt ved at organisasjonen bevisst endres for å bedre organisasjonen tilpasning til omgivelsene (fitness). Darwins tilfeldige variasjon med følgende adaptasjon og seleksjon erstattes dermed av en rettet utvikling der evolusjonen styres av opplevde behov. Slik strategisk arbeid har klare likhetstrekk med Lamarcks evolusjonsteori.

⁸ Alle har et forhold til fattigdomsproblemet og framtidige generasjoner. Dette kan ikke forklares med Beers modell som vektlegger tilpasning og planmessig utvikling kun basert på lokal kontekst.

En kombinasjon av den hierarkisk systemiske (Figur 5) og VSM (Figur 6) virker potent. Intelligens og politikk vil sørge for at virksomhetens mål samsvarer med konklusjonene i en SWOT-analyse som fokuserer på den lokale konteksten. I tillegg vil det utvidede systemperspektivet sørge for at aktivitetene lokalt reflekterer målene som er felles for hele virksomheten. Slike felles mål vil i det følgende omtales som globale. Denne tenkningen kan knyttes til begrepsparet efficiency og effectiveness. Hvert subsystem er i organisasjoner tilordnet primæroppgaver, jf. punkt 1 under beskrivelsen av VSM. Hvis disse oppgavene ikke løses på en god måte vil ikke subsystemet "ha livets rett". Men de er også del av større system. Langsiktig overlevelse for hele systemet støttes ved at subsystemet også opererer på en måte som støtter opp under helheten. Punkt 2 og 3 under beskrivelsen av VSM utvider perspektivet fra bare å omfatte subsystemets overlevelse, til også å inkludere systemet over (gjennom koordinering og kontroll av interaksjonene med andre subsystemer på samme nivå). Punkt 4 og 5 bidrar både til det enkelte subsystems overlevelse, og optimalisering av samspillet innen og mellom systemnivåene. Dette løses ved at politikken på et nivå utvikles i samspill med politikken på alle høyere nivåer⁹.

Med en slik beskrivelse reduseres ikke noe nivå til et tannhjul i en maskin, men gis selvstendig medansvar for helheten. Modellen forutsetter at det eksisterer felles målsetninger. Det kan gjelde store konsern der felles målsetninger er styrende for hele aktiviteten. Men det kan også gjelde nasjoner og kommuner der felles målsetninger, for eksempel på miljøområdet, er styrende for deler av aktiviteten.

En syntese av systemforståelsen som er presentert i modellene knyttet til hierarki og emergens og VSM virker nyttig. Den første sier noe generelt om systemdynamikk, og den andre foreslår et organisasjonsprinsipp som er motivert av dette. Men det kan være problematisk å omsette VSM til praksis i virksomheter. De høye kravene til kommunikasjon er en viktig årsak til dette. Derfor presenteres det en mer praktisk modell nedenfor. Denne tar med de viktigste poengene over, men retter seg mer mot praktisk implementering.

⁹ Dette kan virke litt komplisert, men er det egentlig ikke. I et tenkt tilfelle ser vi på Hydro Aluminium sin produksjon av støtfangere som skal leveres til Volvo. Miljøpolitikken, eller overordnede retningslinjer for prioriteringer av miljøkvaliteten til støtfangeren, vil i stor grad styres av en kravspesifikasjon fra Volvo. Retningslinjene derfra vil i sin tur være styrt av konsernets miljøpolitikk. Politikk på konsernnivå, både i Raufoss og Gøteborg, vil i sin tur ha fanget opp kommunale, nasjonale og internasjonale miljøkrav samt signaler fra - og forventninger til - interessentene. Slik ser vi at politikken på et nivå i tillegg til snever og kortsiktig egeninteresse, må fange opp signaler fra overliggende systemer.

2.4 Sirkulære organisasjon

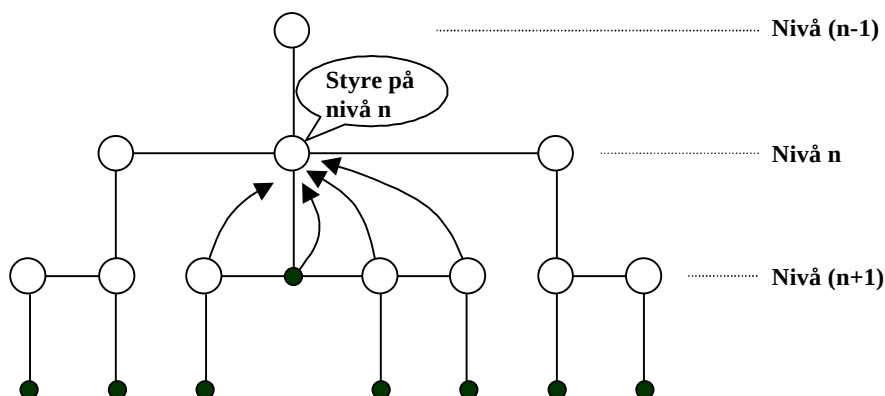
Med sin sirkulære organisasjon ønsker Ackoff å tilrettelegge for at ansatte skal få bidra aktivt i å definere sine oppgaver i organisasjonen. Modellen som er vist på neste side, viser en struktur som legger til rette for handlekraft og deltakelse på alle systemnivåene (presentert i Flood 1999). I praksis representerer den sirkulære organisasjonen et demokratisk hierarki, og kan tilbakeføres til Ackoffs idé om deltakelse gjennom struktur:

- Fravær av en endelig autoritet.
- Det enkelte medlems mulighet til å delta direkte eller gjennom representasjon i alle avgjørelser som påvirker henne eller ham direkte.
- Muligheten for medlemmer, individuelt eller kollektivt, å treffe og implementere beslutninger som ikke berører andre en beslutningstakerne.

Det viktigste strukturelle kjennetegnet er styret (se Figur 7). Et styre betyr i denne sammenhengen mennesker fra det lokale området i organisasjonen. Hver person i en autoritetsposisjon er automatisk medlem av styret som de leder. Hvert styre, bortsett fra dem på toppen og bunnen av hierarkiet, har et minimum av medlemmer. Disse er lederen av styret, lederens direkte overordnede og lederens direkte underordnede. I tillegg kan representanter fra andre deler av organisasjonen og fra viktige interessenter tas med i styret dersom dette er passende. De underordnede bør uansett være i flertall i styret.

Styret har seks ansvarsområder:

- Planlegge for enheten det er styre for.
- Lage politikk for enheten det er styre for.
- Koordinere planer og politikk på nivået under.
- Integrere planer og politikk med dem umiddelbart under og dem på høyere nivåer (min kursivering).
- Forbedre arbeidslivskvaliteten til de underordnede i styret.
- Evaluere og forbedre prestasjonen til lederen av styret.



Figur 7. Sirkulær organisasjon (ett styre på ett nivå er tegnet inn).

Denne organisasjonsmodellen bryter med tradisjonell strengt vertikal tenkning ved at det introduseres mer ansvar utover i organisasjonen. Samtidig med den resulterende fleksibiliteten gjennom lokal tilpasningsevne, bidrar representasjon fra tre nivåer i styrene til vertikal koordinering ved at de overordnede målsetningene kommuniseres utover i organisasjonen.

Sirkulær organisasjon har flere styrker i forhold til industriell økologi. Noen viktige er:

- Den styrker bedriftsdemokratiet ved at tre nivå sitter i styrene, og de underordnede alltid skal være i flertall. Demokrati på arbeidsplassen, som i begynnelsen ble drevet fram med ideologiske argumenter, er nå en praktisk nødvendighet i forhold til industriell økologi. Årsaken er den sentrale rollen *læring* spiller i moderne virksomheter, det være seg i forbindelse med samarbeid mellom bedrifter langs en verdikjede, teknologioverføring/organisasjonsutvikling (OU) eller den enkeltes utvikling av egen kompetanse.¹⁰
- Den bedrer fleksibiliteten gjennom distribuert kontroll. Dette gir bedriften langt bedre evne til å tilpasse seg og agere ved endringer i omgivelsene. Dessuten bemyndiges de ansatte til å agere i forhold til utfordringer som identifiseres lokalt.
- Den vertikale integreringen medfører at overordnede målsetninger og annet innhold i den sentrale politikken formidles utover i organisasjonen.

¹⁰ Vi ser at medvirkning endrer status fra ideologisk ønskelig til instrumentelt nødvendig (smnl. Arbeidsmiljøloven (1977), som er ideologisk motivert, og Usability (Adler og Winograd 1992), som er motivert i instrumentell nytte).

2.5 Checkland om effektive organisasjoner

En siste modell hentes fra Peter Checkland (1981). Han bruker blant annet tre indikatorer; efficiency, efficacy og effectiveness for å vurdere tiltak i organisasjoner (illustrert i Figur 8 nedenfor). Efficacy måler i hvilken grad en klarer å intervenere i organisasjonen i tråd med de endringene som er foreskrevet. I eksemplet nedenfor måler efficacy om en faktisk klarer å dekke gjerdet med maling slik at en oppnår ny farge. Efficiency betyr her teknisk effektivitet (hvor mye maling forbrukes per kvadratmeter gjerde) og effectiveness har å gjøre med måloppnåelse (synes huseier at eiendommens utseende er blitt bedre?). Begrepene finnes i figurens boks 6 og 10. Søsterbegrepsparet til efficiency og effectiveness, eco-efficiency og eco-effectiveness, er helt sentrale i klargjøringen av moteordet eco-efficiency i neste kapittel. Efficacy er forsøkt innarbeidet i rammeverket for miljøprestasjonsindikatorer som presenteres i kapittel 4. Dette siste gjøres ved å inkludere en tidsplan for gjennomføring av etterprøvbare tiltak.

Sammenhengen mellom begrepene til Checkland kan uttrykkes på en komprimert form. Vi holder oss til eksemplet med maling av gjerdet rundt en privatbolig slik at den totale visuelle framtoningen av eiendommen forbedres. Merk igjen hvordan Checklands tre indikatorer viser at efficiency ikke kan brukes alene for å vurdere om et tiltak (maling av gjerdet) er vellykket (Checkland og Scholes 1990 s 39):

- | | |
|-------------------|---|
| (X) efficacy | - sjekker om virkemidlet faktisk produserer ønsket output
(her: dekke flaten). |
| (Y) efficiency | - sjekker om endringen utføres med forbruk av et minimum ressurser. Måles som "mengde output dividert på ressursforbruket". |
| (Z) effectiveness | - sjekker om virkemidlet bidrar til at langsiktige eller overordnede mål nås. |

Bokstavene foran de tre E'ene kan brukes i setningen:
"gjøre X med Y for å oppnå Z".

Efficacy, efficiency og effectiveness måler kvaliteten på X, Y og Z. Interessant er det å se at god kvalitet på X og Y ikke garanterer god Z. Dette kan ses i sammenheng med alle systemmodellene som er presentert i dette kapitlet, og særlig teksten i delkapitlet om hierarki og emergens. I forhold til den rekursive systemmodellen (Figur 6) ser vi at kvalitetsmålene varierer med perspektivet som brukes, jf. den indre og den ytre sirkelen i Figur 8. Stor grad av lokal autonomi er dermed riktig fordi mål definert ovenfra bare delvis gir relevante kriterier for alle aktørene. Et illustrerende tankeeksperiment er å tegne tilsvarende skjema for malefirmaet som betales for å gjøre jobben, eller tenk en eiendomseier som skal male om en klynge med 15 boliger.



Figur 8. Efficiency, efficacy og effectiveness jf. Peter Checkland. Hentet fra Checkland og Scholes (1990), figur 2.11.

Det er presentert systemiske modeller som egner seg godt for systemperspektivet i industriell økologi. Men de gir ikke en uttømmende beskrivelse av organisasjoner, og er dermed ikke alene tilstrekkelige i beslutningsprosesser. For å eksemplifisere grensene i disse modellene, presenteres noen smaksprøver fra moderne organisasjonsteori nedenfor. I denne rapporten brukes det ikke mye plass på dette, men noen poeng trekkes fram. Formålet med en slik presentasjon blir todelt:

1. Åpne et vindu mot moderne organisasjonslære, som kan inspirere andre som arbeider med industriell økologi.
2. Poengtere at en teknisk forståelse av effektivitet medfører at øynene lukkes for hele den sosialkonstruktivistiske bevegelsen innen vitenskapen, særlig relevant i forhold til det politiske, sosio-tekniske og symbolske perspektivet på organisasjoner.

2.6 Avgrensing i forhold til moderne organisasjonsteori

I en kjemisk prosess foregår styringen gjennom at parametre som oppvarming, strømningsmengder, ventilåpning og rørehastighet påvirkes. Ved avvik fra ønsket tilstand brukes en matematisk systemmodell til å bestemme hvilke tiltak som skal iverksettes. Styringsmålet er entydig gitt, og operatørenes oppgave er optimalisering eller endring langs en gitt bane (for eksempel ved oppstart eller stengning av et anlegg). Denne beskrivelsen ligner den som ble brukt i tradisjonell organisasjonsteori der det kun var en målsetning; størst mulig produktivitet. Forutsetningen om en felles målsetning er sentral i Taylors *Principles of scientific management* (1911), og målsetningen problematiseres i liten grad i systems engineering og i systemkybernetikken til Senge (1990). Systemtilnærmingen er her redusert til en analytisk øvelse helt i tråd men det som brukes på systemer uten mennesker. Nedenfor presenteres noen trekk ved moderne organisasjoner og organisasjonsteori som bryter med dette bildet.

Dynamiske omgivelser

Oppmerksomheten flyttes i økende grad fra *optimalisering av eksisterende prosesser* til identifisering og utnytting samt *tilpasning til endringer i omgivelsene*. Kevin Kelly omtaler dette som "The Law of Devolution" (Kelly 1998, kap. 10: Opportunities Before Efficiencies). Et globalt optimum vil med tiden kollapse fordi variabler i omgivelsene som betinger statusen endres. Et eksempel er at produksjon av *perfekte* kullkraftverk er meningsløst hvis alle har byttet til gasskraft. Innen bedriftsøkonomien reflekteres dette i interessen for forvaltning av den intellektuelle kapitalen hvis verdi alltid måles i forhold til omgivelsene. I dynamiske omgivelser blir vedlikehold og fornying av kunnskapen kritiske faktorer for langsiktig overlevelse¹¹. Dette er selvfølgelig en viktig beveggrunn for anstrengelsene som legges i å utvikle lærende organisasjoner.

Omgivelsenes dynamikk sammen med stadig mer kompliserte (kunnskapsintensive) produkter medfører virksomhetenes selvforståelse utvides til å omfatte nettverk av samarbeidende virksomheter. Håkansson deler for eksempel den strategiske enheten inn i den enkelte virksomhet, dyader (hver enkelt relasjon med samarbeidende bedrifter) og nettverk av virksomheter (Håkansson 1995). Markedsanalyser og ledelse av relasjoner er i dette perspektivet like viktig som forbedring av de bedriftsinterne produksjonsprosessene.

¹¹ Journalen til Ernst & Young Center for Business Innovations, nummer 2 omhandler *Managing Business Performance*. Her legges vekten på å måle "arven" fra beslutninger, ikke bare de direkte effektene. Slik skal perspektivet for styring av virksomheter utvides i tid.

Senge om motivasjon

I Peter Senges *Den femte disiplin* (1999) foreslås tiltak som skal muliggjøre læring for hver enkelt. Kunsten å skape en lærende organisasjon avhenger i følge Senge av fem disipliner. Disse er personlig *mestring*, *mentale modeller*, *felles visjoner*, *gruppelæring* og *systemtenkning* innenfor rammen av systemdynamikk. Systemtenkningen utgjør et lim som skaper mening for hver av de fire andre disiplinene og indre sammenheng mellom dem.

Allerede i behandlingen av personlig mestring problematiserer Senge vilkårene for effektivitet i en virksomhet. Personlig mestring betyr å klargjøre og utdype sin personlige visjon og arbeide målrettet for å nå den. En personlig visjon består i at den enkeltes arbeid drives av målsetninger som oppleves meningsfylte, og at arbeidet dermed ikke oppleves som et instrumentelt middel for å nå andre mål (for mer om dette se Blauner (1964 s 26)). I tillegg til målets innhold, er oppnåeligheten viktig. Dersom en tviler på egne muligheter til å nå målene som er satt oppstår en såkalt *strukturell konflikt*. Slik maktesløshet kan fortære den personlige visjonen og dermed en viktig drivkraft for utvikling av personlig mestring. Bakgrunnen for en slik konflikt ligger i gapet mellom den personlige visjonen og den faktiske tilstanden. Gapet kan skape *kreativ spenning* som kjennetegnes ved energi og entusiasme, og oppstår fra en forpliktelse til endring. Arbeidet vil endre tilstanden i retning av den personlige visjonen. Men hvis gapet blir for stort kan entusiasmen slokne og snus til en demotiverende følelse av håpløshet. Organisasjon og ledelse må ta sikte på å unngå dette som kalles *emosjonell spenning*.

Fire vinduer

Et rammeverk for forståelse av organisasjoner som er utviklet av Robert L. Flood (1999), forener på en god måte det viktigste fra tradisjonell og moderne organisasjonsteori. Han står på skuldrene til Senge, Bertalanffy, Beer, Ackoff, Checkland og Churchman når han presenterer sin metodologi. Utgangspunktet til Flood er flerperspektivtenkningen som er akseptert og kjent jf. Morgan (1997) og Bolmann og Deal (1998). Vitenskapsteoretisk bygger han på den sosialkonstruktivistiske tradisjonen (Berger og Luckmann 1966), som omfatter et grundig oppgjør med positivismen. I tillegg til de tekniske begrepene som har konseptuelt utspring fra maskinmetaforen begrep på menneskesystem, vektlegges medvirkning og demokrati i beskrivelsen av menneskesystemer.

Flood foreslår "fire vinduer" som en organisasjon kan betraktes gjennom. Disse brukes til å hjelpe den systemiske¹² tenkningen (appreciation) omkring organisasjoner. De fire vinduene er "systems of process, of structure, of meaning, and of knowledge-power" (Flood 1999 ss 7, 94-126). Det fine med Floods fire vinduer er at de dekker de to "tradisjonelle" områdene efficiency (prosess) og effectiveness (struktur). Men i tillegg finnes to vinduer som

¹² Her ligger også begrunnelsen for at det tradisjonelle begrepet systemmodell er erstattet med systemisk tenkning.

behandler ikketekniske dimensjoner av målsetningene. "Systems of meaning" vektlegger at personer og interessenter i en organisasjon har ulike meningssystemer som innvirker på deres forståelse av temaer og dilemmaer. Enighet om målsetning nås helst ved å følge en foreslått prosedyre som tar hensyn til dette perspektivmangfoldet i organisasjoner. "God kvalitet" på enigheten krever i tillegg oppmerksomhet rundt kunnskap-makt forhold som rase, samfunnsklasse, kjønn, kultur, alder, eksperter og ledelseshierarki.

Mange mål og mange system

Flood skriver, med referanse til Churchman¹³, en meget interessant passasje om å definere systemet som skal studeres (Flood op.cit. ss 63 - 66). Relevant system avhenger av hvilket ståsted en inntar. Arbeidere, mellomledere, toppledere, naboer og miljøorganisasjoner vil trekke ulike systemgrenser. Summen av alle systemene som interessentene trekker gir et rikt bilde av koblede tema og dilemmaer. Men en slik "rik systembeskrivelse" er gjerne uhåndterlig. Derfor legger Flood opp til at det må velges et håndterlig system når intervensjoner skal foretas. Han understreker at grensevurderinger reiser spørsmål av etisk natur, i tillegg til de kjente efficiency og effectiveness.

Ulike interessenter har forskjellige mål. Miljøorganisasjonene representerer natur og miljø, arbeidstakerorganisasjonene ønsker høy lønn, gode arbeidsforhold og flest mulig arbeidsplasser, kapitaleierne vil maksimere overskuddet osv. En framstilling av virksomheter som systemer med et mål som er dominerende og felles for alle, blir derfor altfor enkelt. Tredje og fjerde vindu hos Flood kan brukes til å bøte på dette forholdet gjennom å gå inn på hvordan målet framkommer. Disse består som nevnt av:

- a) *mening*: individer og aktører har forskjellige målsetninger. Dette er fordi virkelighetsoppfatningen er kontekstavhengig, og at maskinmetaforen på organisasjoner dermed må forkastes. Sosialkonstruktivismen, det politiske perspektiv i organisasjonslære og diskursteori er blant de etablerte fagområdene som drøfter disse forholdene.
- b) *kunnskap-makt*: "Kvaliteten" av politikken eller målsetning kan analyseres ved en gjennomgang av beslutningsprosessen. Blir alle interessentene sine behov og krav hørt, eller er det den sterkeste rett? Dette er relatert til a), men vekten legges mer på demokrati i praksis, for eksempel gjennom medvirkningsprosesser. Et eksempel fra samfunnspolitikken er at målsetningene til "Norge" har bedre kvalitet etter at kvinner, samer, funksjonshemmede, homofile, innvandrere osv. i større grad er involvert som interessegruppe i politikkkutforming.

Målet med organisasjonsendringer kan ikke ensidig ha teknisk forbedring av eco-efficiency som mål. De andre dimensjonene ved HAS slik de er beskrevet over, må inkluderes i analysen. Naturen og miljøet i seg selv bryr seg kanskje ikke om demokrati og rettferdighet. Men hensynene må

¹³ Churchman, C. West (1979). Systems Approach and Its Enemies. Basic Books, New York.

integreres for at endringstiltakene skal bli vellykket, det vil si få oppslutning blant alle endringsagentene. Disse perspektivene behandles ikke videre i rapporten.

Diskusjonen i del 2 legger til grunn at ethvert system, uavhengig av størrelse, trenger følgende informasjon:

- De overordnede målene, og hvordan kan disse omsettes til lokal handling
- Innspill fra en SWOT-analyse eller lignende. Disse brukes til tilpasning til (reaktiv) eller produksjon av (proaktiv) den lokale konteksten.

Modellene som er presentert viser også at:

1. Systemnivåene samvirker på kompliserte og komplekse måter, og at endringer ett sted dermed påvirker resten av systemet. Systemisk miljøarbeid må derfor koordineres på tvers av systemnivåene; her kalt vertikal integrasjon.
2. VSM viser at alle systemer og subsystemer må operere ut fra sin spesielle kontekst. Dette betyr at best mulig overlevelsessevne for subsystemene, og dermed for systemet som helhet, sikres gjennom lokale tilpasninger kombinert med koordinering.
3. Samarbeid støttes av arenaer for kommunikasjon mellom personer fra ulike deler av organisasjonen, og fra miljø utenfra. Sirkulær organisasjon slik Ackoff beskriver den kan være et virkemiddel i så måte.

Del 2 En systemisk vurdering av eco-efficiency og miljøprestasjonsindikatorer

3 ECO-EFFICIENCY

3.1 Bruken av eco-efficiency

I kapittel 2 er det argumentert for at prestasjonen til en organisasjon bestemmes av både aktivitetene og samspill horisontalt og vertikalt. Denne forståelsen må reflekteres i bruken av det populære begrepet *økoeffektivitet*. Ordet effektivitet favner det engelske begrepsparet *efficiency og effectiveness*¹⁴. Førstnevnte uttrykker en teknisk størrelse (for eksempel CO₂-utslipp per personkilometer), mens den andre uttrykker graden av måloppnåelse (for eksempel totale CO₂-utslipp fra transport av mennesker og varer i forhold til et nivå som samsvarer med forståelsen av holdbar utvikling)¹⁵. De engelske begrepene utgjør et nyttig par, og brukes derfor i stedet for det norske. Bruken av eco-efficiency og eco-effectiveness legges tett opptil begrepsparet, men innholdet klargjøres gjennom en inngående studie.

Litteraturen om eco-efficiency omfatter et mangfold av meningsinnhold for begrepet. Disse reflekterer om ikke en babelsk, så en systemisk forvirring. Eco-efficiency kan brukes om den minste prosess, for eksempel produksjonsprosesser og motorer¹⁶. Samtidig kan det brukes om store og sammensatte systemer som verdikjeder, nettverk av bedrifter, kommuner og nasjoner. OECD, EU og WBCSD knytter nå begrepet nært opp til konseptet bærekraftig utvikling, og plasserer dermed eco-efficiency i sentrum av den overordnede miljødiskursen. I en tid med fare for semantisk imperialism der begrep fra ett fagfelt pådyttes andre (Øfsti 1997) og der næringsinteressene tilpasser meningsinnholdet i sentrale begreper etter sine behov (Welford 1997), er behovet for en begrepsavklaring tydelig.

I det følgende er det forsøkt utviklet en nyttig forståelse av eco-efficiency. Først presenteres forståelsen slik den finnes i rapportene til tunge institusjoner og i faglitteraturen. Deretter presenteres forståelsen av

¹⁴ Tilsvarende har vi at det norske ordet rasjonell som oversatt til engelsk kan bety både rational og reasonable (Wright 1991).

¹⁵ Meriam-Webster Dictionary på nettet (www.britannica.com/bcom/dictionary/) definerer begrepene slik:

efficiency: the ratio of useful energy delivered by a dynamic system to the energy supplied to it.

effectiveness: producing a decided, decisive, or desired effect.

¹⁶ En motor kan også regnes som en produksjonsprosess der produktet er mekanisk energi.

efficiency og effectiveness i andre fagfelter, og til slutt foreslås en forståelse basert på de systemiske modellene presentert i kapittel 2.

3.2 WBCSD, EU og OECD om eco-efficiency

I state of the art rapporten til IØK P2005 er WBCSD sin definisjon av eco-efficiency gjengitt (Brattebø, H. et al. 1998 kap. 2.2.3):

"Eco-efficiency is reached by delivery of competitively priced goods and services that satisfy human needs and bring quality of life, while progressively reducing ecological impacts and resource intensity throughout the life cycle, to a level at least in line with the earth's estimated carrying capacity" (BCSD 1993).

I samme rapport gjengis en definisjon av OECD (1998):

"Eco-efficiency is the efficiency with which ecological resources are used to meet human needs."

Begge disse definisjonene er offensive fordi eco-efficiency knyttes til menneskenes behov og livskvalitet, og ikke bare BNP slik det har vært vanlig. Men det oppstår uklarhet når OECD rett etter sitatet over skriver:

"It can be considered as a ratio of an output divided by an input: the "output" being the value of products and services produced by a firm, a sector, or the economy as a whole, and the "input" being the sum of environmental pressures generated by the firm, sector or economy."

Her er vi ved kjernen av problemet med uklarhet rundt hva eco-efficiency egentlig betyr. En bruk der en i det ene øyeblikket tilskriver eco-efficiency et innhold som dekker hele bredden i bærekraftig utvikling, og i neste omgang sniker seg tilbake til den klassiske forståelsen "BNP per miljøbelastning", er svært skummel. Det betyr i værste fall at viktige begrep tømmes for innhold.

Videre er eco-efficiency og eco-effectiveness definert som matematiske uttrykk (Brattebø et al. 1998):

Lign 1 $\text{Eco-efficiency} = \text{Value added} / \text{environmental impact}$

Lign 2 $\text{Eco-effectiveness} = \text{Eco-efficiency} * \text{Total volume of activity}$

Hvorvidt eco-efficiency blir til "BNP per miljøbelastning" eller "bidrag til oppfyllelse av målene i Agenda 21 per miljøbelastning", avhenger av hvordan ordet "value" tolkes. Det kan være et problem at value må beskrives over flere sider for å dekke inn hele bredden i bærekraftig utvikling. Denne prosessen kan bli for vanskelig og ressurskrevende for store deler av næringsliv og kommunale virksomheter. Eco-effectiveness, som egentlig bør uttrykkes som

Lign 3 $\text{Eco-effectiveness} = \text{eco-efficiency} * (\text{Ref.} / \text{Total volume of activity})^{17}$,

er rett og slett et mål på et større systems overensstemmelse med gitte kriterier for økologisk holdbarhet. Lign 3 vil være rimelig som mål på miljøprestasjonen på samfunnsnivå, men er utilstrekkelig for mindre organisasjoner. Årsaken til dette er at for eksempel en produsent av solceller kan komme godt eller dårlig ut avhengig av hvor systemgrensene trekkes. En mer inngående modell må ta hensyn til dette.

EU har løftet eco-efficiency fram som et politikk (policy) instrument. Dette betyr at begrepet får en sentral plass i det EU skriver om miljøpolitikk framover. Men et tilfeldig sitat viser hvor vag bruken av eco-efficiency kan være.

"Environment. In this field, DGIII will, as a priority:

- promote the creation of a framework conducive to both sustainable development and competitiveness improvement through technological innovation in industry and promotion of eco-efficiency strategies"

Her betyr vel eco-efficiency alt fra store omlegginger av regelverket til EU knyttet til for eksempel handel, til de minste prosessforbedringer i bedrifter. Denne uklarheten viser at metodene som brukes for å måle eco-efficiency er svært viktige. Mye arbeid er gjort på dette området, og resten av kapitlet diskuterer dette.

3.3 Bruk av eco-efficiency

Som nevnt inngår begrepet "eco-efficiency" i mange ulike sammenhenger. Generelt glir bruken av eco-efficiency og Faktor X over i hverandre. Faktor X som målsetning, kan tilbakeføres til The Master Equation:

Lign 4 $\text{Virkning} = \text{Befolkning} * \text{BNP/person} * \text{Virkning/BNP}$.

En vurderer forventet økning i befolkning og BNP/person, samt hvilken reduksjon i samlet virkning som er forenlig med en forståelse av økologisk holdbar utvikling. På dette grunnlaget vurderes behovet for bedring i virkning/BNP, og faktoren blir mellom 4 og 40 avhengig av forutsetninger (se f.eks. Brattebø 1995 ss 26-27).

¹⁷ Årsaken til denne korreksjonen av Lign 2 er enkel logikk. Eco-efficiency gir bedre miljøprestasjon jo høyere verdi. Dermed må uttrykket for eco-effectiveness øke med økende eco-efficiency og minkende BNP. Referanseverdi kan for eksempel være samlet BNP for et område i et referanseår, eller en faktor beregnet slik at en eco-effectiveness lik 1 samsvarer med en forståelse av økologisk bærekraft.

Men hva er meningsinnholdet i "Faktor X"? En litteraturoversikt samlet av Anne Mæhre ved IMM, NTNU, sommeren 1999, gir ikke svaret. Men hensikten i hennes arbeid var begrenset til innsamling og framstilling av litteratur på området. Rapporten ordner litteraturen i følgende bolker (Mæhre 1999):

- Faktor X - bakgrunn og innhold
- eco-efficiency
- eco-effectiveness/dematerialisering

Det er vanskelig å finne entydige beskrivelse av innhold i og sammenhengen mellom målsetning (bærekraftig utvikling), delmål, strategier og konkrete tekniske / organisatoriske / politiske tiltak.

Flere konsepter brukes til å *måle* miljøvirkningen av forbruket vårt. Disse brukes alle i litteraturen om eco-efficiency:

- | | |
|---|--|
| - økologisk ryggsekk | - material intensity per service unit (MIPS) |
| - økologisk fotavtrykk (Wackernagel 1996) | - environmental performance indicators (EPI) jf. ISO 14031 |
| - økologisk rom (Siebert 1982) | - eco-indicators (fra LCA). |
| - økologisk kvote | |

Disse konseptene inneholder regnemetoder som framstiller miljøprestasjonen på en oversiktlig måte og setter den inn i en større sammenheng.

Det foreslås et mangfold *strategier og konkrete tiltak* for bedring av eco-efficiency (Stahel 1998):

- | | |
|--------------------------------|---|
| - selge tjeneste, ikke produkt | - resirkulering |
| - multifunksjonelle produkter | - forlenge levetiden til produkter ("service-life extension of goods and components") |
| - dematerialisering | - lukke materialsøyfer |
| - ombruk av produkter | - utvidet produsentansvar |
| - reparere produkter | |
| - oppgradering av produkter | |

En rask gjennomgang av innholdet i siste to års konferanser om eco-efficiency (Eco-efficiency 1998 og Faktor 4+ 1999) viser også et uoversiktlig bilde knyttet til hvilke temaområder som behandles.

- | | |
|------------------------------|-----------------------|
| - energi; produksjon og bruk | - mobilitet |
| - husholdninger | - turisme |
| - materialer | - bygg / konstruksjon |
| - sluttbehandling | - kontor |
| - forskning og innovasjoner | - møbler |

I tillegg omtales mer og mindre eksplisitt ulike organisatoriske tilnærminger eller endringer som kan støtte opp om bedre eco-efficiency:

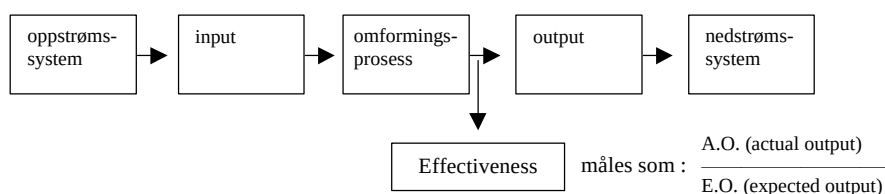
- | | |
|--------------------|---------------------------------------|
| - Innkjøpsnettverk | - Verdikjedeledelse - vugge til vugge |
|--------------------|---------------------------------------|

- Energy contracting (eks. fra Wien)
- Produkt → Service performance (f.eks. innen transport og kopiering)

Dette viser at bruken av begrepet er så dårlig avgrenset at det betyr alt og ingenting (og dermed ingenting). Eco-efficiency har ikke noe normativt innhold i litteraturen, og dette er kanskje vanskelig å få til. Men verdien kan likevel betviles når alt fra grunnleggende omlegging av virksomheter i tråd med prinsipp for bærekraftig utvikling, for eksempel i samsvar med modeller for lukkede material- og energisløyfer, sidestilles med mer tilfeldige småtiltak som sortering av avfall og innkjøp av sparepærer. I de følgende delkapitlene er en mulig forståelse forsøkt avklart og utdypet.

3.4 Efficiency og effectiveness - innspill fra andre fagfelt

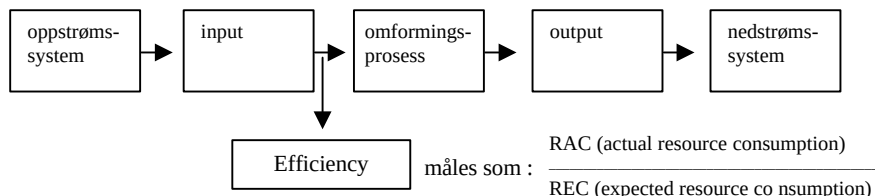
I diskusjonen knyttet til industriell økologi ved NTNU brukes eco-efficiency og eco-effectiveness gjerne som komplementære begrep. Dette er intuitivt fornuftig da effectiveness rommer mer informasjon enn det i utgangspunktet mer tekniske efficiency. Litt forvirrende blir det da når OECD og EUs redefinerer eco-efficiency til å omfatte enda mer enn eco-effectiveness, jf. definisjonene over. Fra produksjonsteknikken finner vi en operativ definisjon av effectiveness som "the accomplishment of the 'right' things" (Sink og Tuttle 1989 s 171). Effectiveness er et tema som knytter seg til outputsiden. Derfor settes 'right' i hermetegn fordi hva som er riktig nesten alltid er subjektivt og gjenstand for tolkninger. Figur 9 viser hvor i produksjonskjeden effectiveness måles.



Figur 9. Effectiveness slik det kan brukes i produksjonsteknikken (Sink og Tuttle 1989 s 171).

Efficiency knyttes til inputsiden, og omhandler ressursforbruk. Operasjonell definisjon er "ressurser forventet eller forutsagt eller varslet eller anslått å bli konsumert (REC) dividert med ressursene som faktisk konsumeres (RAC)". Forventet forbruk av ressurser er knyttet til eller kommer fra forventet output. REC er altså knyttet til EO og tilsvarende RAC til AO. Forventet forbruk kommer fra ingeniører, planleggere eller ledelse, mens antallet eller

mengden som faktisk brukes hentes fra regnskap eller målinger. Figur 10 nedenfor viser hvor efficiency beregnes i en produksjonsprosess.



Figur 10. Efficiency slik det kan brukes i produksjonsteknikken (Sink og Tuttle 1989 s 172).

Denne forståelsen avviker fra efficiency slik begrepet brukes i kjemien og fysikken. Årsaken er blant annet kjemifagets positivistiske vitenskapsposisjon der kontekstløshet er en forutsetning og reproducerbarhet et krav. Subjektivt "forventet" produksjon eller forbruk blir i en slik sammenheng forkastet som utgangspunkt for effektivitetsmålinger. I stedet brukes teoretisk utleda absolutter som referanse. Et eksempel fra termodynamikken er Carnotsyklusen, som er en motor med forutsatt reversibel drift¹⁸. Efficiency defineres i forhold til arbeidet som kunne utføres dersom systemets omgivelser var innstilt på en "ideell" måte. Det kan det vises at (Laidler og Meiser 1982, s 92):

Lign 5 $\text{efficiency} = w / q_h = (T_h - T_c) / T_h$

w = arbeid utført på omgivelsene ved reversibel drift

q_h = energi tilført motoren

T_h = temperatur på varm side

T_c = temperatur på kald side

Denne formelen viser at ved omgivelsestemperaturer høyere enn det absolutte nullpunkt, vil ikke all tilført energi kunne omsettes til "nyttig" arbeid, selv ved reversibel drift. Et slik uttrykk for efficiency er dermed litt mangelfullt da alle meningsfulle prosesser ikke kan oppnå 100% energieffektivitet. Derfor er det laget et uttrykk for beregning av efficiency, der 100% energieffektivitet forstås som maksimal utnyttning av tilført energi gitt den eksogene variabelen 'temperatur på kald side'. Uttrykket blir da:

¹⁸ Prosesser som utføres uendelig sakte slik at det til en hver tid er likevekt i de involverte systemene, kalles reversible. Et eksempel er komprimering av en gass slik at trykkforskjellen mellom det ytre stampelet og sylinderens innhold er dP - uendelig liten. Slik vil gassens egenskaper være uniform i hele sylindren, inklusive kjemisk sammensetning. Temperaturen i sylindren vil også være uniform.

Lign 6 $\text{efficiency}' = w' / q_h * (1/\text{efficiency})$

$\text{efficiency}' =$ Andel av teoretisk tilgjengelig arbeid ved reversibel drift som utnyttes ved den reelle irreversible driften, gitt den eksogene variabelen T_c .
 $w' =$ utført arbeid ved irreversibel drift
 q_h og $\text{efficiency} =$ som i Lign 5.

Med et slik uttrykk for energieffektivitet blir efficiency lik 1 ved reversibel drift. Dette er et teknologisk optimum gitt den eksogene driftsbetingelsen T_c . En tilsvarende skreddersydd bruk av termodynamikken til å måle efficiency finner vi hos Sauar (1997). Hans utgangspunkt er omforming av et material, for eksempel aluminium, fra malm til rent metall. I en slik prosess investeres noe exergi i materialet som dannes fordi $\Delta G_{rx} > 0$ (økning i Gibbs fri energi, som kan sammenlignes med å lade opp et batteri). Denne "investeringen" kan ikke omgå teknologisk, og bør ikke hindre at beregnet exergikutnytting kan bli 100%. Han deler derfor opp exergibruken i to deler:

Lign 7 $\text{Exergibruk} = (\text{Exergi investert i omformet material}) + \text{Exergitap}$

Dette åpner for bedre skattlegging av energibruk (ved bruk av elektrisitet er energi lik exergi når produksjon av elektrisiteten ikke medregnes, det vil si forutsettes å ha virkningsgrad 1) ved at det teoretisk nødvendige forbruket skattes lavere enn tapsleddet. I et tenkt tilfelle er leddene på høyre side av Lign 7 like store. Null skattlegging av det første leddet muliggjør en fordobling av skatten på det andre leddet samtidig som den totale skattebyrden holdes konstant (provenynøytralitet jf. Hansen, Jespersen og Rasmussen (1995)). Et slik virkemiddel betyr en dobling av de økonomiske insentivene for energisparende tiltak.

I den samme artikkelen foreslås en videre utvikling av effektivitetstenkningen. Formålet er å oppnå en ekstra høy beskatning av det exergitapet som kan fjernes ved bruk av beste tilgjengelige teknologi. Denne tenkningen baserer seg på **Lign 8**:

Lign 8 $\text{Exergibruk} = \text{Exergi investert i omformet material}$
 $+ \text{Minimum exergitap gitt bruk av beste tilgjengelige teknologi (BAT)}$
 $+ \text{"Rent" exergitap}$

Exergitapet i Lign 7 er her videre spesifisert i andre og tredje ledd på høyre side i **Lign 8**. Det tenkte tilfellet knyttet til Lign 7 brukes videre, men andre og tredje ledd i **Lign 8** antas å være like store (25% av den totale

exergibruken). Hvis beskatningen av første og andre ledd på høyre side av **Lign 8** settes lik null, vil de økonomiske insentivene for energisparende tiltak være firedoblet. Og dette skjer uten at den totale skattebyrden øker. Dette viser hvordan ulike uttrykk for efficiency innvirker på systemforståelse, og i dette tilfellet mulighetene for å utforme gode energipolitiske virkemidler.

I eksemplet kombineres positive størrelser fra termodynamikken med kontekstavhengige parametre fra det teknisk-økonomiske systemet. Systemet kan raffineres videre, for eksempel ved at leddet som eksponeres for beskatning reduseres med økende resirkuleringsgrad.

Også studier av økonomiske virkemidler i miljøpolitikken belyser eco-efficiency og eco-effectiveness. Særlig interessant er begrepet "reboundeffekter", av Rasmussen og Grepperud (1997) definert som "effekter ved miljø- og ressurseffektivisering som trekker i retning av å øke faktorkonsumet av den faktoren som effektiviseres". Dermed belyses poengene fra delkapitlet om emergens i hierarkiske systemer (side 10) på en fin måte. Med reboundeffekter forsøker en å måle i hvilken grad effektiviseringsgevinster ett sted i et system påvirkes av endringer i andre delsystemer som er koblet til dette. En har funnet en rekke eksempler på at tilsynelatende opplagte forbedringer ikke er så klare når systemgrensene utvides. Et eksempel kan hentes fra bilbruk. Når forbruk av drivstoff per kjørelengde reduseres, er det intuitivt at miljøbelastningen som skrives seg fra bilkjøring reduseres tilsvarende. Men når det viser seg at lavere utgifter til drivstoff per tonnkilometer fører til økt årlig kjørelengde per innbygger, blir situasjonen mer innviklet¹⁹.

En undersøkelse for amerikansk privatbilisme, og da er bensinprisen en firedel av den norske, viser at nettogevinsten på kort sikt reduseres med 20% på grunn av reboundeffekten (Greene et al. 1999). Hvis systemgrensene flyttes fra motorens tekniske spesifikasjoner til å inkludere kjøremønsteret, blir altså bildet endret. Hvis systemgrensene flyttes videre utover slik at en ser utviklingen over lengre tid, kommer enda nye forhold fram. Et eksempel som refereres i Rasmussen og Grepperud (1997) gir et eksempel på dette.

"I IPCC (1994)²⁰ finner man at amerikanske husholdninger over tid har økt sin etterspørsel etter minibusser og små lastebiler (light trucks) på bekostning av personbiler. I 1990 stod "light trucks" for hele 32% av all persontrafikk i USA, samtidig som denne typen kjøretøy i gjennomsnitt forbruker 36% mer drivstoff per kilometer enn personbiler. IPCC (1994) ser på denne økningen til tyngre og mer energi-intensive kjøretøy som en reboundeffekt. Den kraftige effektiviseringen som har skjedd i

¹⁹ Knyttet til dette eksemplet om reboundeffekter, kan følgende system knyttes til begrepene:

Eco-efficiency: Energiforbruk per personkilometer for en gitt bilmodell.

Eco-effectiveness: Energiforbruk for samfunnets totale privatbilisme.

²⁰ IPCC (1994): "Second Assessment Report. Chapter II.C.3. Transportation", First Order Draft, 1994.

transportsektoren de senere 30 årene kan ha medført at forbrukerne i relativt større grad har etterspurt større og mer luksuriøse modeller med høyere drivstofforbruk. Teknologiforbedringene er alstå ikke tatt ut i form av reduserte transportutgifter, men heller i form av større og mer komfortable transportenheter."

Slike dynamiske fenomen kan forklare skepsisen som kom til uttrykk på dagsorden for den 37. sesjonen til FNs Economic and Social Council (E/CN.5/1999/9) 9. – 19. februar 1999 (United Nations 1999):

"However, there is considerable debate as to whether more "eco-efficient" resource management systems and self-regulation are contributing in any meaningful way to sustainable development, ..."

Poenget med en slik henvisning til emergens og reboundeffekter²¹, er å vise at flere systemnivå må betraktes samtidig når lokal handling skal settes i sammenheng med overordnede mål.

Vi ser at begrepene efficiency og effectiveness er godt kjente og innarbeidet i for eksempel produksjonsteknikken, fysikalsk kjemi og økonomien. Tilsvarende eksempler kunne vært beskrevet fra en lang rekke andre fagfelter.

3.5 Eco-efficiency knyttet til systemiske modeller

Det er en klar forskjell i bruken av ordet effektivitet i produksjonsteknikken, der det knyttes til subjektivt formulerte målsetninger, og termodynamikken, der det knyttes teoretisk allmenngyldige uttrykk. Spørsmålet blir hvordan dette kan overføres til bruken av eco-efficiency i kommuner og virksomheters miljøarbeid. Svaret finnes best gjennom en analyse av eco-efficiency og eco-effectiveness i forhold til de systemiske modellene i kapittel 2. Konklusjonene herfra vil legges til grunn for miljøprestasjonsindikatorene som presenteres i kapittel 4 og 5.

Både den hierarkiske og organismisk systemiske (viable systems model - VSM) systembeskrivelsen viser at sammenhengen mellom efficiency og effectiveness har klare paralleller til miljøområdet. Samsvar mellom delsystemenes tiltak og det totale systemets miljøprestasjon vil avhenge av samspill horisontalt og vertikalt i systemet. Begge modellene understreker behovet for koordinering vertikalt fordi koblingen mellom systemnivåene er ikke-lineær. Bedre eco-efficiency i en delprosess sikrer ikke automatisk forbedring av eco-effectiveness på nivået over. Og videre følger at bedret eco-effectiveness i systemet fra de to foregående setningene blir til eco-

²¹ Dersom Checklands modell (Figur 8) knyttes til eksemplet med reboundeffekter, og en inntar ståstedet til en bilprodusent, kan følgende system knyttes til begrepene: Efficacy: Om en klarer å utvikle ny teknologi slik det er planlagt. Eco-efficiency: Energiforbruk per personkilometer for en gitt bilmodell. Eco-effectiveness: Energiforbruk for samfunnets totale privatbilisme (eller et annet 'holon' som går utover den rent tekniske ytelsen).

efficiency dersom systemgrensene trekkes slik at systemnivået over inkluderes.

Både VSM og den sirkulære organisasjonen viser organisatoriske tiltak for å integrere systemnivåene. Dette gjøres ved at ledere på hvert systemnivå både handler ut fra sin lokale kontekst, og koordinerer sine system i forhold til andre delsystem. Det lokale fokuset er nødvendig for at delsystemene skal "overleve"²², mens det globale fokuset tar hensyn til hele systemet. Overlevelse betyr for en organisasjon å kontinuerlig endre arbeidsmåten med sikte på tilpasning og utvikling av relasjonene med omgivelsene. Særlig interessant med disse modellene er at de i tillegg til en klar beskrivelse av efficiency og effectiveness (som ved studier av miljøprestasjon blir til eco-efficiency og eco-effectiveness), bidrar med organisasjonsformer som kan omsette den teoretiske forståelsen til praktisk handling. Slik fanges efficacy (jf. Checkland Figur 8) også inn i modellen, som dermed får et innhold utover det deskriptive.

Vi ser altså at efficiency og effectiveness som tekniske begrep mangler koblingen mellom subsystemer og større system slik det beskrives i den hierarkisk systemiske modellen, VSM og den sirkulære organisasjonen i kapittel 2. Begrepsparet blir dermed utilstrekkelige i beskrivelse og endring av HAS. Robert Flood (1999) uttrykker dette poenget med å skrive at vi mellom reduksjonisme og systemisk tenkning finner noe som ikke passer inn i mekanistiske modeller. Han kaller dette spiritualisme; hvert enkelt menneskes selvstendige evne til å *tenke* på helheter²³.

Modellene fra kapittel 2 viser ikke eksplisitt de organisasjonspsykologiske poengene til Senge. Men ved bruk av en systemisk modell som vist over, kan viktige fallgruver omgås. Et eksempel fra miljøområdet til illustrasjon, er individers behov for å se egne små miljøtiltak i sammenheng med overordnede mål om bærekraftig utvikling. Små tiltak for å bedre eco-efficiency i deler av sin adferd kan være sortering av avfallet i flere fraksjoner og begrensnings av bilkjøringen. Men hvis det kommer fram at det på høyere systemnivå mangler avtakere til flere av fraksjonene og myndighetene bruker enorme ressurser på bygging av stadig flere veier, blir det vanskelig å tro at egne handlinger faktisk bidrar til å nå visjonen om bærekraftig utvikling. Det blir slik sett ledernes oppgave å organisere systemene på en måte som motiverer til læring og utvikling av personlig mestring. Dette gjøres best ved at den enkelte utvikler en personlig visjon, mens fellesskapet (ledelsen) lager rammebetingelser som muliggjør realisering av disse.

²² Viable, som i Viable Systems model, betyr *levedyktig*.

²³ Dette er et klart skille fra bisvermer og maurtuer (eller celler og trær). Slike system kan modelleres veldig godt helt uten at den enkelte maur eller bie tillegges en bevissthet om hele svermen eller tua. Men det er umulig å forklare at jeg, et individ, sitter her og skriver om holdbar utvikling, uten å legge til denne "spirituelle" koblingen. En forklaring basert på mekaniske interaksjoner som forplanter seg fra meg til hele kloden og flere generasjoner, blir iallfall latterlig.

Flood sine fire vinduer for å forstå organisasjoner dekker efficiency (prosess) og effectiveness (struktur). Dette samsvarer veldig godt med sammenhengen mellom eco-efficiency og eco-effectiveness slik de er beskrevet her. Det er også svært viktig å registrere de to vinduene hos Flood som behandler ikketekniske dimensjoner. "Systems of meaning" og "Knowledge-power" går utover rammene for denne rapporten. Men en kan registrere at alle ledende organisasjonsteoretikere synes tekniske effektivitetsstudier knapt er halve jobben. En bør derfor ha mer faglig ballast enn innsikt i økoeffektivitet før turen legges til virksomhetene.

Vi ser at det er vanskelig å kvantifisere de totale effektene av tiltak et sted i et system/organisasjon. Samtidig er det viktig å bruke kvantitative mål slik at hvert enkelt system uavhengig av systemnivå kan identifiseres viktige miljøaspekt, formulere mål, og lage et program for bedringer. Men poengene som er presentert i kapittel 2 og 3 må reflekteres i et utvidet systemperspektiv hos aktørene. I kapittel 4 og 5 gjøres dette gjennom et samtidig fokus på felles retningslinjer og målsetninger og individuelle tilpasninger som gjøres utfra det enkelte delsystemets egenart.

4 MILJØPRESTASJONSINDIKATORER

Nasjoner, kommuner, virksomheter og enkeltindivider måler det de bryr seg om. Slike målinger hjelper beslutningstakere og offentligheten definere overordnede målsetninger og knytte disse til konkrete målsetninger og tiltak. Videre kan målingene brukes til å vurdere om iverksatte tiltak gir ønsket effekt. På denne måten gir de et tallgrunnlag for å vurdere prestasjonen, og knytte tidligere og eksisterende aktiviteter til fremtidige mål. Ved å måle den økologiske delen av bærekraftig utvikling, slik vi i dag måler økonomisk produksjon, blir det lettere å inkludere miljømål i diskusjonen som foregår i politisk ledelse og virksomheter.

Nedenfor presenteres viktige arbeider innen miljøindikatorer. Disse fokuserer på ulike nivå, fra det nasjonale til enkeltbedrifter. Men la meg først av alt oppklare eventuelle inkonsistente passasjer i teksten nedenfor. Når det står bare indikatorer eller miljøindikatorer refereres det til alle typer indikatorer; naturens (helse)tilstand, ressursbruk og utslipp samt ledelsessystemet. Miljøprestasjonsindikatorer har derimot et mer presist meningsinnhold. Disse uttrykker virksomhetenes direkte prestasjon på miljøområdet, og omfatter ikke en beskrivelse av miljøtilstanden. Nedover i kapitlet konvergerer argumentasjonen mot en vektlegging av miljøprestasjonsindikatorer for virksomhetenes operasjoner, og mindre av ledelsessystemets indirekte kobling til massestrømmene. Underveis vil det refereres til det som er skrevet over, særlig de systemiske modellene i kapittel 2.

4.1 To diskurser knyttet til indikatorer

Det er to faglige og politiske diskurser som er sentrale for forståelsen av hva indikatorer uttrykker. Temaene er i korthet:

- 1) Hva er bærekraftig utvikling, og hvordan kan den beskrives med sett av indikatorer?
- 2) Hvordan skal indikatorene brukes i praksis?

Den første omhandler *hva* indikatorene skal uttrykke. Svaret må konkretiseres i en slik grad at det kan oversettes til et sett av indikatorer. Diskusjonene på dette nivået kan være av systemiske art, for eksempel knyttet til konsekvensene som utslipp av klimagasser har på naturen og miljøet. Men diskusjonene har også verdimessig karakter. To sentrale tema er:

- Hva er verdien av ulike former og kvaliteter av natur og miljø? og
- Hvordan bidrar ulike deler av økonomien til best mulig liv for alle?

Dermed ligger diskusjonen om miljøindikatorer nært opp til en viktig diskusjonsfront knyttet til økonomisk utvikling.

Økonomisk utvikling har tradisjonelt blitt målt med BNP, det vil si pengestrømmen i samfunnet. Dette målet er ment å fange opp alle sider ved velstandsutviklingen, og ble etablert på en tid da økonomisk vekst og økonomisk utvikling ble sett som synonyme begrep. Men på grunn av sosiale forskjeller, og negative natur og miljøeffekter av menneskenes aktivitet, søker flere miljøer å utvikle nye og bedre mål for økonomisk utvikling. Friends of the earth har utviklet Index of Sustainable Economic Welfare (ISEW) (www.foe.co.uk/progress). Indeksen omfatter indikatorer som samlet er ment å måle endring i livskvalitet akkumulert til samfunnsnivå. UNDP har utviklet The Human Development Index (HDI) (www.undp.org/hdro/anatools.htm). I HDI kombineres indikatorer for forventet levealder, utdanningsnivå og inntekt til en samlet utviklingsindeks. På nettstedet til adbusters.org²⁴ illustreres diskusjonens tema med feltet "Voodoo Gap" i Figur 11 nedenfor. I dette eksemplet settes Genuine Progress Indicator (GPI) (www.rprogress.org), en slektning av ISEW, opp mot det tradisjonelle målet BNP²⁵.



Figur 11. Sammenligning av BNP og GPI som mål på økonomisk utvikling.

Status for hvordan innholdet i bærekraftig utvikling tolkes, finnes ved å gå til dokumentene fra Rio-forhandlingene. I følge Agenda 21 har BU tre akser; sosial, økologisk og økonomisk. Den økologiske og sosiale komponenten ble

²⁴ <http://www.adbusters.org/campaigns/question/tour/2.jpg>. Organisasjonen beskriver seg selv slik: "We are a global network of artists, writers, students, educators and entrepreneurs who want to launch the new social activist movement of the information age. Our goal is to galvanize resistance against those who would destroy the environment, pollute our minds and diminish our lives. "

²⁵ I "The Big Question - WTO uncommercial", som adbusters.org blant annet sendte på CNN, beskrives forskjellen på GPI og BNP slik (min oversettelse): "I mange år har økonomer målt den økonomiske sunnheten til et land med BNP. Men problemet er at BNP går opp hver gang en skog hogges, BNP øker med hvert oljeutslipp og BNP øker hver gang en pasient får diagnosen kreft. Er dette hvordan vi måler økonomisk framskritt? Økonomer må lære seg subtraksjon." (<http://www.adbusters.org/downloads/question/gdp.mov>)

klart uttrykt også i "Vår felles framtid" i 1987. Økologisk bærekraft er uttrykt ved intergenerasjonsperspektivet, kjent blant annet fra Hans Jonas' føre var tenkning, og de sosiale målsetningen begrunnes med at de er forutsetninger for å nå det økologiske målet. Den sosiale komponenten omfatter nord-sør perspektivet, men også kvinners, minoriteter, barns og arbeideres rettigheter. Fattigdom og befolkningsøkningen, ikke den økonomiske veksten, blir pekt på som hovedtrusler mot BU. Banen ble dermed allerede av Brundtlandkommisjonen klargjort for at økonomisk vekst ble formulert som selvstendig mål i første kapittel av Agenda 21 (UNCED 1992). Denne vedtatte premissen preger miljøarbeidet. Thomas Chr. Wyller har ved flere anledninger framholdt dette som et problem. Han mener at den økologiske ubalansen mellom menneskehet og natur bør holdes atskilt fra ubalansen mennesker imellom. Den første truer livet (menneskeheten), den andre livsverdier (Wyller 1999 s 22).

Denne prinsipielle diskusjonen er svært viktig. I verste fall kan BU bli tømt for det opprinnelige innholdet, og dermed bli verdiløst som begrep i arbeidet for økologisk holdbar utvikling. I beste fall blir det et begrep som representerer en visjon for miljøarbeidet, og som i tillegg gir veiledning i arbeidet med å integrere økologiske, sosiale og økonomiske parametre i et felles rammeverk.

Parallelt med diskusjoner om *hva* bærekraftig utvikling er, må vi ha en diskusjon om *hvordan* *indikatorene skal brukes i praksis*. Spørsmålet er hvordan et konsept som BU og svært aggregerte indikatorer skal kunne brukes der beslutninger tas. Og beslutninger tas overalt; av det enkelte lands myndigheter, kommuner, næringsliv og andre institusjoner samt enkeltindividene.

Et av hovedmålene med Rio '92 var faktisk å utvikle hjelpemiddel som skulle bringe ideene fra 1987 ut i live. Blant annet kommunene, industrien og frivillige organisasjon drev aktiv lobbyvirksomhet før konferansen for å bli gitt en sentral rolle i oppfølgingen. Innsatsen ga synlige resultat; de tre aktørene står omtalt i hhv. kapittel 28, 30 og 27 i Agenda 21 (UNCED 1992).

Etter konferansen har kommunene bidratt gjennom International Council for Local Environmental Initiatives (ICLEI). Miljøbudsjettering slik ICLEI presenterer det, er et system for miljøstyring der et rammeverk for forbruk av naturressurser utvikles ved bred, demokratisk medvirkning i de politiske beslutningene. Modellen kalles *ecoBudget*[®] (<http://www.iclei.org/europe/ecobudget/>). Tilsvarende har OECD produsert en lang rekke dokumenter (<http://www.oecd.org/env/indicators/>) og industribedriftene har deltatt gjennom World Business Council for a Sustainable Development (WBCSD) (<http://www.wbcd.ch/ecoeff1.htm#eemetrics>). Disse har i stort tatt tak i eco-efficiency, og sidestilt miljøprestasjonsindikatorer for eco-efficiency med indikatorer for bærekraftig utvikling. Også det store antallet allianser av frivillige organisasjoner som drev aktiv lobbyvirksomhet før og under

UNCED (1992), har bidratt med forslag. De presenterte ISEW og GPI er eksempler på forslagene herfra.

4.2 Indikatorer for bærekraftig utvikling

Informasjonsbehovet for å innarbeide BU i beslutningsprosessen ble i Rio forstått som en felles utfordring for alle dimensjonene og aktørene knyttet til BU. Kapittel 8 og 40 i Agenda 21 behandler dette. I etterkant av Rio har FN hatt sekretariatsansvaret for utvikling av såkalte indikatorer for bærekraftig utvikling (ISD) (<http://www.un.org/esa/sustdev/isd.htm>). Utviklingen av disse indikatorene er gjort innenfor det såkalte "driving force, state, respons" rammeverket²⁶. Det vil si at det for hver indikator som representerer en fasett av BU beskrives hvordan drivkraften til endring av tilstanden er, den faktiske tilstanden inkludert sårbarhet, og hvilke tiltak som er satt i verk for å møte den situasjonen som er beskrevet under de to første punktene. En lang rekke indikatorer er gitt en slik behandling. Disse er i sin tur gruppert i fire klasser; sosiale, økonomiske, økologiske og institusjonelle indikatorer. Tabell 1 nedenfor viser rammeverket, og i vedlegg 1 er arbeidslisten over indikatorer hentet fra FNs divisjon for bærekraftig utvikling (<http://www.un.org/esa/sustdev/>). For hver indikator er det utviklet et "methodology sheet" som i detalj beskriver hvilken informasjon som skal innhentes, tilgjengelighet, hvem som har ansvaret for å utarbeide informasjonen (for eksempel sentralbanken, IPCC, SSB, SFT, DN), indikatorens relevans for bærekraftig utvikling og mer (et par eksempler på methodology sheets er vist i vedlegg 2).

Tabell 1. FNs rammeverk for indikatorer for bærekraftig utvikling (ISD)

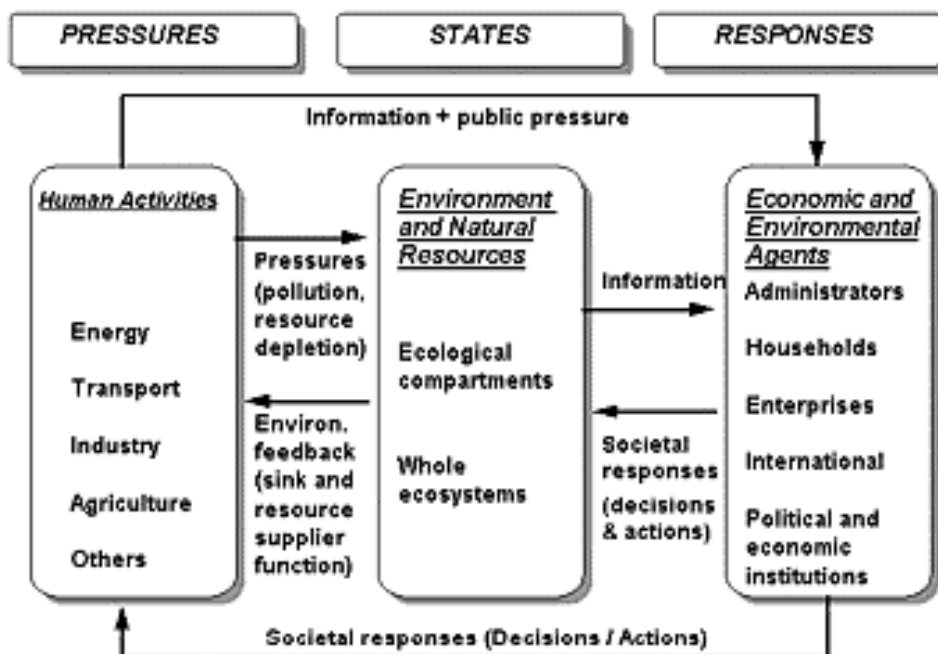
	Driving force (prosess/status)	State (status)	Respons (prosess)
Sosiale			
Økonomiske			
Økologiske			
Institusjon			

"Respons" kolonna og institusjonsindikatorene skiller seg ut med tanke på konkret handling. Respons gir uttelling for iverksatte tiltak også før de

²⁶ I en tidligere fase av utviklingsarbeidet, ble rammeverket kalt "pressure, state, respons". Men fordi ordet *pressure* ikke passet til en del av indikatorene, særlig innen klassen for institusjonsindikatorer, ble det byttet ut med det mer generelle *driving force*.

konkrete resultatene kommer. Slik vil et land som av historiske årsaker slipper ut mye av drivhusgassene kunne komme bedre ut enn land med lavere utslipp dersom det for eksempel implementerer et grønt skattesystem. Slik blir rammeverket ikke bare deskriptivt, men gir også en spore til forbedringer. Tilsvarende tenkning ligger bak at institusjoner er etablert som egen kategori av indikatorer. Tidsperspektivet er her noe lengre, og omfatter tiltak innen utdanning og utbygging av institusjoner tilsvarende de norske SFT, DN, Riksantikvaren osv. I tillegg kan enøk-sentra og etablering av materialselskap komme inn her.

I tillegg til FN har OECD og International Institute for Sustainable Development (IISD) med sete i Canada (<http://iisd1.iisd.ca/measure/>), gjort betydelige arbeider på dette området. I en rapport fra IISD fremstilles rammeverket med Figur 12 nedenfor.



Figur 12. Pressures-states-responses (Hardi & Pinter 1995).

4.3 Kommunale miljø(prestasjons)indikatorer

FNs rammeverk og beslektede arbeider som er vist over, er utformet primært med tanke på det nasjonale nivået. I tillegg finnes det en rikholdig og viltvoksende flora av tiltak for det kommunale nivået. Overbygningen for

arbeidet er oftest Lokal Agenda 21, og arbeidet koordineres av ICLEI på det europeiske nivået. Nasjonalt er ProSus, Idébanken, KS, MD og SFT samt flere frivillige organisasjoner drivende krefter. Men når "de tusen blomster blomstrer", blir mengden gode ideer fort større enn den systematiske og metodiske tenkningen som ligger til grunn. Det lokale miljøarbeidet lider litt under dette. Men noen premisser kan legges til grunn for en oppsummering; de overnasjonale rammeverkene og målsetningene fra FN, nasjonale miljømål og lokale behov.

Det er i prosjektene *Bærekraftig forbruk og ressursflyt i Haram kommune* (Ruud og Fet 2000) og *Environmental indicators and accounting methods in furniture production systems* (Fet 2000) utviklet et rammeverk som tar sikte på å integrere koordinering av hele systemet med en nødvendig grad av lokal autonomi. Til grunn for rammeverket ligger vurderinger av FNs rammeverk, et arbeid som er gjort om nasjonale miljømål (Riksantikvaren et al. 1996/97), erfaringer fra Buskerud fylkeskommune (Fylkesmannen i Buskerud 1997) og standarder for miljøstyring (ISO 14031). I tillegg refereres det til *St meld. 29 (1996-97) Regional planlegging og arealpolitikk* og *St meld nr 58 (1996 - 97) Miljøvernpolitikk for en bærekraftig utvikling - Dugnad for framtida*. Nedenfor presenteres først noen kjente arbeider på området. Deretter kommer det nyutviklede rammeverk og et tidlig eksempel på hvordan det kan brukes.

I Idésamling for kommunalt miljøvern (1996/97) er det foreslått hvordan et utvalg av nasjonale mål kan oversettes til kommunale mål, strategier, tiltak og indikatorer. Her er det valgt ut *fem miljøkategorier*:

- Miljø- og ressursvennlig by- og stedsutvikling,
- Avfall og gjenvinning,
- Biologisk mangfold,
- Kyst- og vannmiljø, og
- Kulturlandskap, kulturminner og andre kulturmiljøer.

Det må understrekes at politisk styring og planprosessene er svært viktig i det kommunale miljøarbeidet. Veldig forenklet spiller disse prosessene samme rolle som den forebyggende tenkningen med LCA og DfE gjør i produksjonsbedrifter. Når miljøprestasjonsindikatorer likevel vektlegges i denne rapporten, har dette to årsaker: a) kontinuerlige forbedringer i "daglig drift" av kommunen med sine virksomheter krever informasjon knyttet til eksisterende miljøprestasjon, og b) at dette informasjonsgrunnlaget i neste omgang vil støtte opp under planprosesser på politisk og administrativt nivå.

På grunnlag av dette ser vi at kommunalt miljøarbeid omfatter to områder:

- a) Lokalpolitikk, forvaltning og planprosesser (som innarbeiding av plan og bygningsloven)
- b) Virksomhetene daglige miljøarbeid gjennom "lokal" organisering, design av produkter, prosesser og tjenester, innkjøpsrutiner, materialbruk, energibruk og avfallshåndtering.

Prosjektet som er aktuelt her, fokuserer på punkt b). Dette betyr at en ser på virksomhetene, og ser bort fra forhold som infrastruktur og saksgrunnlag ved beslutninger. Mulighetene for et tverrfaglig prosjekt som kombinerer disse områdene er åpenbare.

Disse parallelle behovene i kommunal og fylkeskommunal miljøstyring gjenspeiles i konklusjonene etter arbeidet som ble gjennomført i Buskerud i perioden 1994 til 1997. Prosjektet der utviklet et system for prøverapportering som omfattet 52 styringsindikatorer fordelt på følgende seks områder:

- Arealbruk og bruk av planredskaper (14),
- Transport og energi (7),
- Vann og vannmiljø (9),
- Kulturlandskap, kulturminner og kulturmiljøer (7),
- Naturvern, friluftsliv og biologisk mangfold (9), og
- Avfall og gjenvinning (6)

Av disse 52 indikatorene er 13 knyttet til kommunenes bruk av planverktøy, arbeidsformer mv. De øvrige indikatorene viser miljøtilstand, miljøpåvirkning og kommunale tiltak (Miljøvernavdelingen i Buskerud 1997 ss 10 og 11). Våre prosjekt fokuserer altså lite på det som dekkes av de 13 førstnevnte indikatorene.

En vurdering av erfaringene fra prosjektet viser at 32 av indikatorene er velegnede, 12 indikatorer er for arbeidskrevende å framskaffe eller dårlig egnede, og 8 indikatorer kan tilpasses den enkelte kommunen. Vis ser altså at 16% av indikatorene med fordel kan tilpasses den enkelte kommunen. Tatt i betraktning alle de politiske og administrative prosessene alle kommuner har til felles, er 16% (8 av 52 indikatorer) et høyt tall. Med økt vektlegging av virksomheter, er det rimelig å forvente at de behovet for lokale tilpasninger vil øke vesentlig. Virksomhetenes store variasjon i målsetning, organisering og inngrep med materialstrømmer, begrunner denne forventningene. En sammenligning av skipsverft, møbelbedrifter, skoler, sjukehem og IT- og konsulentfirmaer skulle enkelt illustrere behovet for lokale tilpasninger. Disse vil løfte fram alt fra sandblåsing til forbruk av bleier - faktorer som både er for snevre og bransjespesifikke til å innpasses i et felles rammeverk. Men samtidig er det klart de har noen felles utfordringer på miljøområdet, energiforbruk og avfall kan være to stikkord.

I vedlegg 1 av *St meld nr 58 (1996 - 97) Miljøvernpolitikk for en bærekraftig utvikling - Dugnad for framtida*, listes resultatområdene i miljøvernpolitikken opp sammen med tilhørende strategiske mål, resultatmål og eksempel på indikatorer. Gruppene som de strategiske målene er ordnet i er vist nedenfor:

- Vern og bruk av biologisk mangfold
- Friluftsliv
- Kulturminner og kulturmiljøer

- Hav- og vannforurensning
- Helse- og miljøfarlige kjemikalier
- Avfall og gjenvinning
- Klimaendringer, luftforurensning og støy
- Uttynning av ozonlaget
- Grenseoverskridende luftforurensninger
- Lokale luftforurensninger og støy

Indikatorene som er foreslått i denne stortingsmeldingen følger FNs driving force, state, respons rammeverk, slik det er vist tidligere. Men i denne meldingen er indikatorene klart utformet for bruk av nasjonale myndigheter, og er enten helt uegnet, eller krever stor omforming for å tilpasses lokale behov.

I St meld nr 29 (1996-97) kapittel 2 om kommuneplanlegging, står det om indikatorer:

"Prosjektet [i Buskerud - omtalt over] har som mål å:

- [...]
- Utarbeide forslag til et sett med indikatorer som skal ligge til grunn for rapporteringen. Indikatorene skal blant annet angi hvordan kommunen bidrar til å oppfylle nasjonale miljømål, **de skal være orientert mot ledelsens behov og skilles fra primærdata til statistikkformål**" (min utheving)

Det primære målet med kommunale miljøindikatorer er kontinuerlige forbedringer gjennom riktige beslutninger, ikke kartleggingen i seg selv. Informasjonsbehovet og ressursene til dem som treffer beslutningene må derfor tas med når indikatorer utvikles. Vektlegging av miljøprestasjonsindikatorer knyttet til konkrete massestrømmer gjennom virksomhetene, er ideelt i så måte. En slik praktisk bruk av indikatorer finner også støtte i John Ehrenfelds forståelse av BU slik han presenterte den på NTVA-konferansen om industriell økologi i 1998 (Ehrenfeld 1998) og på konferansen Økoeffektivitet og industriell utvikling på Voksenåsen i 2000 (Ehrenfeld 2000). Ehrenfeld beskriver BU som en kontinuerlig eller evigvarende designoppgave. Målene med arbeidet i politikk og virksomheter endrer seg med ny kunnskap, endringer i holdninger samt økonomisk og sosio-kulturell kontekst. Resultatet er at miljøarbeid ikke handler om et stort løft til en endelig prestasjon, men kontinuerlige endringer mot stadig nye målsetninger. Slik blir styring av endringsprosesser for kommuner som helhet og dens virksomheter viktigere enn detaljert kartlegging av utvekslingene med naturmiljøet. Sentrale institusjoner, nasjonale og internasjonale, bør studere natur- og miljøeffekter av ulike former for aktivitet. I kommunene bør disse kunnskapene forenkles til overkommelige metoder som skaper tilfredsstillende oversikt. Dette støttes av Jens Rasmussen som beskriver overgangen fra normative til adaptive system som finner sted i en rekke organisasjon- og ledelsesdisipliner (Rasmussen 1998).

Poenget hans er at mens vi tidligere tenkte oss fram til en målsetning som vi optimaliserte i forhold til, tar vi ikke bare flere med på råd når målet skal bestemmes, men vi legger stadig større vekt på at målsetningen er i kontinuerlig endring. Årsaken er at både omgivelsene og egne kunnskaper og holdninger endres.

Samme stortingsmelding (nr 29 (1996-97)) sier noe annet interessant noen linjer lenger ned:

"Forutsetninger for utforming av rapporteringsopplegget er at det skal:

- balansere mellom statlig styring og lokalt selvstyre"

Til slutt i dette delkapitlet vises resultatområdene i regjeringens miljøvernpolitikk med underområder, slik de er listet i *St.meld. nr. 8 (1999-2000): Regjeringens miljøvernpolitikk og rikets miljøtilstand, Vedlegg 1: Beskrivelse av innholdet i resultatområdene*. Meldingen ble godkjent i statsråd 29. oktober 1999. Hele teksten finnes i vedlegg 3.

- Resultatområde 1 Bærekraftig bruk og vern av biologisk mangfold
- Resultatområde 2 Friluftsliv
- Resultatområde 3 Kulturminner og kulturmiljøer
- Resultatområde 4 Overgjødsling og oljeforurensning
- Resultatområde 5 Helse- og miljøfarlige kjemikalier
- Resultatområde 6 Avfall og gjenvinning
- Resultatområde 7 Klimaendringer, luftforurensning og støy, Klima, Nedbrytning av ozonlaget, Langtransporterte luftforurensninger, Lokal luftkvalitet, Støy.
- Resultatområde 8 Internasjonalt miljøvernssamarbeid og miljøvern i polarområdene Internasjonalt miljøvernssamarbeid, Miljøvern i polarområdene, Radioaktiv forurensning.

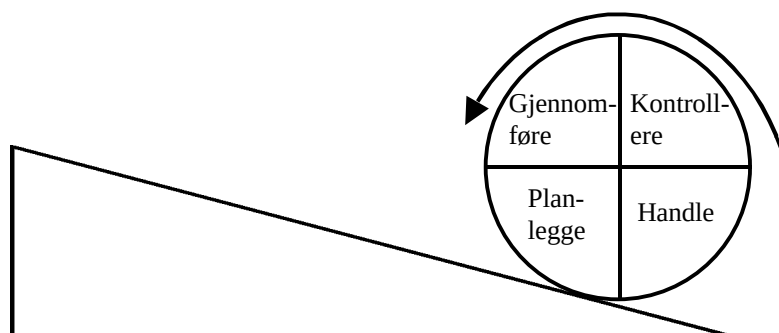
Vi ser at disse med små justeringer er lik *St meld nr 58 (1996 - 97)*.

4.4 Private og offentlige virksomheter

Med utgangspunkt i påpekte mangler i de nasjonale og kommunale miljøindikatorene, er det interessant å studere hvilke systemer som er utviklet for bruk i private og offentlige virksomheter. Formålet med slike systemer er å danne et bindeledd mellom overordnede mål og konkret handling. Intuitivt ser en at kommuner og en virksomheter står overfor mange like problemstillinger. Begge rår over organisasjoner og prosesser som er i inngrep med ressursbruk og utslipp. I det følgende er ISO sitt system for miljøprestasjonsvurdering presentert. Ved siden av EMAS er dette det mest brukte systemet for miljøstyring i virksomheter.

Standarden *Miljøstyringssystemer - Spesifikasjon med veiledning (NS-EN ISO 14001:1996)* gir inneholder kravene som kan revideres på en objektiv

måte i forbindelse med sertifisering og/eller egenerklæring. Det er ikke påkrevet, men de som ønsker det kan bruke standarden *Environmental management - Environmental performance evaluation - Guidelines (ISO 14031:1999)* som støtte i sin miljøstyring. Styringssystemer innen kvalitetsledelse, sikkerhetsledelse og de nevnte for miljøstyring, bygger på tilsvarende prinsipp. Dette kan enklest illustreres med Demings sirkel, som viser hvordan organisasjonslæring gjennom feedback kontroll leder til kontinuerlige forbedringer (Figur 13).



Figur 13. Demings sirkel som beskriver kontinuerlige forbedringer i organisasjoner (Deming 1982).

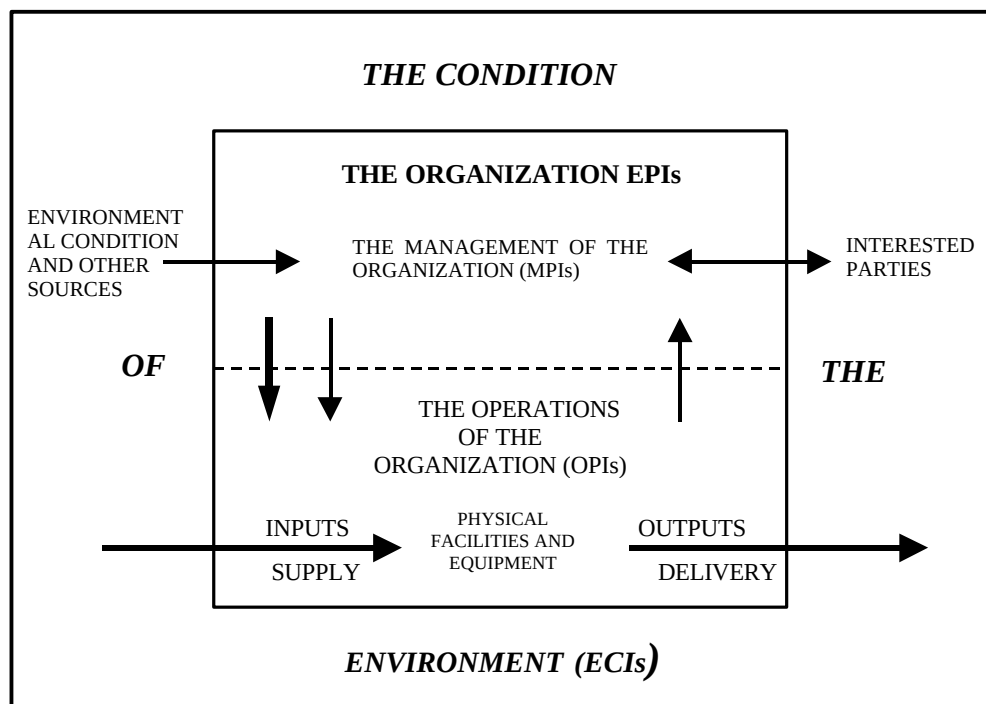
Bruken av miljøprestasjonsindikatorer strukturerer og forenkler kommunikasjonen innen en virksomhet og mellom denne og omgivelsene. Formålet er å identifisere de viktigste miljøaspektene slik at målsetningene og tiltakene på miljøområdet retter seg mot de vesentlige miljøaspektene. I neste omgang vil de bidra til at ressursbruken samsvarer med virksomhetens politikk og mål (jf. "Planlegge" i figuren over). Når dette er gjort utvikles og implementeres et program for gjennomføring av tiltak ("Gjennomføre"), organisasjonen revideres for å se om målene er nådd ("Kontrollere") og det iverksettes tiltak for å lukke avvik mellom påkrevet eller egen målsetning og faktisk prestasjon ("Handle"). Deretter identifiseres på ny de viktigste miljøaspektene, og neste runde har begynt.

På overordnet nivå ligger utvikling av organisasjonen slik at den kontinuerlig arbeider seg rundt i styringssirkelen. En ser at måling av miljøprestasjonen har en sentral plass i denne kontinuerlige prosessen, da den legger premissene for prioriteringer i programmet for forbedring. Men virksomheten opererer ikke i et vakuum. Forståelsen av miljøtilstanden og kunnskap om effekten av ulike typer ressursbruk og utslipp, kommer i stor grad utenfra. Interessenter, både mulige konkurrenter og samarbeidspartnere i verdikjeden, samt myndigheter, frivillige organisasjoner, familien til de ansatte, naboer osv., påvirker også virksomheten. Det samme gjelder informasjon, for eksempel om nye konsepter for miljøarbeid. Figur 14

Miljøprestasjonsindikatorer

nedenfor gir dermed et bedre bilde som inkluderer konteksten for virksomhetens miljøarbeid. Forkortelsene i figuren er:

- Tilstandsindikatorer
ECIs - Environmental condition indicators,
- Miljøprestasjonsindikatorer
MPIs - Management performance indicators (ledelse og organisasjon) og
OPIs - Operational performance indicators (organisasjonens prosesser)



Figur 14. Struktur og begreper i ISO 14031 (ISO 14031:1999(E) Environmental management - Environmental performance evaluation - Guidelines. First edition 1999-11-15, s 5).

Standarden foreslår fire mulige tilnærminger ved innsamling og analyse av informasjon om virksomhetens miljøkvalitet (ISO 14031:1996 ss 20-21).

- Påvirkning/effekt tilnærming
Ledelsen identifiserer hvilke aktiviteter i organisasjonen som har størst innvirkning på miljøet. Forbedringsarbeidet gjøres med fokus på disse aktiviteten.
- Risikobasert tilnærming
Organisasjonen fokuserer på de forholdene som kan påføre naturen irreversible skader.
- Livssyklus tilnærming
Virksomhetens innvirkning på miljøet vurderes ut fra et

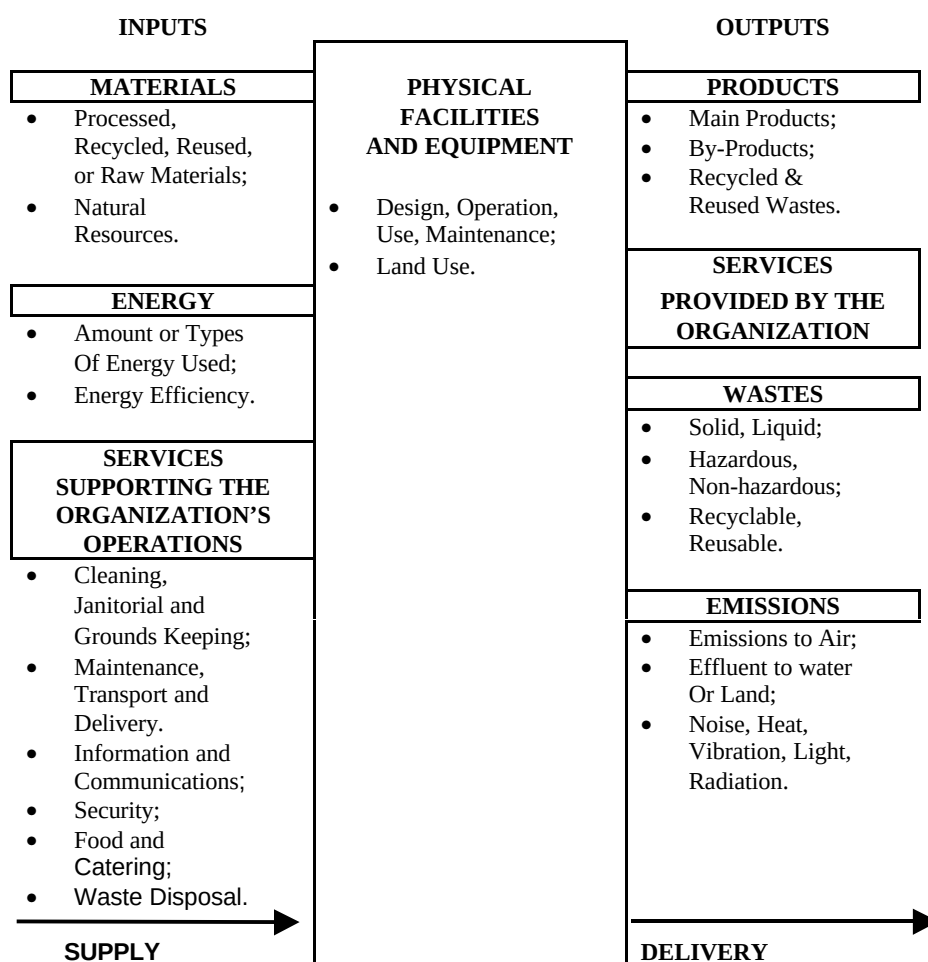
livsløpsperspektiv. Tiltak prioriteres med grunnlag i konklusjonene herfra.

- d) Tilnærming basert på reguleringer eller frivillige ordninger
For eksempel antall større utslipp ved uhell, Responsible Care® og Bærekraftig skog.

Hvis systemene tas i beste mening, kan de karakteriseres med to funksjoner:

- 1) De hjelper organisasjonene med å identifisere de viktigste miljøaspektene.
- 2) De foreslår ulike konseptuelle og praktiske tilnærminger for arbeidet, slik at den enkelte virksomheten kan velge den som passer best i forhold til dens indre prosesser og ledelsessystem, samt omgivelser.

Men uansett hvilken tilnærming som velges i arbeidet med miljøstyring, er det svært viktig med kartlegging av materialstrømmer. Ledelse og organisasjons er viktig, for eksempel for å innhente og skape ny kunnskap som kan bidra til kontinuerlige forbedringer. Men miljøutfordringene er direkte knyttet til materialstrømmene, og uten innsikt i disse er det stor fare for at ressurser brukes til å sparke inn åpne dører. Figur 15 nedenfor viser et ryddig skjema som bør brukes i slik kartlegging. Det må understrekes at livssyklus tilnærmingen krever at produkter, tjenester og avfall som genereres i virksomheten må følges helt til "graven". Det vil si at bruksfasen og hele sluttbeholdningen må beregnes eller anslås.



Figur 15. En detaljert framstilling av organisasjonens operasjoner (ISO 14031:1999 s 24).

I ISO 14031 er det foreslått en lang rekke miljøprestasjonsindikatorer etter mønster av figur 15. I tabell 2 er noen av forslagene til OPIs vist (ISO 14031:1999 ss 25-27). Disse indikatorene knytter seg direkte til materialstrømmene som fysisk utgjør organisasjonens miljøaspekter og -effekter. Tilsvarende lister med indikatorer er utviklet for MPIs og ECIs.

Tabell 2. Miljøprestasjonsindikatorer som er foreslått i ISO 14031 (ISO 14031:1999 ss 25-27).

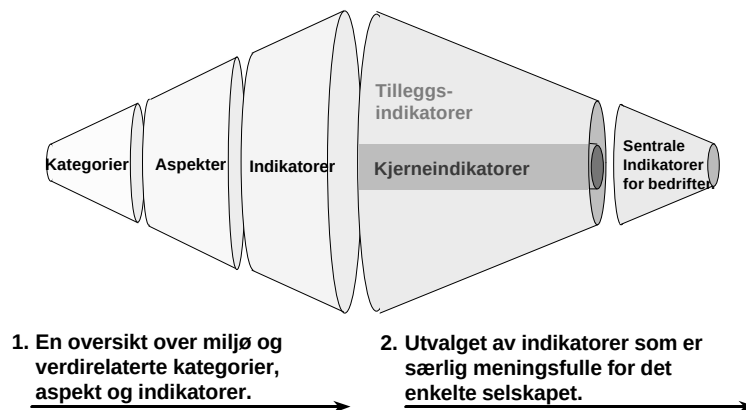
Materials If management's interest is in environmental performance related to the materials it uses in its operations, possible OPIs include: • quantity of materials used per unit of product; • quantity of processed, recycled or reused materials used; • quantity of packaging materials discarded or reused per unit of product; • quantity of auxiliary materials recycled or reused; • Quantity of raw materials reused in the production process; • Quantity of water per unit of product; • quantity of water reused; • quantity of hazardous materials used in the production process.	Energy If management's interest is in environmental performance related to the total energy or the types of energy used by, or the energy efficiency of, the organisation's operations, possible OPIs include: • quantity of energy used per year or per unit of product; • quantity of energy used per service or customer; • quantity of each type of energy used; • quantity of energy generated with by-products or process streams; • quantity of energy units saved due to energy conservation programmes. I tråd med Figur 15 inneholder eksempellista videre miljøprestasjonsindikatorer sortert i følgende kategorier: • Services supporting the organisation's operations • Physical facilities and equipment; Supply and delivery • Products • Services provided by the organisation • Wastes • Emissions • luft; jord eller vann; støy, stråling, vibrasjoner
---	--

Slike sett av miljøprestasjonsindikatorer kommer "utenfra"; de er utviklet av andre enn virksomheten som skal bruke dem. Dette gjelder overnasjonale og nasjonale målsetninger og indikatorer, samt denne formen for EPE og for den saks skyld LCA. For å oppnå best mulig nytte av miljøprestasjonsindikatorene, må de tilpasses til- eller suppleres med indikatorer som er særlig viktige under de aktuelle lokale forholdene. Slik kan en si at ovenfra-og-ned systemene møter det lokalt bestemte, eller nedenfra-og-opp strømmen.

Ballanse mellom ovenfra-og-ned og nedenfra-og-opp sikrer at lokal kartlegging og analyse kommer til nytte i arbeidet. Slik blir ikke styringssystemene topptunge og byråkratiske, men tilpasses behovene i hver enkelt virksomhet. I arbeid med kommunal miljøstyring kan følgende konklusjon trekkes fra dette argumentet: Ønske om felles miljørapportering for en kommune sentralt inklusive alle sine private og offentlige virksomheter, vil understreke behovet for felles indikatorer. Men dette må ikke kvele rommet for lokale tilpasninger som er nødvendig for å oppnå optimal nytteeffekt. Målet er tross alt miljøforbedringer - miljøprestasjonsindikatorer og rapportering skal være støttefunksjoner.

WBCSD (Lehni 1999) har fått utformet en modell som viser en fruktbar vei for operasjonalisering av de ytre kravene til kommuners og

virksomheters virkelighet (Figur 16). Modellen viser at det ikke trenger å være en motsetningen mellom ønskene om samtidig å fange om et sammensatt ytre press og det lokalt nyttige. Nøkkelen er å lage en arbeidsprosess der de nødvendige valgene og avgrensningene gjøres på en tilfredsstillende og etterrettelig måte.



Figur 16. WBCSD Eco-efficiency Indicators: The Framework (Lehni 1999)

Denne modellen viser at utvelgelsen av miljøprestasjonsindikatorer omfatter to logiske trinn. Det ene er oppfølgingen av sentrale lover, avtaler og konvensjoner (ovenfra-og-ned). Problemet er, som den konvekse formen på figuren over viser, at antall indikatorer som kreves for å måle miljøprestasjonen blir svært omfattende. Som nevnt vil et slik omfang redusere nytteverdien av indikatorene fordi bruken blir vanskelig og svært ressurskrevende. Det er derfor behov for et annet trinn, "lokal spissing".

Jeg foreslår følgende prosedyre for å gjennomføre andre trinn i Figur 16:

1. En tar utgangspunkt i et relativt stort antall potensielle miljøprestasjonsindikatorer som er hentet eller utledet fra sentrale vedtak, standarder og sjekklister.
2. En innledende kartlegging (screening) gjennomføres av materialstrømmene i den aktuelle kommunens virksomheter. På grunnlag av kartleggingen suppleres de sentrale miljøprestasjonsindikatorene med eventuelle indikatorer som er ikke inngår der, men som vurderes som viktige lokalt.
3. Ut fra totalmengden 1 + 2 velges en gruppe kjerneindikatorer som legges til grunn for rapportering av miljøprestasjon og overordnet prioritering av tiltak.
4. Hver enkelt virksomhet gjennomfører punkt 2 og 3 igjen og velger ekstra "lokale indikatorer" som er spesielt relevante. Disse rapporteres ikke oppover i systemet, men brukes i virksomhetens miljøforbedringsarbeid.

I neste kapittel brukes innsikter fra kapittel 2, 3 og 4 til å presentere et nytt rammeverk for kommunale miljøprestasjonsindikatorer. Med inn i dette kapitlet tar vi med to konklusjoner fra argumentene over:

- 1) Det er behov for vertikal integrasjon mellom systemnivåer. Felles rapportering kan være et virkemiddel for å oppnå dette. Senere studier bør omhandle hvordan denne informasjonen kan omsettes til ny praksis gjennom nye samarbeidsformer mellom organisasjoner som innvirker på hverandres miljøprestasjon.
- 2) Effektivt forbedringsarbeid i organisasjoner krever rom for lokale tilpasninger. "Context matters", og felles systemer må ikke kvele den enkeltes organisasjons evne og overskudd til strategisk planlegging og tilpasning i forhold til sine omgivelser.

Del 3

5 FORSLAG TIL MILJØPRESTASJONSINDIKATORER FOR MILJØSTYRING AV KOMMUNER

5.1 Lokal effektivisering og samspillseffekter

I dette kapitlet presenteres et eget system for miljøprestasjonsindikatorer til bruk i kommunal miljøstyring og -rapportering. Til grunn legges argumentene som er ført om miljøprestasjonsindikatorer i kapittel 4. Disse argumentene er i sin tur begrunnet i de systemiske modellene som er presentert og diskutert i kapittel 2, samt forståelsen av eco-efficiency og eco-effectiveness som er utviklet gjennom kapitlene 2 og 3. Et eksempel er Beers Viable systems model (VSM) (side 14) som viser at hvert system og subsystem bør opptre autonomt etter retningslinjene som er gitt ved fem funksjoner. Men, som jeg har beskrevet over, forholder alle nivåene seg til en forståelse av helheten. En kan ikke forvente, eller for den saks skyld ønske, at kommuner og alle typer virksomheter nærsynt skal formulere sine mål uten øye for denne helheten²⁷. For å ta hensyn til denne menneskelige egenskapen, og bruke dette positivt til å unngå en det Senge kaller strukturell konflikt (Senge 1999 ss 160-164), må lokal styring knyttes til styringen av større systemer. Informasjonsbehovet omfatter dermed både den lokale konteksten og en oversetting av de globale målene.

Vekt på den lokale konteksten betyr at størst mulig del av styringen bør utføres der kunnskapen ligger, nemlig innenfor den lokale organisasjonens grenser. Dette siste er i samsvar med "the subsidiary principle" (nærhetsprinsippet), som betyr at beslutninger skal tas så nær brukerne som mulig (brukes av EU). Prinsippet er både forankret ideologisk i forutsetninger for et levende demokrati, og instrumentelt i erkjennelsen av at operativ kunnskap ligger der operasjonene utføres²⁸. Det er slik sett lite overraskende at denne tenkningen stemmer godt overens med slagordet "Tenke globalt - handle lokalt" som Kommunenes Sentralforbund (KS) og LA21 entusiaster har trykket til sitt bryst. Men det er ikke snakk om enten globale eller lokale system, det er behov for begge deler. Faktisk er slagordet

²⁷ Dette vil være et menneskesyn som reduserer oss til velkledde kveg.

²⁸ Tilsvarende argumentasjon ligger til grunn for anbefalingen av brukermedvirkning i design og implementering av ny teknologi (se Adler, P.S. og Winograd, T.A. (1992). *Usability: Turning Technologies into Tools*. Oxford University Press. Oxford). Interessant er det, som beskrevet i fotnote 10, også å se at den sosio-tekniske skole slik vi kjenner den fra arbeidsmiljølovgivningen, er på vei tilbake. Denne gangen er årsaken ikke ideologisk, men snarere fundert i at det gir bedre resultater når hands-on kompetansen brukes aktivt.

til KS et godt eksempel på dette. Her understrekes behovet for lokal forankring i miljøarbeid. Men samtidig brukes det "globale konseptet" bærekraftig utvikling og metoder og tiltak som gjerne formidles fra store og sentrale organisasjoner som ICLEI, aktivt.

Et slik samtidig fokus på globale og lokale miljøprestasjonsindikatorer, gir muligheter til å favne både eco-efficiency og eco-effectiveness. Alle subsystem identifiseres sine viktigste miljøaspekt, og bruker dette til beregning av lokale miljøprestasjonsindikatorer. Disse indikatorene støtter utelukkende opp under organisasjonenes behov isolert. Slike indikatorer beskriver dermed eco-efficiency slik det forstås i kapittel 2 og 3. De globale indikatorene, som gjelder for alle systemnivåene, bør brukes til å koordinere delsystemer innen samme systemnivå, og vertikalt mellom nivåene. Slik kommer en i inngrep med den emergente totalen av alle delsystemene, eller eco-effectiveness. Indikatormodellene som presenteres her er kun et forslag til informasjonssystem, videre studier bør ta for seg hvilke organisasjonsformer (særlig nye kanaler og arenaer for kommunikasjon mellom flere virksomheter og mellom virksomheter og myndigheter, NGOer, forbrukere, handelsorganisasjoner og standardiseringsorganisasjoner) som best utnytter det potensialet som ligger i modellen.

I forhold til VSM skal lokale og globale miljøprestasjonsindikatorer bidra til:

1. Forbedring av de enkelte prosessene og delsystemene ved lokalt bestemte miljøprestasjonsindikatorer (eco-efficiency).
2. Koordinering og kontroll horisontalt mellom delsystemene og vertikalt mellom systemnivåene (organisering).
3. Vurdere samlet effekt av miljøtiltak på grunnlag av 1 + 2 (eco-effectiveness).
4. Bruke 1 + 2 + 3 for å revidere virksomhetens/kommunens politikk, målsetninger og strategier på miljøområdet.

Miljøprestasjonen til en kommune samles ved at virksomhetene jevnlig rapporterer de globale indikatorene. Disse er på forhånd sammensatt slik at de fanger opp de vesentligste miljøtemaene i det totale systemet. Lokale indikatorer som avviker fra det globale settet, rapporteres ikke oppover i systemet. Disse har kun funksjon som beslutningsstøtte i organisasjonens forbedringsarbeid, og kan brukes som informasjon (reklame) om virksomheten. Et slik rammeverk vil raffinere diskusjonen om hvorvidt mer bensineffektive biler og gasskraftverk med høy virkningsgrad bidrar positivt til en økologisk holdbar utvikling. Før slike konklusjoner kan trekkes, må det gjennomføres en systemisk analyse som inkluderer samspillseffekter. Disse kan i sin tur påvirkes ved implementering av nye former for organisering, for eksempel verdikjedeleddelse og (virtuelle) økoparker.

5.2 Felles indikatormodell for virksomhetene i en kommune

Modellen som presenteres nedenfor baserer seg på FNs "driving force, state, respons" rammeverk. Det er særlig fire forskjeller mellom dette rammeverket og det som presenteres nedenfor.

- For det første er bare økologiske (miljøprestasjons-) indikatorer inkludert. Dette har sin forklaring i den konteksten rammeverket er utviklet innenfor. Særlig avgjørende er kommuners begrensede ressurser, og at dette konkrete prosjektet rettet seg mot miljørapportering i kommunene. Men sosiale og økonomiske indikatorer kan inkluderes, og dette kan utvikles i senere prosjekter.
- Den andre forskjellen er at tilstandskolonnen er fjernet. Årsaken er at lokale myndigheter ikke har ressurser til å gjennomføre økologiske kartlegging og sårbarhetsanalyse på det lokale nivået.
- For å gjøre systemet til et ryddig verktøy for ledelsen av kommunen, er andre og tredje kolonne endret. Disse viser konkrete mål og tidsplan for gjennomføring av tiltak. I begrunnelsen for prioritering av tiltak, vil kjente problemområder, de være seg lokale eller globale, innarbeides. Selv om tilstandskolonnen er fjernet, tas de viktigste kunnskapene derfra med i vurderingen.
- FNs rammeverk er ment til bruk på det nasjonale nivået, og lister opp indikatorer som er relevante her. Rammeverket som er presentert nedenfor skal derimot brukes både sentralt i kommuner og i svært ulike virksomheter. Derfor er miljøprestasjonsindikatorene sortert i to; lokale og globale indikatorer. De globale indikatorene rapporteres av alle, og bestemmes gjennom en dialogprosess mellom interessentene. De lokale indikatorene bestemmes av den enkelte virksomheten eller kommunen, og bestemmes på grunnlag av en analyse av den lokale konteksten.

Med bruk av jevnlig revisjoner, vil tabell 3 beskrive en enkel styringssløyfe, for eksempel som vist i Demings sirkel (Figur 13 over).

Tabell 3. Rammeverk for lokale prestasjonsindikatorer²⁹ som dekker miljøaspekter ved bærekraftig utvikling

	Driving force (prosess/status)	Respons (prosess)	Tidsfrist for gjennomføring
Globale indikatorer (hovedsakelig ovenfra-og-ned)			
Innkjøp			
Energi			
Materialutnytting			
Avfall			
Lokale indikatorer (hovedsakelig nedenfra-og-opp)			
Innkjøp			
Energi			
Materialutnytting			
Avfall			
Andre miljøtema			

Sammenlignet med prestasjonsindikatorene i ISO 14031 systemet, inneholder rammeverket vårt i essens det samme. "Input" kalles hos oss innkjøp, og dekker alle miljøhensyn "fra krybbe til port" for innkommende strømmer. "Output" kalles hos oss avfall, og dekker "fra port til grav" for de materialstrømmene som ikke utnyttes av bedriften. Den faktiske situasjonen vi har møtt i alle virksomheten har ledet til relativt stor oppmerksomhet på effektivisering i material og energiutnyttningen "fra port til port". Store forbedringer kan hentes her. Materialbruken er kjent for de fleste, mens energibruken, fordi den er mer "usynlig", ikke vektlegges i samme grad. Enkle analyser med bruk av LCA vektingsmetodikk viser at energibruken som brukes, oftest som elektrisitet, hos flere av virksomhetene er det kanskje viktigste miljøtemaet.

Med bakgrunn i livssyklusstekning og forebyggende miljøarbeidet, har vi har funnet en viktig svakhet i tidligere forslag til kommunal miljørapportering. Innkjøp er nesten ikke nevnt, mens avfall og gjenvinning er gitt god plass. Dette er etterlevninger fra end-of-pipe strategien (eller rensestrategien) der synlige og lokale miljøaspekter ble prioritert framfor de usynlige, globale og langsiktige. Overgang fra tradisjonelt natur og miljøvern til fokus på bærekraftig utvikling krever at hele livsløpet tas med (Aall Rio +5). Det er altså ikke logisk at siste del av livsløpet behandles som mer vesentlig enn første del. Vi har derfor tatt innkjøp med, og vektlegger punktet like mye som de andre.

Produktenes bruksfase er ikke inkludert i denne omgangen. Med bakgrunn av livsløpstenkningen, er ikke dette holdbart. Men forklaringen ligger i de to prosjektene som er utført: a) I Haram har kommunale

²⁹ Det er bare "Driving force" kolonna som inneholder miljøprestasjonsindikatorer. De to siste kolonnene er ikke miljøindikatorer, men har som funksjon å lukke forbedringssløyfa.

virksomheter vært studert. Disse har generelt mange og relativt små materialstrømmer. I slike virksomheter blir det svært ressurskrevende å følge alle strømmene fra krybbe til grav. b) I Stordal er møbelbedrifter og kommunen deltakere. Her er det viktig og naturlig å inkludere hele livsløpet til de største materialstrømmene. Foreløpig har avgrensningen av arbeidet utelatt dette, men det bør inkluderes i neste fase av prosjektet.

5.3 Valg og beregning av miljøprestasjonsindikatorer

Vi har altså brukt rammeverket fra FN som utgangspunkt, men som tabell 3 viser, er fire viktige endringer gjort.

- Rammeverket er avgrenset til økologiske prestasjonsindikatorer.
- De politiske planprosessene er utelatt fra rammeverket.
- Kolonnene er gitt et innhold slik at helheten blir et mer målrettet styringssystem for kontinuerlige forbedringer.
- Behovet for lokale tilpasninger er innarbeidet gjennom at det inviteres til aktiv bruk av lokale indikatorer.

De globale indikatorene bør eksplisitt eller implisitt gjenspeile globale, nasjonale og kommunale miljømål. Disse kan også fange opp et konsern sin politikk og overordnede målsetninger. I tabell 4 nedenfor er et sett av slike miljøprestasjonsindikatorer foreslått. Ved videre arbeid bør indikatorene klarere knyttes til politiske styringsdokument. Et problem er som nevnt over, at kommunale og nasjonale miljøindikatorer er deskriptive, mens virksomhetene trenger håndgripelige og helst kvantifiserbare mål. Koblingen mellom de globale indikatorene som presenteres her, og de nasjonale miljømålene blir derfor indirekte. Med indirekte menes at ressursbruken og de egentlige miljøeffektpotensialene knyttet til utslipp ligger innbakt i de fire kategoriene.

De lokale indikatorene kan naturlig nok ikke uttrykkes på samme generelle form som de globale. Men som en illustrasjon er noen eksempel fra Vatne Ungdomsskule fylt inn. En ser klart nytten av disse indikatorene. I stede for å tvinge alt over på samme form som normen, kan de konkrete problemene synliggjøres (eks. isolering av bygningene og oppvarming av vann). Utvelgelse av noen få lokale miljøprestasjonsindikatorer bør gjøres på grunnlag av:

- En kartlegging av virksomhetens miljøprestasjon knyttet til masse og energistrømmene.
- En liste med mulige miljøprestasjonsindikatorer²⁹ som er hentet fra for eksempel ISO 14031 (tabell 2).

Tabell 4. Eksempel på globale og lokale miljøprestasjonsindikatorer.

	Driving force (prosess/status)	Respons (prosess)	Tidsfrist for gj.føring
Globale indikatorer (hovedsakelig ovenfra-og-ned)			
Innkjøp	• Tal leverandører med egen miljøpolitikk og miljørapport (tal og %-vis av alle leverandører) • Tal leverandører med miljøfyrtårnsertifikat (tal og %-vis av alle leverandører) • Tal leverandører med ISO 14001 (tal og %-vis av alle leverandører) • Tal leverandører med EMAS (tal og %-vis av alle leverandører) • Tal varer med godkjent miljømerke (tal produkttyper og %-vis av alle innkjøpte varer) • Tal varer (eller tjenester) med miljøinformasjon (tal produkttyper og %-vis av alle innkjøpte varer) • Tal varer med lavare energibruk enn vanlig for denne type produkt • Tal varer med definert og godkjent avfallshandtering (tal produkttyper og %-vis av alle innkjøpte varer)		
Energibruk	• Energiforbruk per år (kWh) • Energiforbruk per areal (kWh / m²) • Energikostnader per årsrekneskap totalt • Elektrisitetsbruk til oppvarming av bygningsmassen (kWh / år).		
Material- utnytting	• Innkjøpskostnader i høve til avfallskostnader • Innkjøpsvolum i høve til avfallsvolum • Innkjøpsvolum i høve til tjenesteyting • Innkjøp forbruksvarer i høve til material til deponi		
Avfall	• Årlig mengde totalt • Årlig mengde per tilsett • Årlig mengde per undervisningstime (tjenesteyting) • Sortert avfall / totalt (%)		
Lokale indikatorer (bestemt på grunnlag av behov i den enkelt virksomheten)			
Eks.: Vatne Ungdomsskule			
Innkjøp	• Årlig mengde vaskemiddel (liter) • Andel miljømerket vaskemiddel (%) • Innkjøpt papir per år (tonn) • Mengde og type kjemilier som brukes ved desinfisering av svømmebassenget (kg)	• Mikrofiber vaskeutstyr eller miljømerka vaskemiddel • Kjøp miljømerka papir • Undersøke om andre og mindre skadelige stoffer kan brukes.	

Forslag til miljøprestasjonsindikatorer for miljøstyring av kommuner

Energi	• Tykkelsen på isolasjonen i bygga (cm) • Elektrisitetsbruk til oppvarming av vann til dusjing og svømmebasseng (kWh / år). • Kjørelegde i forbindelse med transport av ansatte og elever per år (mil).	• Etterisolere, bytte vinduer og andre mulige tiltak. • Installere varmepumper som varmer opp vannet. a) Innhent info. Om el. bruken i 1997 og 1998. Anslå hvor mye som går til romoppvarming, utstyr og varmtvann. Vurder økonomien i tiltaka over. b) Få på plass system for jevnlig innhenting av denne informasjonen. • Vurder om romplanen kan ordnes slik (feks. i forhold til flerbruksrom) at nattesenking av temperaturen blir mulig? • Kartlegg hvor mye transport som brukes til og fra jobb/skole. Diskuter tiltak.
Material-utnyttning	• Årlig papirbruk (kg) • Papirbruk per undervisningstime (kg) • Årlig forbruk av vatn (m3) • Årlig forbruk av vatn per elev (m3)	a) Kartlegg materialbruken b) Diskuter hvordan ansatte og studenter kan redusere forbruket. For eksempel ved å skrive ut to sider per side på arket, og tosidige utskrifter. Kontakt institusjoner som sender materiell. Lag avtale om at kun ett prøve-eksemplar sendes i stede for kasser med klasesett.
Avfall	• Topplast for utslipp av bassengvatn til fjorden måls som m3 / døgn eller gram / døgn av den farligste miljøgifta i badevatnet. • Termisk forurensing (kWh / døgn) ved utslipp bassengvatn (energimengdene i forhold til temperaturen i fjorden) • Mengde melkekartonger som behandles som restavfall (tonn / år). • Utgifter til avfallshenting (kr). • Mengde biologisk avfall som behandles som restavfall (kg/år).	• Gjennomfør måling. Kan vannet slippes ut jevnt og/eller over lengre tid? Undersøk toleransen hos resipienten. • Sortere melkekartongene. Bruk samme system som barneskolen. • Undersøk om dere betaler for en dunk mer enn nødvendig. • Undersøk mulighetene for egen kompostering eller sentrale ordninger.

Responskolonna er utfylt for de lokale miljøprestasjonsindikatorene. Dette er både som en eksemplifisering og fordi diskusjonen rundt lokale miljøaspekter og forbedringstiltak går hånd i hånd. I samtale med representanter for virksomhetene har vi erfart at en dekomponering av diskusjonen i en egen deskriptiv del (kartlegging av driving force) og preskriptiv del (tiltak - respons) blir kunstig i forhold til hvordan vi tenker. De globale indikatorene som er listet i tabell 4 kan brukes i alle virksomhetene som har deltatt i prosjektet, og passer sannsynligvis også for andre typer virksomheter. Men vi har erfart at en særlig viktig aktør, Nøsa avfallsplass, som har et viktig ansvar for hele kommunens avfallshåndtering, må rapportere indikatorer som går utover dette felles systemet. Mange kommuner vil oppleve det samme. Generelt kan deler av teknisk sektor gjøre bruk av ekstra indikatorer, og det samme gjelder større hjørnesteinsbedrifter. Kommunalt miljøarbeid i Årdal, Sunndalen, Odda, Svelgen og Bamble vil måtte tilpasses de store industribedriftene som ligger der. En konkret

eksempel som begrunner dette er mulighetene for utnytting av spillvarme til oppvarming av boliger og kontorbygg i kommunen, og et annet at konsentrasjon om den store industribedriften kan gi langt større effekt enn tiltak i mindre virksomheter.

5.4 Utkast til regnemetode for beregning av miljøprestasjonsindikatorer

I det følgende presenteres to regnemetoder basert på prinsippene som er sammenstilt i denne rapporten. Disse metodene kan rasjonaliseres hver for seg, og hver for seg. På overordnet nivå ligger behovet for å se lokale miljøaspekt og tiltak i sammenheng med større systemer. Dette kan knyttes til menneskers tendens til å definere mål og mening til systemer og dimensjoner som går utover det lokal og instrumentelle. Det har også med den ikke-lineære koblingen mellom eco-efficiency og eco-effectiveness, som betyr at effekten av miljøtiltak må verifiseres på flere systemnivå.

Avhengig av hvilken type organisasjon man er og hvilken aktiviteter det er snakk om, kan følgende to systemorienteringer være nyttige.

- 1) For kommuner og andre systemer med et mangfold av materialstrømmer der ingen dominerer, vil det geografiske systemet være den naturlige styringsenheten. Dette betyr at en samler miljørapporteringen fra virksomhetene innenfor en kommune i et felles regnskap. På dette grunnlaget kan en se hvor de viktigste miljøaspektene ligger og mulighetene for samarbeid mellom virksomheter for å løse miljøutfordringene. Dette gir kommunen godt utgangspunkt for å prioritere og koordinere miljøarbeidet. Svakheten er at livsløpstenkningen og det forebyggende perspektivet faller utenfor tenkningen. Styrken er at det romlige systemtenkningen løftes fram, og dette er tradisjonelt lite vektlagt i den samme livsløpstenkningen.
- 2) For virksomheter med en portefølje av relativt få produkter og tjenester, vil systemet som følger disse gjennom livsløpet være relevant. Slike virksomheter bør, i likhet med virksomheter under det "geografiske regimet", samle lokale miljødata tilsvarende tradisjonelle miljøregnskap. Men i tillegg bør miljøaspektene gjennom resten av livsløpet kartlegges. Slik ser en hvilken del av livsløpet som står for de viktigste miljøaspektene, og prioriterer på dette grunnlaget mellom mulige tiltak. Virksomheten kan også vurdere totaleffekten av tiltak ved å simulere effekten gjennom hele livsløpet.

5.4.1 Geografisk fokus

Det er ønskelig med miljøprestasjonsindikatorer på en form som gjør prestasjonen sammenlignbar med andre virksomheter og kommuner. Videre er det viktig å se hvilke virksomheter og/eller bransjer som er viktigst for kommunenes samlede miljøprestasjon. Slik kan kommunen få viktige innspill til sine prioriteringer. Det må kommenteres at normaliserte indikatorer har en pluss og en minusside. Det gode er at en kan drive benchmarking ved å sammenligne tilsvarende virksomheter (f.eks. barneskoler) i flere kommuner. Forbedringspotensialer kan på denne måten identifiseres, og de som kommer dårligst ut kan lære av de flinkeste i klassen. Problemet er at slike sammenligninger kan være urettferdige og gi feil signaler. I et tenkt tilfelle knyttet til eksemplet nedenfor, kjøper sjukeheimen boblebad for å bedre livskvaliteten til revmatiske pasienter. Med denne sikkert fullt forsvarlige anskaffelsen taper de på miljøområdet terreng for tilsvarende sjukehjem uten slik bad. Vi ser at slike normative system alltid må kombineres med sunn fornuft.

Nedenfor er det foreslått en metode for beregning av miljøprestasjonsindikatorer knyttet til elektrisitetsforbruk. Det lages normaliserte indikatorer, og disse muliggjør kvantitativ sammenligning av ulike typer virksomheter innen kommunen, og like virksomheter i forskjellige kommuner. Det vises også en mulig vektingsfaktor som framhever de virksomhetene som totalt sett står for største miljøaspektene. Eksemplet er utformet med Vatne Ungdomsskule i tankene.

I₁ - Elektrisitetsforbruk per produkt/tjeneste i en sektor:

Lign 9 $I_1 = E_1 = \text{Elektrisitetsbruk per kalenderår (EL)} / (\text{Antall elever})$
Benevning: [kWh / (elev * år)]

I₂ - Normalisert elektrisitetsforbruk i en sektor.

Lign 10 $I_2 = E_1 / \text{Normaliseringsreferanse}$
Benevning: ingen

Som normaliseringsreferanse kan brukes hvilket som helst av nivåene som er beskrevet i SSBs rapport 99/6 (http://www.ssb.no/emner/00/00/20/rapp_9906/). En kan velge middelverdier for regioner som faller sammen med SSBs nye klargjøring av regional inndeling (REGIN), som er i samsvar med EØS direktiv. Aktuelle er:

- REGIN 1 består av hele landet,
- REGIN 2 av landsdelene,
- REGIN 3 av fylkene,

Forslag til miljøprestasjonsindikatorer for miljøstyring av kommuner

- REGIN 4 er et nytt nivå som tilsvarer det regionale nivået som EU har definert i sin NUTS-4 inndeling, og
- REGIN 5 av kommunene.

Både Haram og Stordal er på REGIN 4 plassert under Ålesund som senterkommune. Regionen er vist nedenfor.

Ålesund (senterkommune): Ørskog, Stordal, Skodje, Sula, Giske, Haram, Sykkylven, Norddal, Stranda, Sandøy.

Det kan diskuteres på hvilket av disse nivåene en skal velge normaliseringsreferansen. Minst to hensyn bør tas:

- 1) Ønske om å kunne sammenligne miljøprestasjonen mellom kommuner. Dette peker i retning av nasjonale referanser (REGIN 1).
- 2) Behovet for lokal forankring slik at regionale forskjeller, blant annet på grunn av demografiske forhold, ikke oppmuntrer til sammenligning av likt med ulikt. Dette peker i retning av referanser på nivå 2, 3, 4 eller 5.

Tolkning av I_2 :

Indikatoren sier hvor effektivt tjenesten, for eksempel "ett elevår", leveres i forhold til en sammenlignbar gjennomsnittsverdi. Når $I_2 = 1$, er prestasjon som gjennomsnittet. Lavere og høyere verdi betyr henholdsvis bedre og dårligere enn dette gjennomsnittet.

V_1 - Vektingsfaktor for en sektor.

Bakgrunn

Når "Normalisert elektrisitetsforbruk i en sektor (I_2)" er beregnet for ønskede sektorer, er det ønskelig å samle disse til en aggregert indikator. Denne indikatoren, I_3 (se nedenfor), vil uttrykke samlet miljøprestasjon for flere sektorer. Men for at verdien skal bli meningsfull, må hver enkelt sektor tillegges ulik vekt avhengig av deres totale bidrag til kommunens eller regionens samlede miljøprestasjon. Først må det derfor finnes en metode for inndeling av en kommune i sektorer og beregning av ulike sektors relative betydning.

Inndeling av en kommune i sektorer

Det bør utvikles et felles system på basis av en analyse av hva som passer kommunene. Her foreslås som et eksempel at kommunale og private virksomheter behandles hver for seg. Det kan finnes informasjon om det totale omfanget til hver av disse slik at de kan samles til én indikator til slutt.

Vektingsfaktorer for kommuneforvaltningen

I eksemplet nedenfor brukes utgifter fordelt på hovedformål i prosent av totale utgifter i kommuneforvaltningen (vedlegg 4, Figur 20, www.ssb.no/aarbok/fig/f-061.html) som utgangspunkt. Prosenttallene multipliseres med 100 slik at vektingsfaktorene for hver av sektorene blir [0, 100].

Eks.

Lign 11 $V_{1, \text{kommunale virksomheter}}(\text{sektor}_i) = (\text{Utgifter sektor}_i / \text{Totale utgifter}) * 100$

For privat virksomhet er det foreslått to modeller. En modell basert på antall sysselsatte (Tabell 6, www.ssb.no/emner/00/00/10/nokkeltall/, vedlegg 4), gir følgende vektingsfaktor.

Lign 12 $V_{1, \text{private virksomheter, alt. A}}(\text{sektor}_i) = (\text{Sysselsetting sektor}_i / \text{Totalt antall sysselsatte}) * 100$

Modell basert på omsetning etter næringsområder og varetype (Tabell 7, www.ssb.no/aarbok/tab/t-300.html, vedlegg 4), gir tilsvarende vektingsfaktor.

Lign 13 $V_{1, \text{private virksomheter, alt. B}}(\text{sektor}_i) = (\text{Omsetning sektor}_i / \text{Totalt omsetning}) * 100$

I_3 - Energiforbruk i private og/eller offentlige virksomheter. Sektorene er benchmarket mot beskrevet normaliseringsreferanse og vektet i forhold til sektoren omfang.

Lign 14 $I_3 = (\sum I_2 * V_1)$
Benevning: ingen

Denne verdien kan beregnes for hele kommunen samlet. Samlet verdi lik 100 betyr at kommunen ligger på gjennomsnittet for det området den er normalisert (benchmarket) mot. I_3 sier om kommunen det samme som I_2 sier om enkelte virksomheter eller sektorer innen kommunen.

Annen informasjon som kan hentes ut:

Lag en liste over I_3 for hver involvert sektor på formen

$I_{3, \text{sektor 1}} = [0, 100]$

$I_{3, \text{sektor 2}} = [0, 100]$

$I_{3, \text{sektor 3}} = [0, 100]$

....

Verdiene til disse miljøprestasjonsindikatorene viser hvilken sektor som står for det største totale energiforbruket i regionen som det normaliseres mot. Dersom kommunen utelukkende skal bruke indikatorne i egen miljøstyring, kan den bruke seg selv som normaliseringsreferanse. Slik vil lista over vise hvilke sektorer som står for det største energiforbruket. Ved prioritering bør en kombinasjon av I_2 og I_3 legges til grunn. Dette er fordi I_2 forteller om prestasjonen i forhold til gjennomsnittet, altså om kunnskap om

forbedringstiltak kan forventes å være lett tilgjengelig eller ei. Samtidig forteller I_3 om den totale effekten en forbedring av I_2 vil ha.

Tiltak bør settes inn der anslått forbedringspotensial ($\Delta I_{2,i}$) multiplisert med sektorens omfang (V_i), er størst.

Lign 15 $I_{4,i} = \Delta I_{2,i} * V_i$

Benevning: Ingen

Hvis ønskelig, kan dette igjen normaliseres i forhold til kostnad. Slik kan beslutningstakerne få indikatorer som for ulike tiltak viser forbedring per brukt krone.

Lign 16 $I_{5,i} = I_{4,i} / (\text{Pris på tiltaket/-ene})$

Benevning: $[\text{NOK}^{-1}]$

Eksempel på bruk av denne informasjonen på ulike systemnivå:

- Miljøvernavdelingen på fylkesnivå kan bruke konklusjonene til å prioritere sine tiltak mellom ulike kommuner og sektorer.
- Sektoransvarlig på fylkesnivå kan på tilsvarende måte bruke informasjonen til å prioritere tiltakene mellom ulike kommuner og ulike typer virksomheter innen sektoren.
- På kommunenivå blir bruken helt parallell.
- I tillegg kan en la sektorer eller virksomheter som er dårlige på noe lære av virksomheter som er bra. Slik kan informasjonen brukes til å effektivisere erfaringsoverføringen.
- Hvis flere sektorer og virksomheter har lignende problemer knyttet til for eksempel avfall og energi, kan de samarbeide om å utvikle kompetanse eller bygge opp ny infrastruktur.

5.4.2 Verdikjedefokus

Livsløps- eller verdikjedetenkningen er vanlig i bruk, og presenteres her kun med et kort eksempel fra prosjektet i Stordal kommune under P2005 (Fet 1999) der fire møbelbedrifter og teknisk avdeling i kommunen samarbeider om miljøstyring. Fra et arbeidsnotat vises i Tabell 5 en struktur på de globale indikatorene som tilsvarende systemet i Haram kommune (Fet 2000). Avfallsplassen som drives av teknisk avdeling i kommunen, er oppført med egne indikatorer jf. diskusjonen over.

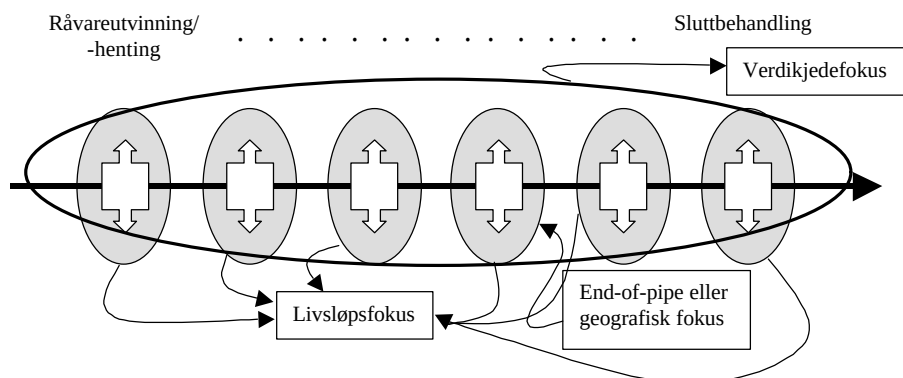
Tabell 5. Miljøprestasjonsindikatorer for Stordal kommune og møbelbedrifter (Fet 2000).

Vinjesanden Avfallsplass:	Møbelbedrift
Innkjøp: <i>Andel miljømerka produkt i forhold til totalt innkjøpte (%)</i> <i>Antall underleverandører med godkjent miljøstyringssystem (EMAS, ISO14001, Miljøfyrtårn) (antall)</i>	Innkjøp: <i>Andel miljømerka produkt i forhold til totale innkjøpte (%)</i> <i>Antall underleverandører med godkjent miljøstyringssystem (EMAS, ISO14001, Miljøfyrtårn) (antall)</i>
Energibruk: <i>Elektrisk energiforbruk per år (kWh).</i> <i>Transport av sortert avfall fra Vinjesanden til mottaker (tonn-km ??)</i>	Energibruk: <i>Elektrisk energiforbruk per år (kWh)</i> <i>Energiforbruk basert på olje og annet brensel (kWh)</i> <i>Samlet energiforbruk per bygningsareal (kWh/m2)</i> <i>Samlet energiforbruk i forhold til omsetning (kWh / kr)</i>
Materialforbruk/ materialutnytting: ???? <i>Deponiareal i forhold til mottatt avfall (m2/tonn)</i>	Materialforbruk/ materialutnytting: <i>Øko-effektivitet: ?????</i> <i>Grad av stoffutnytting (%)</i> <i>Svinnprosent hud (%)</i>
Avfall: <i>Årlig mengde mottatt totalt (tonn)</i> <i>Til gjenvinning i forhold til total mengde (%)</i> <i>Til deponi i forhold til total mengde (%)</i> <i>Årlig mengde fra møbelbedrift i forhold til årsverk i bedrift (tonn / årsverk)</i>	Avfall: <i>Årlig mengde totalt (tonn)</i> <i>Årlig mengde per årsverk (tonn / årsverk)</i> <i>Årlig mengde per produksjonsvolum (tonn / m3)</i> <i>Årlig mengde per omsetning (tonn / kr)</i> <i>Årlig mengde til gjenvinning per total avfallsmengde (%)</i> <i>Årlig mengde til deponi (tonn)</i>

Dette systemet er i første omgang utviklet med sikte på et geografisk avgrenset system. Men det kan lett utvides til å omfatte hele livsløpet, det vil si alle fasene:

1. råvareutvinning/-henting
2. produksjon av produksjonsmaterialer
3. produksjon av deler
4. produksjon av produkt/tjeneste
5. bruk, vedlikehold og oppgradering
6. sluttbehandling
7. transport gjennom hele livsløpet.

Her synliggjøres svakheten med det geografiske fokuset, som i all hovedsak vektlegger ett eller to av disse punktene for hver virksomhet. Men virksomheter som befatter seg med et begrenset antall produkter og tjenester har som nevnt gode muligheter til å kartlegge miljøaspektene i de andre fasene etter samme mønster. Miljøtiltak for eksempel som nytt design og organisatoriske endringer, kan på denne måten baseres på en bredere systemforståelse, jf. Figur 17.



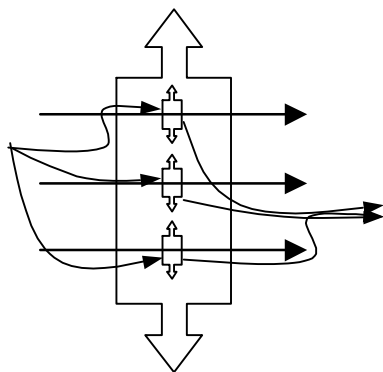
Figur 17. Framstilling av forskjellen på et end-of-pipe/geografisk- og et livsløpsfokus, del 1.

En slik framstilling blir av to grunner for enkel. For det første overvurderes livsløpsperspektivet slik det praktiseres til vanlig, for eksempel ved bruk av livsløpsanalyse. Som regel er livsløpsperspektivet i praksis en form for end-of-pipe i serie. Det vil si at en ved design tenker gjennom mulig ressursbruk og utslipp gjennom alle fasene av livsløpet. Men etter designfasen er som regel miljøinnsatsen gjort. Derfor er livsløpsfokuset satt i kontrast til verdikjedefokuset i Figur 17. I verdikjedefokus ligger at den enkelte virksomhet tenker større ikke bare i designfasen, men også organisatorisk både strategisk og i daglig arbeid. I det siste tilfellet vil livsløpstenkning finnes igjen i de ansattes selvforståelse, mens tradisjonell DfE ofte er en designteknikk og lite annet. For det andre undervurderes potensialet i end-of-pipe strategien eller geografisk avgrensede systemer. Figur 18 nedenfor gir et riktigere bilde av ett av de geografiske områdene som knytter seg til en av fasene i Figur 17. Det som framstilles i Figur 18 (neste side) er flere ting:

- En viktig del av strømmene går rett gjennom uten tiltak motivert av miljø. Strømmene går enten fra en tilfeldig leverandør til tilfeldig kunde, eller fra produsent til avfall (de rette pilene).
- Samtidig er det lokalt potensiale for å koordinere innkjøp. Dette kan for eksempel gjøres ved at virksomheter deler ressurser og kartlegger tilbudet av miljøakseptable produkter (bøyde linjer inn mot virksomhetene).

- Ut fra virksomhetene strømmer det produkter og avfall. Her kan det samarbeides om transport og utbygging eller modernisering av infrastruktur for miljøakseptabel sluttbehandling (bøyde linjer ut fra virksomhetene).
- Til slutt vil det i mange områder finne sted viktige massestrømmer mellom virksomhetene. Økoparker er et naturlig eksempel, disse har jo lite med livsløpstenkning å gjøre, men også i "vanlige" kommuner vil et detaljert masseflytskjema vise et omfattende "indre strømningsmønster" (ikke tegnet inn).

Det er også viktig å merke seg at også større produksjonsbedrifter svært ofte har delprosesser on-site som vekselvirker på en måte som reduserer miljøbelastningene. Prosessyntese er et fagfelt som i stor grad befatter seg med nettopp dette (El-Halwagi 1997). Et enkelt og viktig eksempel er varmevekslere i petrokjemisk industri.



Figur 18. Framstilling av forskjell på et end-of-pipe/geografisk- og et livsløpsfokus, del 2.

Som oppsummering kan verdikjedefokuset brukes på følgende måter:

- Designtiltak basert på LCA, LC screening eller tilsvarende tenkning (DfE).
- Miljøbevissthet i dyader (tosidige forbindelser) knyttet til innkjøp og salg/slutthåndtering. Dette er tradisjonell relasjonstenkning i organisasjonsfaget jf. Håkansson (1995).
- Miljøbevissthet i oppfølging av materialstrømmen gjennom hele livsløpet for eksempel ved grønn logistikk. Mulige tiltak er utvikling av kriterier for bærekraftig skog, kjøp av "grønn elektrisitet", utbygging av materialselskaper og miljøakseptabel transport.

Både geografisk- og livsløpsfokus har til felles en kjerne i tenkningen rundt eco-efficiency. Nemlig at en lang rekke tiltak knyttet til innkjøp, energibruk, materialutnytting og avfall kan gjennomføres helt lokalt. Det er

stort sett opp til den enkeltes kunnskap, motivasjon og kreativitet. Noen eksempler:

- Spørre leverandøren sin om de har miljømerket papir, vaskemiddel osv.
- Vurdere om varmepumpe kan installeres på hele eller deler av virksomheten.
- Bruke skrivere som utnytter papiret på en god måte.
- Resirkulere der det er mulig.

Større systemer vil tenke i samme baner, men har større handlingsrom. For eksempel kan de *utvikle* miljømerkeordninger og ny teknologi eller infrastruktur for avfallsbehandling. I tillegg kan virksomheter ofte samarbeid om energieffektivisering og materialutnytting.

5.4.3 Aggregering til en indikator

Helt kort til slutt litt om muligheter og problemer knyttet til bruk av LCA i kommunal miljørevisjon. Aller først kan en spørre seg hvorfor LCA er nyttig i denne sammenhengen. Svaret er at en vil få nøyaktige tallverdier på miljøeffektpotensialer. Disse gir et svært godt utgangspunkt for design og annen kreativ tenkning, samt prioriteringer på miljøområdet. Dessuten slår de fleste vektingsmetodene all ressursbruk og utslipp sammen til en eller noen få indikatorer for miljøeffektpotensial. Dette gjør det mulig å sammenligne ulike kategorier av aspekter. Dette er ikke gjort så lang ved bruk av rammeverket som er vist i Tabell 3. Dermed kan det så langt ikke vites som innkjøp er mer eller mindre viktig enn energibruk.

Oversikten som oppnås ved bruk av LCA er illustrert nedenfor. I eksemplet brukes Eco-indicator 97 (utviklet i Nederland) som vektingsmetode for å sammenligne miljøeffektpotensialet som følge av papir- og elektrisitetsbruk ved Vatne Ungdomsskule. Lavere tallverdi betyr lavere miljøbelastning. Benevnningen er Eco-points³⁰. Tallverdiene på forbruk er kvalifiserte gjetninger, og verdiene for ressursbruk og utslipp er hentet fra databasen som følger med SimaPro 4.0.

Papirbruk

Antar at skolen bruker 5 tonn papir per år, og at miljøaspektene ved produksjon er de samme som for en type skrivepapir i databasen SimaPro 4.0 databasen.

Miljøeffektpotensial: **5,77 Eco-points**.

³⁰ Eco-points representerer en referanseverdi for miljøeffektpotensial. Årsaken til at suffikset "potensial" brukes, er at den faktisk skadelige effekten på natur og mennesker avhenger av hvor og hvordan ressursbruk og utslipp skjer (se Wenzel et al. 1997).

Energi

Antar totalt 400 000 kWh per år, inklusive svømmebassenget, og at miljøbelastningen ved produksjon er den samme som for europeisk gjennomsnittselektrisitet.

Miljøbelastning: **377 Eco-points**

Det er altså rimelig (utfra dette regneeksemplet) at skolen satser på energisparing før den flikker på de 5,77 Eco-points fra papir. I henhold til Lign 15 ($I_{4,i} = \Delta I_{2,i} * V_i$) må det prosentvise forbedringspotensialet for papir være ca. 65 så stor som for energi for at den totale effekten skal bli lik. Samtidig ser en at skolen, i likhet med mange andre virksomheter, har svært lett for å bruke mest tid og ressurser på det svært synlige avfallsproblemet.

Det brukes detaljert informasjon til beregning av indikatorer med benevnelse Eco-points, det vil si langt ned i hierarkiet som er vist i Figur 1. Prisen å betale for alle denne informasjonen er stor arbeidsmengde i innsamlingsarbeidet. Av denne grunn vil systemer med mange små og relativt uavhengige materialstrømmer egne seg dårlig for LCA. Det er likevel rimelig klart at enkle lister med ferdig beregnet miljøeffektpotensial for en lang rekke materialer og tjenester vil kunne forbedre treffsikkerheten i den kommunale miljøstyringen.

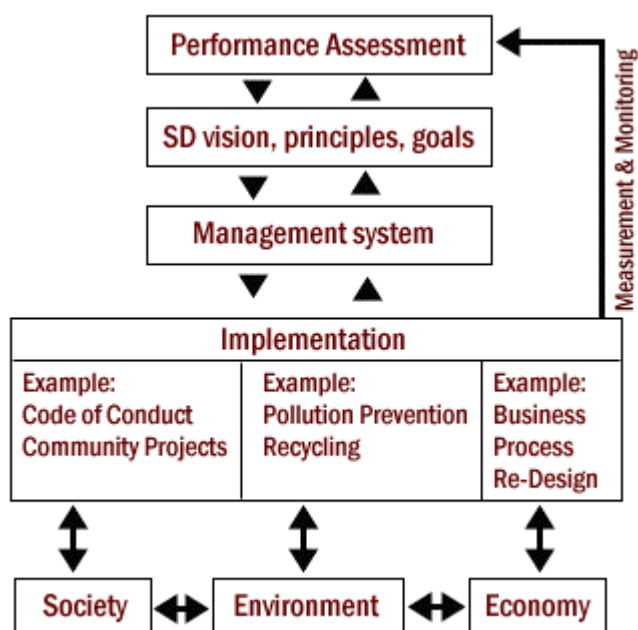
5.5 Tripple bottom line

Utvikling av miljøprestasjonsindikatorer er gjerne motivert av en visjon om bærekraftig utvikling. Men da må de økonomiske og sosiale dimensjonene komme i tillegg. Litteraturen er skrynn på dette området, men det finnes både organisasjoner og metoder som arbeider med et integrert sett av indikatorer for styring og rapportering. Til slutt i denne rapporten presenteres en slik modell.

"Triple bottom line" (3BL), et begrep utviklet av konsulent og forfatter John Elkington, viser til rapportering av både økonomisk, miljømessig og sosial prestasjon i en virksomhet. 3BL avviker både fra den tradisjonelle rapporteringen av bare finansiell eller økonomisk ytelse, og publisering av en miljørapport. Når en ser på miljømessig og sosial ytelse for en virksomhet, kan to adskilte komponenter betraktes, nemlig eco-efficiency and eco-justice (Deegan 1999). Eco-justice vil dekke områder som generering av arbeidsplasser, utdanning og helseomsorg, overholdelse av menneskerettighetene og like muligheter for alle, påvirkning av urbefolkninger osv. Hensynet til slike forhold kan kalles sosialrapportering, til forskjell fra finansiell- og miljørapportering. Sosialrapportering søker å dekke påvirkninger en virksomhet har både innenfor og utenfor det direkte styrte systemet.

En enkel skisse hentet fra International Institute for Sustainable Development sine nettsider (<http://iisd.ca/business/journey.htm#busd>),

gir greie eksempler på tiltak innen de tre hovedkategoriene i 3BL (Figur 19). Når tiltakene kan klassifiseres slik, gjelder det samme for rapporteringen. Selvfølgelig er det overlapp mellom de tre kategoriene, og en vil også finne eksempler på at en indikator under "sosiale" er en variabel som avhenger direkte av en indikator under "økologi". Dette må diskuteres i rapporteringen slik at valg som lokalt sett virker lite gjennomtenkte kan forstås i riktig kontekst. Uansett må skjematisk rapportering av den typen som utvikles med indikatorer, akkompagneres av kommentarer og diskusjon. Dette vil *alltid* være tilfelle uansett rammeverk. Fordelen med inndelingen er at det forenkler forbedringsarbeidet, strukturerer debatten og legger til rette til effektiv kommunikasjon ut til interessenter.



Figur 19. IISD sin illustrasjon på hvordan virksomheter kan integrere strategier for BU i sitt arbeid
(<http://iisd.ca/business/journey.htm#busssd>).

Dette vil ikke omtales nærmere i denne rapporten. Årsaken til at det trekkes fram er heller som en avgrensning av innholdet i miljøprestasjonsindikatorer i forhold til bærekraftig utvikling. Virksomheter og kommuner bør på sikt innarbeide systemer for helhetlig styring av alle de tre områdene hver for seg og som en helhet.

6 KONKLUSJON

I denne rapporten er det undersøkt hvordan måling av eco-efficiency med miljøprestasjonsindikatorer kan brukes ved systematisk miljøstyring av kommuner. Konklusjonene er kort sammenfattet:

- Systemer består alltid av delsystemer. Samlet miljøprestasjon bestemmes av det enkelte delsystem, men også av samspill mellom delsystem på samme systemnivå, og mellom ulike systemnivå.
- Slike systemer styres best ved en metode som rommer to tanker. Den ene er behovet for koordinering "ovenfra-og-ned", og den andre er behovet lokal autonomi slik at ressursbruken kan tilpasses den lokale konteksten. Det er presentert en generell modell som understreker dette behovet, og i tillegg er tre organisasjonsmodeller presentert som et første forslag til organisasjonsform som møter disse.
- Den systemiske tenkningen impliserer at eco-efficiency ikke kan måles uten at effekten lokale tiltak har på et meningsfullt "helt system" (holon) vurderes. Dette betyr at enkelte virksomheter i siste instans må drøfte mulig effekt av egne tiltak på skalaene hvor bærekraftig utvikling måles, nemlig hele kloden (rom) og flere generasjoner (tid). Scenario- og andre framskrivningsmetoder kan brukes i slike vurderinger. Denne tilnærmingen skiller seg klart fra WBCSD, OECD og EUs nære kobling mellom bærekraftig utvikling og ressursproduktivitet, som forutsetter lineære sammenhenger mellom systemnivåene.
- Fra den systemiske tenkningen med den avledede forståelsen av eco-efficiency, følger at miljøprestasjonsindikatorene må knytte en logisk kobling mellom globale målsetninger (hele det definerte systemet) og lokale (det enkelte delsystemet) handlinger.
- Et foreløpig rammeverk for miljøprestasjonsindikatorer er presentert i rapportens siste del. Det legges opp til at alle virksomhetene skal benytte både globale og lokale miljøprestasjonsindikatorer. De globale er felles for et større system, og skal lette koordinasjon og kontroll mellom delsystemene (for eksempel virksomheter) samt strategisk ledelse på et nivå over disse (for eksempel en bedriftsklynge eller en kommune). I tillegg kommer de lokale som uttrykker miljøprestasjonen med indikatorer som tar for seg aspekter med særlig lokal relevans (for den enkelte virksomheten).
- Systemsynet det argumenteres for i rapporten brukes til slutt i en komparativ analyse av et geografisk avgrenset miljøarbeid i forhold til det innøvde livsløpsperspektivet.

Forslag til videre arbeid:

- Et case studium der en bedrift følges spesielt, og der miljøarbeidet integrerer systemiske modeller for nettverksledelse og bruk av

Konklusjon

miljøprestasjons- indikatorene som er presentert i denne rapporten. Dette vil bety et samtidig fokus på den geografiske nærheten og produktenes livsløp.

- Tverrfaglig prosjekt der planarbeidet inkluderes. Slik kan konklusjonene fra miljørapporteringen innvirke på prioriteringer knyttet til kommunal ressursbruk. Dessuten åpner et slik samarbeid for utprøving av tilpassede DfE teknikker på kommunenivå.

7 LITTERATURLISTE

- Adler, P.S. og Winograd, T.A. (1992). Usability - turning technology into tools. Oxford University Press.
- Andersen, H.W. og Sørensen, K.H. (1992). Frankensteins Dilemma En - Bok Om Teknologi Miljø og Verdier. Ad Notam Gyldendal. ISBN-8241700601.
- Arbeidsmiljøloven (1977). Lov om arbeidervern og arbeidsmiljø m.v. 04.02.1977 nr. 4. ISBN 82-504-1271-0. <http://www.lovdata.no/all/nl-19770204-004.html>
- BCSD (1993): *Getting eco-efficient*, Report of Business Council for Sustainable Development (BCSD), First Antwerp Eco-efficiency Workshop
- Beck, U. (1997). Risiko og frihet. Fagbokforlaget.
- Beck, U., Giddens, A. og Lash, S. (1995). Reflexive Modernization - Politics, Tradition and Aesthetics in the Modern Social Order. Stanford University Press; ISBN: 0804724725.
- Berger, P. og Luckmann, T. (1966). The Social Construction of Reality. Penguin Books. ISBN 0140135480.
- Blauner, R. (1964). Alienation and Freedom - the factory worker and his industry. The University of Chicago Press, Chicago.
- Bolman, L.G. og Deal, T. (1998). Nytt Perspektiv På Organisasjon Og Ledelse, 2.utg. Ad Notam Gyldendal. ISBN 8241709188.
- Bossel, H. (1999). Indicators for Sustainable Development: Theory, Method, Applications - A report to the Balaton Group. International Institute for Sustainable Development (IISD). ISBN 1-895536-13-8. <http://iisd.ca/pdf/balatonreport.pdf>
- Brattebø, H. (1995). Industrial Production and Sustainability. A conceptual framework for making environmental improvements in industry. SMU Rapport 4/95.
- Brattebø, H., Røine, K. og Larssæther, S. (1998). State of the art for Industriell Økologi (forprosjekt til P2005 - Industriell økologi). http://www.p2005.ntnu.no/Admin/Rapporter/Rapporter.asp?Satseomraade_ID=3&Action=2&RapportID=24
- Checkland, P. (1981). Systems Thinking, Systems Practice. John Wiley & Sons, Chichester.
- Checkland, P. og Scholes, J. (1990). Soft Systems Methodology in Action. John Wiley & Sons, Chichester.
- Deegan, C. (1999). Triple Bottom Line Reporting - A new reporting approach for the sustainable organisation. <http://icaa.org.au/triple/tblsustainable.doc>
- Deming, W.E. (1982). Out of the crisis. Massachusetts Institute of Technology, Boston.

- Eco-efficiency: A Modern Feature of Environmental Technology (1998). Samling av foredrag på konferansen i Düsseldorf, Tyskland 2. og 3. mars 1998.
- Ehrenfeld, J.R. (1994). Industrial Ecology: A Strategic Framework for Product Policy and Other Sustainable Practices. Presentert på *Green Goods: The Second International Conference and Workshop on Product Oriented Policy*, Stockholm.
- Ehrenfeld, J.R. (1998). Industrial Ecology and Interdisciplinarity: A New Challenge for University Teaching and Research Programs. Det 3. NTVA-seminaret med workshop om industriell økologi. Trondheim 15-16. oktober 1998.
- Ehrenfeld, J.R. (2000). Does Eco-efficiency Lead to Fundamental Changes in the Dynamics of Industrial Activities? Vil presenteres på Nasjonal Konferanse Bærekraftig utvikling: Øko-effektivitet og industriell utvikling, Voksenåsen, Oslo, 21. og 22. mars 2000.
- Eik, A. (1999): Industrial ecology: a new paradigm? Presentert på konferanse i Paris. En tidlig utgave ligger på nettet: <http://www.indecol.ntnu.no/litt/e1/ArneHFVR100-Essay.pdf>
- El-Halwagi, Mahmoud M. (1997). Pollution Prevention Through Process Integration : Systematic Design Tools. Academic Press. ISBN: 0122368452.
- Ernst & Young Center for Business Innovations (1999), Journal Issue 2. Managing Business Performance
- Faktor 4+ Kongress '99 (1999). Samling av foredrag fra konferansen i Klagenfurt, Østerrike 13.-14. oktober 1999.
- Fet, A.M. (2000). Lokalt næringsliv, LA21 og industriell økologi - miljøregnskap i miljøbedrifter i Stordal kommune. P2005 IØK.
- Flaa, P. et al. (1985). Innføring i organisasjonsteori, ss 40-50. Universitetsforlaget, Oslo.
- Flood, R.L. (1999). Rethinking the Fifth Discipline : Learning Within the Unknowable. Routledge. ISBN 0415185300.
- Fylkesmannen i Buskerud (1997). Kommunal miljørapportering - Sluttrapport 30.06.1997. Rapport nr. 8 - 1997. ISBN 8274262166.
- Giddens, A. (1998). The Third Way - The Renewal of Social Democracy. Polity Press, Cambridge.
- Gould, S.J. (1996). The Pattern of Life's History. Kapittel 2 i Brockman, J. *The Third Culture* (Simon & Schuster, New York,).
- Gouzee, N. et al. (1995). Indicators of Sustainable Development for Decision-Making. Report of the Workshop of Ghent, Belgium, 9-11 January 1995, submitted to the UN Commission on Sustainable Development. Federal Planning Office of Belgium.
- Greene, D.L. et al. (1999). Fuel Economy Rebound Effect for U.S. Household Vehicles. The Energy Journal, Vol. 20, No. 3, ss. 1-31.
- Hansen, S., Jespersen, P.F. og Rasmussen, I. (1995). Bærekraftig økonomi. Ad Notam Gyldendal Oslo.

Litteraturliste

- Hardi, P. and Pinter, L. (1995). Models and methods of measuring sustainable development performance. International Institute for Sustainable Development (IISD). Winnipeg, MB.
- Håkansson, H. og Snehota, I. (eds.) (1995). Developing relationships in business networks. Routledge, London. ISBN 0415115701.
- ISO 14031:1999(E) Environmental management - Environmental performance evaluation - Guidelines. First edition
- Kelly, K. (1994). Out of Control - the rise of neo-biological civilization. Addison-Wesley Publishing Company, Reading, Massachusetts.
- Kelly, K. (1998). New Rules for the New Economy : 10 Radical Strategies for a Connected World. Viking Press. ISBN 0670881112.
- Laidler, K.J. og Meiser, J.H. (1982). Physical Chemistry. The Benjamin/Cummings Publishing Company, Inc., California.
- Lehni, M. (1999). Eco-efficiency as a strategic management tool. Presentert på vegne av WBCSD på The Factor 4+ Congress, Klagenfurt, Australia, 13. oktober 1999. Presentasjonen kan tilsendes hvis ønskelig.
- Luhmann, Niklas (1995). Social Systems. Oversatt av John Bednarz, Jr. med Dirk Baecker. Stanford University Press, California.
- Morgan, G. (1997). Images of Organization. Sage Publications Inc (USA). ISBN 0761917527.
- Mæhre, A. (1999). Faktor X litteratur.
- NS-EN ISO 14001:1996. Miljøstyringssystemer - Spesifikasjon med veiledning
- OECD (1998): Eco-efficiency, ENV/EPOC/MIN(98)7, Paris.
- Rasmussen, I. og Grepperud, S. (1997). Arbeidsnotat 1/97 ProSus: Reboundeffekter.
- Rasmussen, J. (1998). Merging Paradigms: Decision Making, Management, and Cognitive Control. i Flin, R. et al.: Decision Making under Stress - Emerging Paradigms and Applications. Aldershot, Ashgate.
- Riksentikvaren, SFT og DN (1996). Idésamling for kommunalt miljøvern. ISBN 8270722324.
- Rundskriv T-937 (1993). Tenke globalt - Handle lokalt. Nasjonalt prioriterte satsningsområder for det kommunale miljøvernarbeidet. Miljøverndepartementet.
- Ruud, T.Ø. og Fet, A.M. (2000). Berekraftig forbruk og ressursflyt i Haram kommune. Haram kommune, Prosj.nr. 991280, Global & Local 2000-3.
- Sauar, E. (1997). Taxing Energy Losses in Industry: - Enhances Energy Efficiency While Preserving International Competitiveness, The Energy Journal, ms submitted for publication, 1997. (A popular version was printed in Dagens Næringsliv, Norwegian, Sept. 24 and Oct. 6, 1997.)
- Senge, P.M. (1999). Den Femte Disiplin. Egmont Distribution. ISBN 8259021196.
- Shrader-Frechette, K.S. (1991). Risk and Rationality. University of California Press. ISBN: 0520072871.
- Siebert, H. (1982). Global Environmental Resources. ISBN: 3820459995.

- Sink, D.S. & Tuttle, T.C (1989). Planning and measurement in your organization of the future. Industrial Engineering and Management Press, Norcross. ISBN: 0-89806-090-7.
- Stahel, W.R. (1998). Selling performance instead of goods - The social and organizational change that arises in the move towards a service economy. International Conference: Eco-efficiency: A Modern Feature of Environmental Technology.
- St meld nr 29 (1996-97). Regional planlegging og arealpolitikk. <http://odin.dep.no/repub/96-97/stmld/29/>
- St meld nr 58 (1996-97). Miljøvernpolitikk for en bærekraftig utvikling - Dugnad for framtida. <http://odin.dep.no/repub/96-97/stmld/58/>
- St meld nr 8 (1999-2000). Regjeringens miljøvernpolitikk og rikets miljøtilstand, <http://odin.dep.no/repub/99-00/stmld/8/>
- Taylor, F.W. (1911). The Principles of Scientific Management.
- Trist, E.L. (1981). The evolution of socio-technical systems - a conceptual framework and an action research program. Occasional paper nr. 2 juni 1981. ISBN 0-7743-6286-3.
- Trist, E.L. og Bamforth, K.W. (1951). Some Social and Psychological Consequences of the Longwall Method of Coal-getting. I Human Relations - Studies towards the Integration of the Social Sciences, vol. IV, no. 1, ss 3-38.
- United Nations, Economic and Social Council (1999). Report of the Board of the United Nations Research Institute for Social Development. Thirty-seventh session 9-19 February 1999, II D. Business Responsibility for Sustainable Development. E/CN.5/1999/9. <http://srch1.un.org/esa/socdev/csd009.htm>.
- United Nations Conference on Environment and Development (UNCED) (1992). Agenda 21. Hele innholdet <http://iisd.ca/rio+5/agenda/agenda21.htm> (engelsk). Kortversjon <http://www.prosus.no/andre-doc/agenda-21-no/> (norsk).
- Wackernagel, M. (1996). Our ecological footprint : reducing human impact on the earth. The new catalyst bioregional series, nr. 9. New Society Publishers, Gabriola Island, Canada.
- Weber, M. (1971). Makt og byråkrati. Utvalg og innledning ved Egil Fivelsdal. Oversatt av Dag Østerberg. Gyldendal norsk forlag, Oslo.
- Welford, R. (1997). Hijacking Environmentalism. Earthscan. ISBN 1853833983.
- Wenzel, H., M. Hauschild og E. Rasmussen (1997). Miljøvurdering af produkter. Miljø- og Energiministeriet, Miljøstyrelsen. ISBN 87-7810-542-0.
- Wright, G.H. von (1991). Vitenskapen og fornuften - forsøk på en orientering. Cappelens upopulære skrifter.
- Wyller, T.C. (1999). Demokratiet og miljøkrisen. Det Blå Bibliotek. Universitetsforlaget AS.

Litteraturliste

- Øfsti, A. (1997). Vitenskapens Encyklopedi og Enhetsvitenskapen. i Dahl, T. og Sørensen, K.H. *Perspektiver på tvers - Disiplin og tverrfaglighet på det moderne forskningsuniversitet*. Tapir.
- Aall, C. (1997). Norske kommuners oppfølging av Agenda 21, fra boka Rio+5. Kapittel i Lafferty, W.M. et al. (reds). Rio +5.

VEDLEGG

Vedlegg 1. Arbeidslisten over indikatorer fra FNs divisjon for bærekraftig utvikling, september 1996

<http://www.un.org/esa/sustdev/worklist.htm>

This should be seen as a flexible list from which countries can choose indicators according to national priorities, problems and targets. The indicators are presented in a Driving Force - State - Response framework. "Driving Force" indicators indicate human activities, processes and patterns that impact on sustainable development. "State" indicators indicate the "state" of sustainable development and "Response" indicators indicate policy options and other responses to changes in the "state" of sustainable development. The social, economic, environmental and institutional aspects of sustainable development are covered by this list of indicators following the chapters of Agenda 21.

Working List of Indicators of Sustainable Development

CHAPTERS OF AGENDA 21	DRIVING FORCE INDICATORS	STATE INDICATORS	RESPONSE INDICATORS
CATEGORY: SOCIAL			
Chapter 3 : Combating poverty	-Unemployment rate	-Head count index of poverty -Poverty gap index -Squared poverty gap index -Gini index of income inequality -Ratio of average female wage to male wage -Population density	
Chapter 5 : Demographic dynamics and sustainability	-Population growth rate -Net migration rate -Total fertility rate		
Chapter 36 : Promoting education, public awareness and training	-Rate of change of school-age population -Primary school enrolment ratio (gross and net) -Secondary school enrolment ratio (gross & net) -Adult literacy rate	-Children reaching grade 5 of primary education -School life expectancy -Difference between male and female school enrolment ratios -Women per hundred men in the labour force	-GDP spent on education
Chapter 6 : Protecting and promoting human health		-Basic sanitation: Percent of population with adequate excreta disposal facilities -Access to safe drinking	-Immunization against infectious childhood diseases -Contraceptive prevalence

Vedlegg 1. Arbeidslisten over indikatorer fra FNs divisjon for
bærekraftig utvikling, september 1996

		water	-Proportion of potentially hazardous chemicals monitored in food
		-Life expectancy at birth	
		-Adequate birth weight	
		-Infant mortality rate	
		-Maternal mortality rate	-National health expenditure devoted to local health care
		-Nutritional status of children	-Total national health expenditure related to GNP
Chapter 7:	-Rate of growth of urban population	-Percent of population in urban areas	-Infrastructure expenditure per capita
Promoting sustainable human settlement development	-Per capita consumption of fossil fuel by motor vehicle transport	-Area and population of urban formal and informal settlements	
	-Human and economic loss due to natural disasters	-Floor area per person	
		-House price to income ratio	
CATEGORY: ECONOMIC			
Chapter 2:	-GDP per capita	-Environmentally adjusted Net Domestic Product	
International cooperation to accelerate sustainable development in countries and related domestic policies	-Net investment share in GDP	-Share of manufactured goods in total merchandise exports	
	-Sum of exports and imports as a percent of GDP		
Chapter 4:	-Annual energy consumption	-Proven mineral reserves	
Changing consumption patterns	-Share of natural-resource intensive industries in manufacturing value-added	-Proven fossil fuel energy reserves	
		-Lifetime of proven energy reserves	
		-Intensity of material use	
		-Share of manufacturing value-added in GDP	
		-Share of consumption of renewable energy resources	
Chapter 33:	-Net resources transfer / GNP	-Debt / GNP	-Environmental protection expenditures as a percent of GDP
Financial resources and mechanisms	-Total ODA given or received as a percentage of GNP	-Debt service / export	-Amount of new or additional funding for sustainable development
Chapter 34:	-Capital goods imports	-Share of environmentally sound capital goods imports	-Technical cooperation grants
Transfer of environmental ly sound technology, cooperation	-Foreign direct investments		

Vedlegg 1. Arbeidslisten over indikatorer fra FNs divisjon for
bærekraftig utvikling, september 1996

and capacity-
building

CATEGORY: ENVIRONMENTAL

Chapter 18: Protection of the quality and supply of freshwater resources	-Annual withdrawals of ground and surface water -Domestic consumption of water per capita	-Groundwater reserves -Concentration of faecal coliform in freshwater -Biochemical oxygen demand in water bodies	-Waste-water treatment coverage -Density of hydrological networks
Chapter 17: Protection of the oceans, all kinds of seas and coastal areas	-Population growth in coastal areas -Discharges of oil into coastal waters -Releases of nitrogen and phosphorus to coastal waters	-Maximum sustained yield for fisheries -Algae index	
Chapter 10: Integrated approach to the planning and management of land resources	-Land use change	-Changes in land condition	-Decentralized local-level natural resource management
Chapter 12: Managing fragile ecosystems: combating desertification and drought	-Population living below poverty line in dryland areas	-National monthly rainfall index -Satellite derived vegetation index -Land affected by desertification	
Chapter 13: Managing fragile ecosystems: sustainable mountain development	-Population change in mountain areas	-Sustainable use of natural resources in mountain areas -Welfare of mountain populations	
Chapter 14: Promoting sustainable agriculture and rural development	-Use of agricultural pesticides -Use of fertilizers -Irrigation percent of arable land -Energy use in agriculture	-Arable land per capita -Area affected by salinization and waterlogging	-Agricultural education
Chapter 11: Combating deforestation	-Wood harvesting intensity	-Forest area change	-Managed forest area ratio -Protected forest area as a percent of total forest area
Chapter 15: Conservation of biological diversity		-Threatened species as a percent of total native species	-Protected area as a percent of total area
Chapter 16: Environmentally sound management of			-R & D expenditure for biotechnology -Existence of national biosafety regulations or

Vedlegg 1. Arbeidslisten over indikatorer fra FNs divisjon for
bærekraftig utvikling, september 1996

biotechnology			guidelines
Chapter 9: Protection of the atmosphere	-Emissions of greenhouse gasses -Emissions of sulphur oxides -Emissions on nitrogen oxides -Consumption of ozone depleting substances	-Ambient concentrations of pollutants in urban areas	-Expenditure on air pollution abatement
Chapter 21: Environmentally sound management of solid wastes and sewage-related issues	-Generation of industrial and municipal solid waste -Household waste disposed per capita		-Expenditure on waste management -Waste recycling and reuse -Municipal waste disposal
Chapter 19: Environmentally sound management of toxic chemicals		-Chemically induced acute poisonings	-Number of chemicals banned or severely restricted
Chapter 20: Environmentally sound management of hazardous wastes	-Generation of hazardous wastes -Imports and exports of hazardous wastes	-Area of land by contaminated hazardous wastes	-Expenditure on hazardous waste treatment
Chapter 22: Safe and environmentally sound management of radioactive wastes	-Generation of radioactive wastes		
CATEGORY: INSTITUTIONAL			
Chapter 8: Integrating environment and development in decision-making			-Sustainable development strategies -Programme of integrated environmental and economic accounting -Mandated Environmental Impact Assessment -National councils for sustainable development
Chapter 35: Science for sustainable development		-Potential scientists and engineers per million population	-Scientists and engineers engaged in R & D per million population -Expenditure on R & D as a percent of GDP
Chapter 37: National mechanisms and international cooperation for			

Vedlegg 1. Arbeidslisten over indikatorer fra FNs divisjon for
bærekraftig utvikling, september 1996

capacity-
building in
developing
countries

[Chapter 38:](#)

International
institutional
arrangements

[Chapter 39:](#)

International
legal
instruments and
mechanisms

[Chapter 40:](#)

Information for
decision-
making

[Chapter 23-32:](#)

Strengthening
the role of
major groups

-Ratification of global
agreements

-Implementation of ratified
global agreements

-Main telephone lines per
100 inhabitants

-Access to information

-Programmes for national
environmental statistics

-Representation of major
groups in national councils
for sustainable development

-Representatives of ethnic
minorities and indigenous
people in national councils
for sustainable development

-Contribution of NGOs to
sustainable development

Vedlegg 2. Eksempler på Methodology Sheets for indikatorer i FNs rammverk

<http://www.un.org/esa/sustdev/indisd/english/english.htm>

Chapter 9: Protection of the atmosphere

EMISSIONS OF GREENHOUSE GASES		
Environmental	Chapter 9	Driving Force

1. Indicator

(a) **Name:** Emissions of greenhouse gases (GHG).

(b) **Brief Definition:** National anthropogenic emissions of carbon dioxide (CO₂), methane (CH₄), and nitrous oxide (N₂O).

(c) **Unit of Measurement:** Annual emission levels in gigagrams (Gg) of CO₂ equivalents; methane and nitrous oxide emissions are converted into CO₂ equivalents by using global warming potentials (GWP); annual percentage change in total GHG emissions beginning with 1990 as base year would provide trends and rate of change in emission levels for each Party to the Climate Change Convention.

2. Placement in the Framework

(a) **Agenda 21:** Chapter 9: Protection of the Atmosphere.

(b) **Type of Indicator:** Driving Force.

3. Significance (Policy Relevance)

(a) **Purpose:** This indicator measures the major anthropogenic emissions contributing to global warming.

(b) **Relevance to Sustainable/Unsustainable Development:** The main greenhouse gases (GHGs) are carbon dioxide (CO₂), methane (CH₄), nitrous oxide (N₂O). While there are natural emissions of GHGs, anthropogenic emissions have been identified as a source of climate change (IPCC Second Assessment

Report, 1995) and are the subject of an international instrument (the UN Framework Convention on Climate Change). Such emissions are largely influenced by a country's energy use and production systems, its industrial structure, its transportation system, its agricultural and forestry sectors, and the consumption patterns of the population. Methane and nitrous oxide emissions are particularly influenced by a country's agricultural production, waste management, and livestock management.

Climate change results in part by the increased concentration of greenhouse gases in the atmosphere. At one level, global warming due to anthropogenic emissions of greenhouse gases can be said to have no adverse effect on ecosystems if the increase in global temperature is within 0.1°C per decade, with a maximum total warming of 2°C above the pre-industrial situation (IPCC, 1992). In this case, it is suggested that ecosystems can adjust or adapt to the temperature changes within these limits. The Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) has worked out levels for the most important greenhouse gases that should lead to a stabilization of total GHGs at the no-adverse effect level. This is known as the accelerated policies scenario. However, given the

Vedlegg 2. Eksempler på Methodology Sheets for indikatorer i FNs rammverk

increase in the atmospheric concentration of GHG from 280 ppmv in the pre-industrial period (that is, before 1850) to 356 ppmv in 1994, the temperature increase may be occurring more rapidly and randomly than ever before. Based on the findings of three working groups, the IPCC says that the earth's temperature could rise by between one and 3.5 degrees Celsius by the year 2010; an average rate of warming probably higher than any in the last 10,000 years. (c) Linkages to Other Indicators: This indicator is closely linked to many other socioeconomic and environmental indicators, for example, GDP per capita growth rate, annual energy consumption per capita, environmental protection expenditures, and expenditures on air pollution abatement. (d) Targets: The objective of the Climate Change Convention (Article 2) is to achieve the stabilization of GHG concentrations in the atmosphere at a level that would prevent dangerous anthropogenic interference with the climate system. (e) International Conventions and Agreements: The United Nations Framework Convention on Climate Change entered into force in March 1994 and, as of end January 1996, it had been ratified by 152 Parties. Article 4 of the Convention, among other commitments, calls for Annex I Parties to return by 2000 (individually or jointly) their anthropogenic emissions of carbon dioxide and other greenhouse gases not controlled by the Montreal Protocol to their 1990 level. Additionally, some Annex I Parties to the Convention have set national targets that go beyond those of the Convention. Based on a first	compilation and synthesis of data requested from Parties (see doc. A/AC.237/81 and corr.1) only a few countries seem to be in a position to reach the stabilization target by 2000. These include the Czech Republic, Denmark, Netherlands, Switzerland, and the United Kingdom. 5. Methodological Description and Underlying Definitions Greenhouse gases will contribute at varying degrees to global warming depending on their concentration and life horizon in the atmosphere and their heat absorptive capacities. Global warming potentials (GWP) are used for each gas (other than CO₂) as a weighting factor to calculate national GHG emissions in CO₂equivalents. Emissions for CO₂, CH₄ and N₂O are estimated based on activity data from fuel combustion, fugitive fuel emissions, industrial processes, solvent use, agriculture, land use change, and forestry and waste. Emission levels are calculated using emission factors associated with emissions of each gas for relevant activities. A greater degree of international comparability has been achieved by using default emission factors proposed by the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). National emission factors have been used, whenever available, which has resulted in increased precision in national GHG emissions. Proposed additional related indicators would include annual GHG emissions per capita, and annual GHG emissions per unit of GDP. 5. Assessment of the Availability of Data from International and National Sources
--	--

Vedlegg 2. Eksempler på Methodology Sheets for indikatorer i FN's rammeverk

Thirty-one of the 38 Parties included in the Annex I to the Convention have submitted national communications containing detailed national GHG inventories. As part of the review process under the Convention, in-depth reviews of these national communications have been undertaken resulting in the collection of detailed information on GHG emissions by Annex I Parties. It is estimated that these Parties, as a group, are responsible for over 60% of total global GHG emissions annually. As part of the review process of the Climate Change Convention, emission levels would initially be available only for Annex I Parties to the Convention (OECD plus EIT	countries). By mid-1997, non-Annex I Parties will also start to submit first-hand information on their annual GHG emissions. 6. Agencies Involved in the Development of the Indicator The lead agency is the United Nations Framework Convention on Climate Change (UNFCCC). The contact point is the Executive Secretary, Secretariat, UNFCCC; fax no. (41 22) 970 9034. 7. Further Information First review of information communicated by each Party included in Annex I to the Convention. A/AC.237/81 and corr. 1. In-depth review reports on individual countries.
---	--

EMISSIONS OF SULPHUR OXIDES		
Environmental	Chapter 9	Driving Force

1. Indicator

(a) **Name:** Emissions of sulphur oxides.

(b) **Brief Definition:** National anthropogenic emissions of sulphur oxides (SO_x) expressed as amounts of sulphur dioxide (SO₂).

(c) **Unit of Measurement:** Tonnes or 1000 tonnes; % change in emissions over time (for example, % change in emissions between 1980 and 1995). Proposed denominator: per capita, per unit of Gross Domestic Product (GDP), per unit of gross energy consumption.

2. Placement in the Framework

(a) **Agenda 21:** Chapter 9: Protection of the Atmosphere.

(b) **Type of Indicator:** Driving Force.

3. Significance (Policy Relevance)

(a) **Purpose:** The indicator is used to evaluate the environmental performance of national policies and

to describe the environmental pressure in relation to air emission abatement.

(b) Relevance to Sustainable/

Unsustainable Development:

Anthropogenic sulphur oxide emissions are influenced by a country's industrial structure and energy consumption, which in turn is affected by both energy intensity and efficiency. The emissions are also influenced by the country's standard of pollution abatement and control and the use of clean production technology. They give an indication of human impact on the environment through production and consumption. Countries' efforts to abate sulphur oxide emissions are reflected in national policies and international commitments. Concrete actions include structural changes in energy demand (energy savings and fuel substitution) as well as pollution

Vedlegg 2. Eksempler på Methodology Sheets for indikatorer i FN's rammeverk

control policies and technical measures (for example, the installation of industrial desulphurisation facilities).	therefore closely linked to GDP per capita, transport fuel consumption per capita, expenditure on air pollution abatement, and annual energy consumption per capita. High sulphur dioxide emissions per unit of GDP are, to some extent characteristic of countries undergoing rapid economic and industrial development or which have high industrial output in relation to population. High emissions per unit of GDP may also reflect a lack of pollution control for sulphur dioxides and/or reliance on high-sulphur coal.
Together with nitrogen compounds, sulphur compounds are the source of environmental acidification. Anthropogenic sulphur oxides are predominantly emitted by energy production plants, followed by industrial combustion and industrial processes. Airborne emissions of sulphur oxides contribute to local pollution as well as to large scale pollution through long distance transport in the atmosphere.	(d) Targets: For international targets, see section 3e below. Some countries have set national targets that are tighter than those of the international agreements. Few have met these national targets.
Human exposure to sulphur oxides in the air contributes to respiratory morbidity and mortality. The population subgroups most sensitive to sulphur dioxide include asthmatics and individuals with cardiovascular disease or chronic lung disease, as well as children and the elderly.	(e) International Conventions and Agreements: Within the framework of the Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution (Geneva, 1979), the Helsinki Protocol to reduce sulphur emissions by 30 percent from 1980 levels by 1993 was signed in 1985 and entered into force in 1987. Within the framework of the same convention, the Oslo Protocol on sulphur emission ceilings and percentage emission reductions was signed in 1994.
Sulphur dioxide acts as a precursor to sulphuric acid, which can kill aquatic organisms, damage habitat and erode buildings. Sulphur is the major component of increased acidification of the environment. Atmospheric sulphur is not usually absorbed by vegetation, but passes through to the soil in the form of sulphate. The deposition of sulphur may be dry (in the form of gases and particles), wet (in rain or snow), or in the form of condensation (as fog and cloud droplets).	4. Methodological Description and Underlying Definitions
(c) Linkages to Other Indicators: In addition to annual sulphur oxide emissions and the percentage change in emissions, emission intensity expressed as quantities emitted per unit of GDP, per capita and per unit of gross consumption of energy should be presented in order to assess sustainability. The indicators are	In some rare cases emissions are known by direct measurements in stacks or by material balances. Generally sulphur oxide emissions are calculated with the help of emission factors that reflect the presence of sulphur compounds in different types of fuels and other products:
	Emission = (Emission factor) x (Activity level)
	Emission factors for stationary sources should be disaggregated by

Vedlegg 2. Eksempler på Methodology Sheets for indikatorer i FN's rammeverk

fuels, facilities or economic sectors. They should include power stations (gas, oil and coal), industrial processes (pollutants emitted in manufacturing products from raw materials), non-industrial fuel combustion, and other stationary sources (waste treatment and disposal, sewage treatment, agricultural activities and coal refuse burning). Emission factors for mobile sources should be disaggregated by fuels and types of vehicles. They should cover road traffic (passenger cars, light and heavy duty trucks, buses and coaches and motorcycles) and other mobile sources (navigation, railways, air traffic and agricultural equipment). National emission factors should be used whenever available. If they are not readily available, or if the aim is to achieve a greater degree of international comparability, regionally specific or fuel specific emission factors can be used. Data derived this way, however, are likely to differ from official estimates. Differences still exist in countries' emission factors, estimation methods and definitions. Estimations of previous years are typically subject to revision as estimation methods become better. These underlying differences should, therefore, be kept in mind when interpreting the data. Since the objective of the set of indicators is to describe the impact of human activity on environment, emissions from natural sources (such as forest fires and volcanic eruptions) should be excluded. In recent years, considerable effort has been made to standardize or harmonize the calculation of national emission inventories for sulphur oxides in order to improve the comparability of national estimates.	Work to standardize sampling and analytical methods for air pollution has been completed by the International Organization for Standardization, World Meteorological Organization (WMO), World Health Organization (WHO), the Economic Commission for Europe (UN ECE), Organisation for Economic Co-operation and Development (OECD), and the European Monitoring and Evaluation Programme (EMEP). The EMEP Task Force on Emission Inventories has developed a set of agreed technical guidelines for the calculation and reporting of national sulphur dioxide emissions. Under the terms of the Protocols to the UN ECE Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution, signatory nations are required to submit data on national emissions to EMEP under these guidelines. Purchasing power parities (PPPs) should be used instead of exchange rates when relating the emissions to GDP, as the objective of comparing levels of economic activity is to reflect underlying volumes and physical processes as closely as possible. In order to assess sustainability, it is important to study the trends in emissions over a longer time period (15 or 20 years). PPPs are defined as the ratio between the amount of national currency and the amount of a reference currency needed to buy the same bundle of consumption goods in the two countries. Typically, PPPs are different from exchange rates as the latter reflects not only the relative prices of consumption goods but a host of other factors, including international movements of capital, interest rate differentials and
--	---

Vedlegg 2. Eksempler på Methodology Sheets for indikatorer i FN's rammeverk

government interventions. As a consequence, exchange rates exhibit much greater variations over time than PPPs. 5. Assessment of the Availability of Data from International and National Sources Presently, the main challenge concerning data on sulphur oxide emissions is to increase the frequency at which the data is collected, processed and updated at the national level. Annual changes in emissions cannot be calculated unless annual data is available. In a number of countries the current practice still is to publish emission inventories at five year intervals. 7. Agencies Involved in the Development of the Indicator The lead agency for the development of this indicator is the Organisation	for Economic Co-operation and Development (OECD). The contact point is Head, State of the Environment Division, Environment Directorate, OECD; fax no. (33 1) 45 24 78 76. 7. Further Information US Environmental Protection Agency (EPA). National Air Quality Trends and Emissions Trends Report, 1993. EPA 454/R-94-026, 1994. OECD. Environmental Data Compendium 1995. OECD, Paris, 1995. OECD. Environmental Indicators: OECD Core Set. OECD, Paris, 1994. United Nations Environment Programme (UNEP). Environmental Data Report 1993-1994. Basil Blackwell: Oxford, 1993.
---	---

Related work is being carried out by EMEP, UNEP, UN ECE, The World Bank, UN Commission on Sustainable Development, Eurostat, and the European Environment Agency.

Vedlegg 3. St.meld. nr. 8 (1999-2000): Regjeringens miljøvernpolitikk og rikets miljøtilstand

Vedlegg 1: Beskrivelse av innholdet i resultatområdene

<http://odin.dep.no/repub/99-00/stmeld/8/vedl01.htm>

Resultatområde 1 Bærekraftig bruk og vern av biologisk mangfold

Resultatområdet omfatter bevaring av biologisk mangfold gjennom bærekraftig bruk, vern og restaurering. Hovedårsakene til tap av biologisk mangfold er knyttet til arealbruk (fysiske inngrep og arealbruksendringer), forurensning, spredning av fremmede organismer (herunder genteknologi) og overbeskatning. Resultatområdet omfatter derfor arbeidet med å motvirke negative miljøeffekter på det biologiske mangfoldet av disse påvirkningene, med unntak av forurensning som dekkes av resultatområde 4-8. Bevaring av verdifulle geologiske forekomster og ulike landskapskvaliteter inngår også i resultatområdet. Forvaltning av kulturlandskap må ses i sammenheng med resultatområde 3.

Resultatområde 2 Friluftsliv

Resultatområdet omfatter ivaretagelse av befolkningens muligheter for friluftsliv gjennom sikring av arealer og rettigheter til ferdsel og opphold, tilrettelegging for bruk av disse arealene og stimulering til miljøvennlig friluftsliv. Areal for friluftsliv, grunnlaget for høstingsaktiviteter som bærplukking, jakt, fiske og lignende og den kulturhistoriske dimensjonen ved friluftsliv, ivaretas også gjennom arbeidet på resultatområdene 1, 3 og 9. Andre miljøkvaliteter av betydning for friluftsliv ivaretas gjennom resultatområdene 1, 3, 4, 6 og 7.

Resultatområde 3 Kulturminner og kulturmiljøer

Resultatområdet omfatter bevaring av kulturminner, kulturmiljøer og landskapets kulturhistoriske innhold gjennom vern, bærekraftig bruk og vedlikehold. Arbeidet dekker kulturminner og kulturmiljøer som fredes etter kulturminneloven, samt sikring av kulturhistoriske verdier og kvaliteter i våre fysiske omgivelser, bla igjennom tilfredsstillende forvaltning og innarbeiding i det ordinære kommunale planapparatet og i forbindelse med arbeidet med by- og tettstedsutvikling. Resultatområdet inkluderer også fartøyvern. Virkninger av luftforurensning på kulturminner dekkes av resultatområde 7.

Resultatområde 4 Overgjødning og oljeforurensning

Resultatområdet omfatter arbeidet med å forebygge og redusere utslippene av næringssalter (nitrogen og fosfor), olje og partikler til vannforekomstene. Restaureringstiltak i vannforekomstene, samt beredskap mot akutt olje- og kjemikalieforurensning, dekkes også av dette resultatområdet.

Resultatområde 5 Helse- og miljøfarlige kjemikalier

Resultatområdet omfatter arbeidet med å forebygge og redusere bruk av og utslipp av miljøgifter og andre helse- og miljøfarlige kjemikalier til jord, luft og vann. I tillegg omfatter resultatområdet forurensning forårsaket av tidligere tiders virksomhet, feilaktig avfallsdisponering og nedlagte gruver.

Ozonnedbrytende kjemikalier, drivhusgasser og kjemikalier som medfører grenseoverskridende og lokale luftforurensninger, dekkes av resultatområde 7.

Resultatområde 6 Avfall og gjenvinning

Resultatområdet omfatter arbeidet med å redusere avfallsmengdene, øke gjenvinningen og sørge for en forsvarlig sluttbehandling av avfallet med sikte på å redusere miljøproblemene forårsaket av avfall (inkl. spesialavfall). I tillegg omfatter resultatområdet arbeidet med å redusere forsøpling. Resultatområdet omfatter ikke kjernefysisk avfall, eller avfall av sprengstoff, eksplosiver mv.

Resultatområde 7 Klimaendringer, luftforurensning og støy

Resultatområdet omfatter følgende underområder:

- Klima
- Nedbrytning av ozonlaget
- Langtransporterte luftforurensninger
- Lokal luftkvalitet
- Støy.

Underområdet *klima* omfatter arbeidet med å redusere utslipp og øke opptak av alle klimagasser, herunder bla karbondioksid (CO₂), metan (CH₄) og lystgass (N₂O).

Underområdet *nedbrytning av ozonlaget* omfatter arbeidet med å forebygge og redusere utslippene av alle ozonreduserende stoffer, herunder bla klorfluorkarboner (KFK), hydroklorfluorkarboner (HKFK), metylbromid og halon.

Underområdet *langtransporterte luftforurensninger* omfatter arbeidet med å forebygge og redusere utslippene av svovel, nitrogenoksider, ammoniakk og flyktige organiske forbindelser. I tillegg omfatter det arbeidet med å forbedre miljøtilstanden, som f.eks. kalking. Tilførsel av nitrogen og ammoniakk til vannforekomster kan også medføre overgjødsling, jf. resultatområde 4.

Underområdet *lokal luftkvalitet* omfatter arbeidet med å forebygge og redusere helseskadelige utslipp av de stoffene som gir redusert luftkvalitet lokalt. Stoffene omfatter bl.a. svovelstøv, nitrogenoksider, svoveldioksid, benzen, karbonmonoksid og bakkenær ozon.

Underområdet *støy* omfatter arbeidet med å forebygge og redusere de støyproblemer som gir negative helse- og trivselseffekter. Dette inkluderer også lyd som går via bygninger og lignende (strukturlyd) og vibrasjoner. Sentralt står også arbeidet med å fremme stillhet som miljøkvalitet.

Resultatområde 8 Internasjonalt miljøvernssamarbeid og miljøvern i polarområdene

Resultatområdet omfatter følgende underområder:

- Internasjonalt miljøvernssamarbeid
- Miljøvern i polarområdene
- Radioaktiv forurensning.

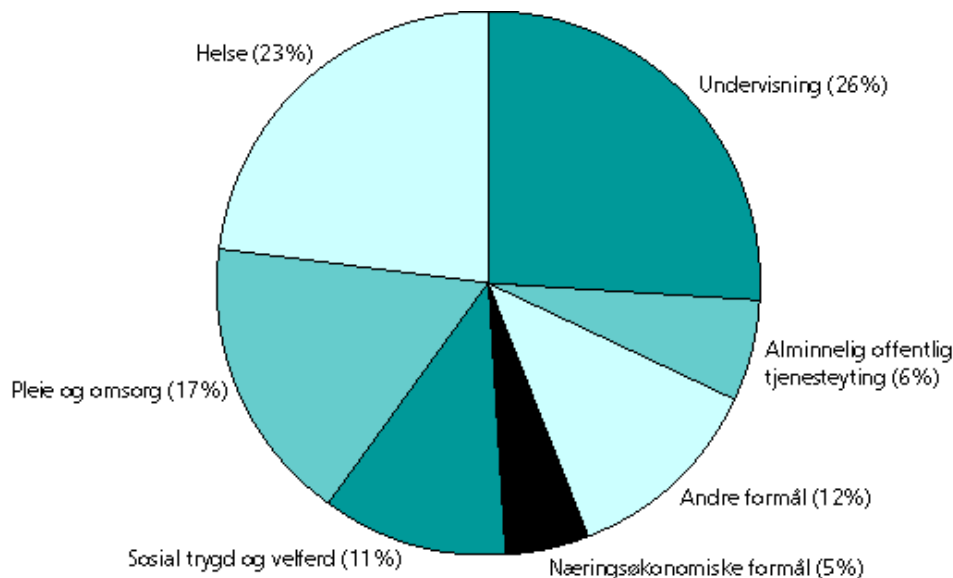
Underområdet *internasjonalt miljøvernssamarbeid* omfatter bilateralt miljøvernssamarbeid med land i Øst-Europa, i hovedsak Russland, samt prosjektsamarbeid med de tre baltiske landene. Det generelle samarbeidet med land i Sentral- og Øst-Europa samordnes innenfor rammen av Miljø for Europa-prosessen. Samarbeidet i nærområdet foregår innenfor rammen av bl.a. Nordisk Ministerråd, Barentsrådet og Arktisk råd. Resultatområdet omfatter også bilaterale miljøvernavtaler med u-land og integrering av miljøhensyn i norsk bistand. Resultatområdet omfatter videre ivaretagelse av norske interesser innenfor det generelle internasjonale miljøvernssamarbeidet, og arbeidet med miljø- og utviklingsproblemer innenfor organisasjoner knyttet til FN-systemet, og innenfor Verdens handelsorganisasjon (WTO), OECD, EFTA/EØS og Nordisk Ministerråd. Internasjonalt arbeid rettet mot de enkelte miljøutfordringene, dekkes under de øvrige resultatområdene.

Underområdet *miljøvern i polarområdene* omfatter arbeidet med alle miljøutfordringene på Svalbard, Jan Mayen og i Barentshavet, samt de norske biland i Antarktis og Antarktissamarbeidet.

Underområdet *radioaktiv forurensning* omfatter arbeidet med å forebygge og redusere utslipp og risiko for framtidige ulykker som kan medføre radioaktiv forurensning som kan påvirke naturmiljøet. Strålevern og helsevirkninger av radioaktiv forurensning ligger under Sosial- og helsedepartementets ansvarsområde.

Vedlegg 4. Figur og tabeller til regneeksempelet

Nummereringen av figurer og tabeller fortsetter fra hovedrapporten.



Figur 20. Kommuneforvaltningen. Utgifter fordelt på hovedformål i prosent av totale utgifter. 1998 (<http://www.ssb.no/aarbok/fig/f-061.html>)

Tabell 6. Sysselsatte, etter næring (AKU), 3. kvartal 1999. 1 000

		Års- gjennomsnitt		1998			1999		
	SN94	1997	1998	2. kv.	3. kv.	4. kv.	1. kv.	2. kv.	3. kv.
I alt	00-99	2 195	2 248	2 258	2 268	2 248	2 240	2 267	2 270
Jordbruk og skogbruk	01-02	83	84	86	89	81	81	86	86
Fiske	05	18	20	20	22	18	18	18	19
Olje- og gassutvinning	11	24	28	29	28	27	26	27	27
Bergverksdrift	10,12-14	4	4	4	5	4	5	6	5
Industri	15-37	324	321	323	324	314	302	306	299
Mat, nytelsesmidler	15-16	57	56	55	57	55	53	55	57
Tekstil, klær, sko	17-19	11	11	11	11	10	8	9	7
Trevarer	20	20	18	17	17	17	15	14	13
Treforedling	21	11	12	12	12	11	11	10	10
Forlag, grafisk	22	35	36	38	36	36	36	37	35
Oljeraffinering, kjemisk gummi og plast	23-25	28	28	28	28	27	26	26	26
Mineralprodukter	26	10	12	12	13	11	12	12	12

Vedlegg 4. Figur og tabeller til regneeksempelet

Metaller og metallvarer	27-28	38	38	39	38	37	36	37	35
Maskiner o.l.	29	23	26	26	27	25	25	25	23
Elektro, optikk	30-33	30	28	27	28	27	26	26	26
Transportmidler	34-35	45	43	42	42	42	39	40	41
Møbler, annen industri	36-37	16	15	16	14	14	14	13	13
Kraft- og vannforsyning	40-41	21	18	19	17	18	18	18	18
Bygge- og anleggsvirksomhet	45	130	141	135	144	148	144	145	149
Varehandel, hotell- og restaurantvirksomhet	50-55	400	411	421	410	406	409	412	414
Motorkjøretøytjenester	50	55	56	55	58	58	58	56	57
Engroshandel	51	108	112	116	110	111	115	118	119
Detaljhandel	52	173	173	180	169	168	167	164	161
Hotell, restaurant	55	65	70	70	73	69	69	73	77
Transport og kommunikasjon	60-64	167	175	173	179	171	166	174	172
Landtransport mv.	60	59	63	62	63	62	60	62	61
Sjøtransport	61	24	27	28	29	24	25	24	25
Lufttransport	62	11	12	12	12	12	13	12	12
Tjenester tilknyttet transport	63	28	27	27	26	27	27	28	30
Post og tele	64	45	46	43	48	46	42	47	44
Finansiell tjenesteyting, forsikring, forretningsmessig tjenesteyting, eiendomsdrift	65-74	223	241	239	244	246	252	250	253
Finanstjenester	65-67	53	52	49	55	54	53	55	52
Eiendomsdrift	70	11	16	16	16	17	17	16	18
Forretningstjenester	71-74	160	173	174	172	175	183	180	183
Andre tjenester	75-99	797	802	808	802	810	816	825	825
Offentlig administrasjon og forsvar, sosialforsikring	75	151	155	158	157	153	149	152	156
Undervisning	80	169	171	172	167	176	179	181	176
Helse- og sosialtjenester	85	384	383	383	383	388	391	396	400
Interesseorganisasjoner	91	20	21	21	21	18	21	23	23
Kultur og sport	92	36	39	39	40	40	40	41	38
Lønnet husarbeid	95	6	6	6	5	5	6	6	4
Annen tjenesteyting	90,93,99	30	29	29	28	29	29	25	28
Uoppgitt næring	00	3	3	2	3	3	3	1	3

1999 © Statistisk sentralbyrå

Vedlegg 4. Figur og tabeller til regneeksemplet

Tabell 7. Omsetning, etter næringsområder og varetype 1 . Mill. kr. Ujusterte tall

	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998
Olje- og gassutvinning, industri, bergverksdrift og kraftforsyning	471 482	480 578	489 153	536 425	574 679	639 319	685 403	671 107
Olje- og gassutvinning	127 793	120 102	121 042	135 654	140 564	171 303	187 579	154 811
Industri og bergverksdrift	301 262	312 468	317 651	340 577	373 450	392 176	428 055	455 474
<i>Bergverksdrift</i>	<i>4 581</i>	<i>4 553</i>	<i>4 466</i>	<i>4 830</i>	<i>4 982</i>	<i>5 119</i>	<i>5 501</i>	<i>5 632</i>
<i>Industri</i>	<i>296 680</i>	<i>307 915</i>	<i>313 188</i>	<i>335 748</i>	<i>368 466</i>	<i>387 057</i>	<i>422 554</i>	<i>449 842</i>
Nærings- og nytelsesmiddelindustri	76 839	82 049	82 239	86 756	92 411	97 007	102 340	109 870
Næringsmiddelindustri	65 898	70 310	70 475	74 380	77 851	82 553	87 512	94 636
Tekstil- og bekledningsindustri	5 178	5 529	5 330	5 670	5 630	5 981	6 274	6 454
Trelast- og trevareindustri, unntatt møbelindustri	12 902	11 979	11 202	15 542	14 817	14 729	15 980	15 918
Treforedling	16 161	14 066	13 101	15 645	19 480	19 398	19 373	20 518
Forlag og grafisk industri	22 962	23 359	24 315	25 491	27 139	28 784	31 833	34 417
Oljeraffinering	12 552	15 153	16 184	15 909	14 283	18 553	18 181	14 337
Kjemisk industri	22 766	23 282	23 956	27 260	28 190	28 875	28 046	30 623
Kjemiske råvarer	15 841	16 014	16 981	19 396	19 647	20 083	18 506	20 752
Gummivare- og plastindustri	5 854	5 448	5 657	6 088	6 926	7 432	8 084	8 236
Mineralproduktindustri	10 363	11 127	11 250	10 192	10 144	11 636	13 022	13 848
Metallindustri	25 500	24 416	24 550	28 439	33 924	31 925	35 593	36 274
Ikke-jernholdige metaller	17 853	16 451	17 107	19 456	23 001	20 842	23 625	23 198
Metallvareindustri	11 292	11 891	12 242	13 425	14 920	16 752	18 136	19 177
Maskinindustri	19 332	19 179	19 730	21 449	24 470	28 904	31 019	36 020
Elektroteknisk og optisk industri	16 274	17 312	20 137	21 652	23 474	24 560	28 416	32 220
Oljeplattformer	13 102	15 254	18 371	16 987	21 630	19 637	26 964	28 214
Transportmiddelindustri	17 769	20 034	16 492	17 671	20 821	21 376	26 087	29 605
Møbelindustri og annen industri	7 832	7 840	8 428	9 568	10 207	11 509	13 211	14 115
Kraftforsyning	42 426	48 008	50 457	60 194	60 665	75 842	69 770	60 821
Etter varetype								
Innsatsvarer	128 595	126 167	128 521	141 871	157 350	160 803	171 576	181 659
Investeringsvarer	60 464	65 594	67 902	70 792	82 327	86 539	102 170	112 996
Konsumvarer i alt	99 631	105 539	105 028	111 987	119 473	126 267	136 105	146 462
Varige konsumvarer	8 134	7 939	8 427	9 512	10 539	11 599	12 978	13 557
Ikke-varige konsumvarer	91 497	97 599	96 600	102 474	108 934	114 669	123 126	132 904
Energivarer	182 792	183 280	187 701	211 776	215 531	265 715	275 551	229 990

¹ Tallene revideres inntil 10 måneder etter første publisering. Omsetning etter næring og varetype er basert på bedriftenes næring.

Kilde: Ukens statistikk. <http://www.ssb.no/aarbok/tab/t-300.html> (3. des. 1999).

Rapporter utgitt av
Program for industriell økologi
Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet

1/1999	Ingvild V. Malvik, Elin Mathiassen, Terje Semb	<i>Bærekraftig mobilitet – en visjon for framtiden?</i>
2/1999	Jørund Buen, Karl C. Nes, Vidar Furholt, Karine Ulleberg	<i>Den bærekraftige bilen – finnes den? El-bilen PIVCO CityBee i et industriøkologisk perspektiv</i>
3/1999	Hilde Nøsen Opoku	<i>A Grand Objective lost in the Waste Bin? Local Agenda 21 and solid waste reduction in the Norwegian municipality of Trondheim.</i>
4/1999	Martina M. Keitsch, John Hermansen, Audun Øfsti	<i>Sustainable Urban Watermanagement based on the Concept of Industrial Ecology</i>
5/1999	Helge Brattebø, Stig Larssæther, Kjetil Røine	<i>En sammenstilling av kunnskapsstatus (state-of-the-art) innen feltet industriell økologi</i>
1/2000	Helge Brattebø, Ole Jørgen Hanssen (ed.)	<i>"Productivity 2005" – Research Plan P-2005 Industrial Ecology</i>
2/2000	Jørund Buen	<i>Industriell økologi – Nytter det bare i Nord? Om industriøkologisk kapasitet</i>
3/2000	Kjetil Røine	<i>Does Industrial Ecology provide any new Perspectives?</i>