

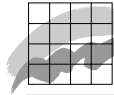


Miljø- og Energiministeriet  
Danmarks Miljøundersøgelser

# Nationale og internationale miljøindikator- systemer

Metodeovervejelser

*Faglig rapport fra DMU, nr. 347*



Miljø- og Energiministeriet  
Danmarks Miljøundersøgelser

---

# Nationale og internationale miljøindikator- systemer

Metodeovervejelser

*Faglig rapport fra DMU, nr. 347  
2001*

*Niels Christensen  
Flemming Møller  
Afdeling for Systemanalyse*

# Datablad

Titel:	Nationale og internationale miljøindikatorsystemer	
Undertitel:	Metodeovervejelser	
Forfattere:	Niels Christensen og Flemming Møller	
Afdeling:	Afdeling for Systemanalyse	
Serietitel og nummer:	Faglig rapport fra DMU nr. 347	
Udgiver:	Miljø- og Energiministeriet Danmarks Miljøundersøgelser©	
URL:	<a href="http://www.dmu.dk">http://www.dmu.dk</a>	
Udgivelsestidspunkt:	Februar 2001	
Faglig kommentering:	Hanne Bach	
Layout:	Ann-Katrine Holme Christoffersen	
Korrektur:	Hanne Bach og Ann-Katrine Holme Christoffersen	
Tegninger/fotos:	Britta Munter	
Bedes citeret:	Christensen, Niels & Møller, Flemming (2001): Nationale og internationale miljøindikatorsystemer. Metodeovervejelser. Danmarks Miljøundersøgelser. 163 s. – Faglig rapport fra DMU nr. 347.	
	Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse.	
Sammenfatning:	Rapporten gør status over det metodiske grundlag for det nationale og internationale arbejde med miljøindikatorsystemer. Forskellige klassifikations- og informationssystemer gennemgås, og mulighederne for at opstille og udvikle forskellige typer af aggregerede miljøindeks analyseres, herunder også aggregerede bæredygtighedsindikatorer. Som et særligt udviklingsaspekt fokuseres der på DPSIR modellen og mulighederne for at gøre dette begreb mere "dynamisk" ved i højere grad at lægge vægt på det tidsmæssige aspekt i relationerne mellem indikatorer for driving force, pressure, state, impact og response.	
Frie emneord:	Miljøindikatorer, miljøindikatorsystemer, deskriptive og normative indikatorer, bæredygtighedsindikatorer, miljøinformationssystemer, aggregerede miljøindeks, DPSIR modellen.	
Redaktionen afsluttet:	Januar 2001	
Finansiell støtte:	Det Strategiske Miljøforskningsprogram 1997 – 2000.	
ISBN:	87-7772-597-2	
ISSN (trykt):	0905-815x	
ISSN (elektronisk):	1600-0048	
Papirkvalitet og tryk:	Cyclus Office, 100 % genbrugspapir. Grønager's Grafisk Produktion A/S. Denne tryksag er mærket med det nordiske miljømærke Svanen.	
Sideantal:	163	
Oplag:	175	
Pris:	kr. 150,- (inkl. 25% moms, ekskl. forsendelse)	
Internet-version:	Rapporten findes også som PDF-fil på DMU's hjemmeside	
Købes i boghandelen eller hos:	Danmarks Miljøundersøgelser Postboks 358 Frederiksborgvej 399 DK-4000 Roskilde Tlf.: 46 30 12 00 Fax: 46 30 11 14	Miljøbutikken Information og Bøger Læderstræde 1 DK-1201 København K Tlf.: 33 95 40 00 Fax: 33 92 76 90 e-mail: butik@mem.dk <a href="http://www.mem.dk/butik">www.mem.dk/butik</a>



# Indhold

**Forord 7**

**Sammendrag 8**

**Summary 10**

**1 Indledning 13**

**2 En introduktion til indikatorbegrebet 15**

- 2.1 Definition og begrebsafklaring 15
- 2.2 Formålet med udviklingen af miljøindikatorer 16
- 2.3 Indikatorer og beslægtede begreber 17
  - 2.3.1 Data, statistik, indeks og proxy indikator 17
  - 2.3.2 Miljøprofil 18
  - 2.3.3 Kvalitative indikatorer 19
- 2.4 Normative indikatorer 19
- 2.5 Generelle kriterier for udvælgelse og brug af indikatorer 21
- 2.6 Sammenfatning 22

**3 Det internationale arbejde med indikatorer 25**

- 3.1 OECD 25
- 3.2 EU 29
  - 3.2.1 EU Kommissionen 29
  - 3.2.2 Eurostat 30
  - 3.2.3 Det Europæiske Miljøagentur (EEA) 31
- 3.3 Commission on Sustainable Development (UN-CSD) 33
- 3.4 Scientific Committee on Problems of the Environment (SCOPE) 34
- 3.5 Andre internationale indikator aktiviteter 35

**4 Overordnede begrebsmodeller og strategier 37**

- 4.1 Nogle historiske udviklingstræk 37
- 4.2 Indikatorsystemers funktion 39
- 4.3 De tre informationspyramider 43
- 4.4 Integrerede modeller og begrebsrammer 46
  - 4.4.1 Begrebsmodeller og systemudvikling - top down eller bottom up 46
  - 4.4.2 Udvalgte indikatorsystemer 47
  - 4.4.3 Organisering efter medie- eller sektorkoncept 48
  - 4.4.4 Organisering efter miljøtemaer 50
  - 4.4.5 Miljøøkonomiske regnskabssystemer 51
  - 4.4.6 Klassifikationssystemer for miljødata 53
  - 4.4.7 PSR-systemet 56
  - 4.4.8 DSR systemet 57
- 4.5 Integrerede analyser - DPSIR systemet 58
  - 4.5.1 Kravene til informations- og indikatorsystemet 58
  - 4.5.2 Driving forces og impacts - fra PSR til DPSIR. 61
  - 4.5.3 DPSIR som indikatorsystem 67

## **5 Videnskabeligt funderede og præferencebaserede miljøindeks 70**

- 5.1 Videnskabeligt funderede miljøindeks 70
  - 5.1.1 Drivhuseffekten 71
  - 5.1.2 Forsuring 73
  - 5.1.3 Stratosfærisk ozonnedbrydning 74
  - 5.1.4 Fotokemiske oxidanter 76
- 5.2 Præferencebaserede miljøindeks 77
  - 5.2.1 Værdisætning og normative miljøindikatorer 77
  - 5.2.2 Værdisætning af miljøgoder - nyttepositionen og rettighedspositionen 78
  - 5.2.3 Multiple Criteria Decision Making - MCDM 81
  - 5.2.4 Velfærdsøkonomi og CBA 85
  - 5.2.5 Argumenter for og imod opstillingen af aggregerede præferencebaserede miljøindeks 87

## **6 Praktiske eksempler på præferencebaserede miljøindeks 90**

- 6.1 Det hollandske system 90
- 6.2 UMIP-metoden og livscyklusanalyser 95
  - 6.2.1 Miljøeffektindekset 96
  - 6.2.2 Ressourceforbrugsindekset 97
  - 6.2.3 Arbejdsmiljøindekset 98
  - 6.2.4 Sammenfatning 100
  - 6.2.5 Det finske Index of Environmental Friendliness 100
- 6.3 Omkostninger ved at opfylde miljømålsætning - miljøgælden 104
- 6.4 Et svensk miljøbelastningsindeks - EPS enviro-accounting method 106
- 6.5 Afsluttende bemærkninger 110

## **7 Grønne nationalregnskaber og det miljøkorrigerede NNP 113**

- 7.1 Nettonationalproduktet og miljøets funktioner i forhold til levevilkårene 113
- 7.2 Formålene med den miljømæssige korrektion af NNP 114
  - 7.2.1 Den sande indkomst 114
  - 7.2.2 Velfærdsindikator 115
  - 7.2.3 Vurdering af bæredygtighed 117
- 7.3 Prissætning af miljøgoder 117
  - 7.3.1 Råstoffer 118
  - 7.3.2 Kommercielt udnyttede fornybare ressourcer 119
  - 7.3.3 Ikke-markedsomsatte miljøforbrugsgoder 120
  - 7.3.4 Substitution - Cost of Illness metoden 121
  - 7.3.5 Svag komplementaritet - Travel Cost metoden 122
  - 7.3.6 Den hedoniske prisfunktion 124
  - 7.3.7 Contingent Valuation 125

## **8 Aggregerede bæredygtighedsindikatorer 128**

- 8.1 Bæredygtighedsopfattelser 128
- 8.2 Ægte Opsparing 130
  - 8.2.1 Prissætningen 131
  - 8.2.2 Formueniveauet 132
  - 8.2.3 Det nationale og det internationale niveau 133
- 8.3 Daly/Cobb Indekset 134
- 8.4 Distance to Target indeks 136
- 8.5 Det økologiske råderum 138
  - 8.5.1 Økologisk råderum for ressourceforbrug 138

- 8.5.2 Økologisk råderum for belastning af miljøet 140
- 8.5.3 Den lige fordeling af det samlede økologiske råderum 140
- 8.5.4 Styrker og svagheder i råderumstankegangen 141
- 8.6 Økologiske Fodspor 144
  - 8.6.1 Den deskriptive dimension 145
  - 8.6.2 Den normative dimension 148
- 8.7 Sammenfatning 149

## **Litteraturliste 151**

*[Tom side]*

## Forord

Denne rapport er finansieret gennem en del af den støtte AMOR centret har modtaget fra Det Strategiske Miljøforskningsprogram 1997 - 2000 - delprogrammet "Samfundsvidenskabelig natur-, miljø- og energiforskning". En del af centrets arbejde falder inden for delprojektet "Integrerede miljøindikatorssystemer og nationalregnskaber", og rapporten er et af resultaterne af forskningsindsatsen under dette delprojekt.

Rapporten gør status over det metodiske grundlag for det hidtidige nationale og internationale arbejde med miljøindikatorssystemer. Den henvender sig derfor til alle, der arbejder med udviklingen af sådanne systemer.



# Sammendrag

Denne rapports mål er først og fremmest at skabe overblik over indikatorbegrebet, og analysere forskellige eksisterende begrebsmodeller og klassifikationssystemer for miljøindikatorer, samt vurdere disse systemers egnethed og operationalitet i forhold til bestemte formål.

Indikatorer er en vidt udbredt og populær term, som efterhånden benyttes inden for mange forskellige samfundsområder og inden for mange politiske felter, hvor der er brug for komprimeret og forståelig information. Bedst kendt er anvendelsen af indikatorer for den økonomiske aktivitet i samfundet - f.eks. bruttonationalproduktet. Som eksempler på andre temaer, hvor der i dag anvendes indikatorer, kan nævnes områder såsom social velfærd, human sundhed, miljøområdet og som det sidst udviklede område bæredygtig udvikling, der kan betragtes som et tema, der stort set omfatter alle de øvrige.

I rapportens *kapitel 2* introduceres og defineres Indikatorbegrebet. Indikatorer er variable, hvis informationsmæssige funktion er at præsentere en kompleks virkelighed i kondenseret form. I denne rapport opfattes miljøindikatorer som koblede elementer i en politisk beslutnings-, kontrol-, overvågningsproces, hvor indikatorer indgår som strategiske fikspunkter i en årsags-/virkningskæde eller i et beslutningskredsløb. Alle miljøindikatorer kan derfor opfattes som normative, i modsætning til "miljøstatistik", der alene repræsenterer ufortolkede data uden indbygget budskab. Indikatorer er udviklet til at opfylde særlige formål med egne kriterier og kvalitetskrav.

Det internationale arbejde med miljøindikatorer beskrives kort i *Kapitel 3*. Der er især mange aktiviteter i gang for at udvikle indikatorer på områder, hvor der er behov for internationalt samarbejde. Den internationale scene, hvor samarbejdet og koordinationen af indikatoraktiviteterne foregår, er præget af internationale organisationer og institutioner såsom FN, OECD, det Europæiske Miljøagentur (EEA) og EU-kommissionen - især Eurostat.

I *Kapitel 4* gennemgås og analyseres en række forskellige begrebsmodeller for miljøindikatorer, samt forskellige informations- og klassifikationssystemer. Formålet er primært at vurdere disse systemers egnethed og operationalitet i forhold til bestemte formål. Der lægges særlig vægt på DPSIR-begrebets anvendelse i det miljøpolitiske kredsløb. DPSIR modellen belyser således samspillet mellem natur- og miljøtilstanden (State), de menneskeskabte påvirkninger (Pressure) og de bagvedliggende direkte og indirekte drivkræfter (Driving forces). Miljø- og samfundsforholdene sammenkobles desuden gennem de miljømæssige målsætninger og tiltag (Response), som fra samfundets side opstilles og iværksættes for at imødegå uønskede konsekvenser (Impacts) for levevilkårene bl.a. som følge af ændringer i natur- og miljøtilstanden.

Modellen benyttes i stigende omfang som strategisk og analytisk værktøj ved løsningen af en række tværgående opgaver, og har fx været benyttet som strukturerende ramme for Danmarks rapporter

om miljøets tilstand. Også Danmarks Statistik og Det Europæiske Miljøagentur har i forskellige sammenhænge taget udgangspunkt i DPSIR-modellen. Som et væsentligt udviklingsaspekt fokuseres der i kapitel 4 på at gøre DPSIR-begrebet mere "dynamisk" ved i højere grad at lægge vægt på det tidsmæssige aspekt i relationerne mellem indikatorer for driving force, pressure, state, impact og response.

Herudover behandles en række metodeproblemer i rapporten - bl.a. håndtering af kausalitetsbegrebet, af intertemporale problemer samt af relationerne mellem deskriptive og normative indikatorer.

I *kapitel 5, 6 og 7* behandles mulighederne for at opstille aggregerede miljøindeks, hvor mange miljøindikatorer sammenvejes i et samlet udtryk for miljøtilstanden eller for de miljørelaterede levevilkår. er kan skelnes mellem naturvidenskabeligt funderede og præferencebaserede miljøindeks. Naturvidenskabeligt funderede indeks angiver en række stoffers samlede bidrag til bestemte former for miljøeffekter - klimaeffekt, forsuringseffekt etc. Da de forskellige stoffers bidrag pr. udledt mængdeenhed ikke er det samme, omregnes deres belastning til såkaldte belastningsækvivalenter. Disse kan efterfølgende adderes til et samlet belastningsindeks for hhv. klimapåvirkning, forsuring osv. Omregningen til belastningsækvivalenter sker udelukkende på grundlag af viden om de enkelte stoffers egenskaber.

Præferencebaserede miljøindeks repræsenterer derimod forsøg på at sammenveje miljøindikatorer på tværs af miljøeffekterne - fx sammenvejning af klimaeffekt, forsuringseffekt osv. Sammenvejningen gennemføres med henblik på at vurdere, om de registrerede udvikling i miljøforholdene samlet set kan siges at bevæge sig i den rigtige retning. Som grundlag for sammenvejningen benyttes derfor normalt metoder, som er udviklet i forbindelse med multikriteriebeslutningstagen (MCDM) og velfærdsøkonomisk analyse kendt fra cost-benefit analyser (CBA). De forskellige sammenvejningsmetoder introduceres kort i kapitel 5, og i kapitel 6 illustreres det med centrale eksempler fra miljøindikatorlitteraturen, hvorledes forskellige MCDM-metoder kan anvendes i forbindelse med opstillingen af egentlige sammenvejede miljøindeks. I kapitel 7 beskrives, hvorledes de i CBA benyttede prissætningsmetoder tænkes anvendt i forbindelse med opstillingen af et grønt nationalregnskab I fremstillingen af sammenvejningsmetoderne lægges især vægt på at vurdere de forskellige metoders styrker og svagheder.

I *Kapitel 8* afsluttes behandlingen af miljøindeksene med en omtale af forskellige aggregerede bæredygtighedsindikatorer. Fremstillingen omfatter økonomiske indikatorer såsom miljøkorrigeret NNP og ægte opsparing, velfærdsrelaterede indikatorer såsom Daly/Cobb indekset, "Distance to Target" indeks samt økologisk funderede indikatorer såsom det økologisk råderum og det økologiske fodspor. Der argumenteres for, at ingen af de beskrevne aggregerede bæredygtighedsindikatorer udgør et tilstrækkeligt grundlag for at kunne vurdere, om udviklingen er bæredygtig.

# Summary

The purpose of this report is first of all to review the indicator concept and to analyse different existing models of concept and classification systems for environmental indicators and to estimate the eligibility and the operationality of these systems in relation to certain purposes.

Indicators are a widespread and popular term, which by now is used within many different areas in society and within many political fields where compressed and comprehensible information is needed. The best known area is the use of indicators for economic activity, for instance the gross domestic product. Examples of other themes where indicators are used today are areas such as social welfare, human health, the environmental sphere; and sustainable development which is the latest developed area and which can be considered a theme that largely includes all of the above mentioned themes.

The indicator concept is introduced and defined in chapter one. Indicators are variables whose primary function is to communicate information and to present the complex reality in a condensed form. In this report the environmental indicators are perceived as linked elements in a political decision-, control- and monitoring process in which indicators are included as strategic points in a cause-/effect chain or in a decision process. All environmental indicators can therefore be perceived as normative contrary to "environmental statistics" that alone represents uninterpreted data without a built-in message. Indicators are developed to fulfil specific aims with own criteria and quality requirements.

The international work with environmental indicators is shortly described in chapter two. There are especially many activities going on to develop and use indicators in areas of international co-operation. The international scene of action where the co-operation and the coordination of the indicator activities take place is characterised by international organisations and institutions like UN, OECD, the European Environment Agency (EEA) and the European Commission - especially Eurostat.

Chapter three examines and analyses a number of different conceptual models for environmental indicators as well as different information and classification systems. The primary purpose is to estimate the eligibility and the operationality of these systems in relation to certain purposes. Special importance is attached to the use of the DPSIR-concept in the environmental policy cycle. Thus the DPSIR model elucidates the interplay between the state of the environment (State), the man-made pressures (Pressure) and the underlying direct and indirect driving forces (Driving Forces). Furthermore the environmental and social conditions are connected through the environmental goals and initiatives (Response) that is implemented by society to meet unwanted consequences (Impacts) for the living conditions as a result of among other things the changes in the state of the environment.

The model is to an increasing extent used as a strategic and analytical tool for the solution of a number of cross disciplinary tasks and it has been used as a structuring framework for Danish reports on the state of the environment. Also Statistics Denmark and the EEA have in different connections used the DPSIR model. As an important development aspect chapter three focus on making the DPSIR concept more dynamic by emphasising the time aspect in the relations between indicators for driving force, pressure, state, impact and response.

In addition to this a number of method problems is dealt with in the report – among other things the handling of the causality concept, of the intertemporal problems and the relations between descriptive and normative indicators.

Chapters four, five and six deal with the possibilities of compiling aggregated environmental indexes in which several environmental indicators are weighed as an aggregate indication of the state of the environment or the living conditions. A distinction is made between scientifically founded and preference based environmental indexes. Scientifically founded indexes show the aggregate contribution of a number of substances to certain forms of environmental effects i.e. climatic effect, acidification effect etc. As the contribution per unit of quantity of the different substances is not the same, the stress of these substances is converted into so-called pressure equivalents. Subsequently these can be added to an aggregated pressure index for climatic influence, acidification etc. respectively. The conversion to pressure equivalents is solely based on knowledge about the property of the substances.

Preference based environmental indexes represents attempts to weigh environmental indicators across different environmental effects e.g. the weighing of climatic effect, acidification effect etc. The weighing is carried out with the purpose of estimating the registered changes in the environmental conditions in total. Therefore methods developed in connection with multiple criteria decision-making (MCDM) and welfare economic analysis known from cost-benefit analyses (CBA) are normally used as the basis of the weighing procedure. The different methods of weighing are shortly introduced in chapter four. And in chapter five central examples from the literature on environmental indicators illustrate how different MCDM methods can be used in connection with the compilation of actual aggregated environmental indexes. Chapter six describes how the pricing methods used in CBA are likely to be used in connection with green national accounting. In the presentation of the weighing methods particular importance is attached to estimate the strengths and weaknesses of the different methods.

Finally, chapter seven concludes the discussion of the environmental indexes by describing different aggregated sustainability indicators. The presentation includes economic indicators such as environmentally corrected NDP and genuine savings, welfare related indicators like the Daly/Cobb index, the “Distance to Target” index and ecologically founded indicators like the environmental space and the ecological footprint. It is argued that none of the described aggre-

gated sustainability indicators make up an adequate basis for the estimation of whether the development is sustainable.

# 1 Indledning

Brugen af miljøindikatorer strækker sig i dag fra de nationale politikere, hvis beslutninger har vidtrækkende konsekvenser for de globale produktions- og forbrugsmønstre og den langsigtede udvikling på miljøområdet, til det enkelte individ, som har brug for information til at leve et "bæredygtigt liv".

Internationalt er der mange aktiviteter i gang for at udvikle indikatorer på områder, hvor der især er fokus på og behov for internationalt samarbejde. Det kan være udvikling af indikatorer til registrering af de globale miljøproblemer, standardisering af indikatorer til brug for komparative analyser mellem lande og regioner, udvikling af indikatorer og fælles koncepter for afrapportering af miljøtilstanden eller udvikling af aggregerede miljøindeks - herunder aggregerede bæredygtighedsindikatorer.

Indikatorer er en vidt udbredt og populær term, som efterhånden benyttes inden for mange forskellige samfundsområder og inden for mange politiske felter, hvor der er brug for komprimeret og forståelig information. Bedst kendt er anvendelsen af indikatorer i den økonomiske politik - f.eks. i form af aggregerede mål for den økonomiske aktivitet såsom BNP og arbejdsløshedsprocenten. Indikatorer anvendes i dag også på en række områder såsom social velfærd, human sundhed og miljøområdet samt i de seneste år også udviklingens bæredygtighed, der kan betragtes som et overordnet tema for alle de øvrigt nævnte. Indikatorbegrebet introduceres i *Kapitel 2*.

Den internationale scene, hvor samarbejdet og koordinationen af indikatoraktiviteterne foregår, er præget af internationale organisationer og institutioner såsom FN, OECD, det Europæiske Miljøagentur (EEA) og EU-kommissionen - især Eurostat. Det internationale arbejde med miljøindikatorer beskrives kort i *Kapitel 3*.

Denne rapport's mål er først og fremmest at skabe overblik over og analysere forskellige eksisterende begrebsmodeller og klassifikations-systemer for miljøindikatorer samt vurdere deres egnethed og operationalitet i forhold til bestemte formål - *Kapitel 4*. En særlig vægt lægges på DPSIR-begrebet anvendt i det, man kan kalde det kausale miljøpolitiske kredsløb - dvs. sammenhængene mellem udviklingen i de vigtigste samfundssektorer og udviklingen i miljøbelastning og -tilstand samt miljøindsatsens "feed-back effekter" på belastningen og tilstandsudviklingen. Et væsentligt udviklingsaspekt er her forsøget på at gøre DPSIR-begrebet mere "dynamisk" gennem i højere grad at fokusere på det tidsmæssige aspekt i relationerne mellem indikatorer for driving force, pressure, state, impact og response.

Herudover behandles en række metodeproblemer i rapporten - bl.a. håndtering af kausalitetsbegrebet, af risiko- og usikkerhedsbegrebet, af intertemporale problemer samt af relationerne mellem deskriptive og normative indikatorer. Hertil kommer en behandling af mulighederne for at opstille aggregerede indikatorer, hvor mange miljøindi-

katorer sammenvejes i et samlet udtryk for miljøtilstanden eller for de miljørelaterede levevilkår.

Sammenvejningen af miljøoplysninger eller af indikatorer for både miljø- og samfundsforhold kan foretages på flere forskellige måder inspireret af Multiple Criteria Decision Making (MCDM) og Cost Benefit Analyse (CBA) - *Kapitel 5*. Det illustreres med centrale eksempler, hvorledes forskellige MCDM-metoder kan anvendes i forbindelse med opstillingen af egentlige sammenvejede miljøindeks - *Kapitel 6* - og hvorledes de i CBA benyttede prissætningsmetoder tænkes anvendt i forbindelse med opstillingen af et grønt nationalregnskab - *Kapitel 7*. I fremstillingen lægges vægt på en vurdering af de forskellige metoders styrker og svagheder.

Behandlingen af de normative miljøindikatorer afsluttes med en omtale af forskellige aggregerede bæredygtighedsindikatorer - *Kapitel 8*. Fremstillingen omfatter økonomiske indikatorer såsom miljøkorrigeret NNP og ægte opsparing, velfærdsrelaterede indikatorer såsom Daly/Cobb indekset, Distance to Target indeks samt økologisk funderede indikatorer såsom det økologisk råderum og det økologiske fodspor.

## 2 En introduktion til indikatorbegrebet

### 2.1 Definition og begrebsafklaring

Behovet for og ideen bag udviklingen af miljøindikatorer skal i dag især ses ud fra politiske ønsker om at kunne sammenkoble den samfundsmæssige og økonomiske udvikling med et sæt af videnskabeligt underbyggede nøgletal om miljøet for at vurdere om udviklingen er "bæredygtig".

Ordet indikator stammer oprindeligt fra det latinske verbum "indicare", som betyder at åbenbare eller udpege, at forkynde noget offentligt, at estimere eller at sætte pris på. En indikator i traditionel forstand er f.eks. et fald i lufttrykket, som signalerer et kommende stormvejr, eller visernes stilling på et ur, som mere eller mindre groft signalerer tiden. En indikator har således en betydning, som kan forstås udover den information, den målte eller observerede værdi repræsenterer i sig selv. Dette indebærer, at en indikator kan opfattes som en implicit eller eksplicit model eller sæt af forudsætninger, som sammenkobler den givne indikator med et aktuelt fænomen eller miljøforhold.

I forbindelse med udviklingen af miljøindikatorer i Danmark - jf. *Christensen (1992)* - er en miljøindikator blevet defineret som - "*en parameter, der repræsenterer egenskaber ved miljøet (tilstandsvariable) eller påvirkninger af miljøet, som normalt kan tolkes ud over den information den målte eller observerede parameter repræsenterer i sig selv*". I forbindelse med et tilsvarende arbejde i Norge - jf. *Alfsen et al. (1991)* - blev en indikator karakteriseret som - "*a number that is meant to indicate the state or the development of important aspects of the environment*".

En række forskellige forfatteres mere eller mindre divergerende forsøg på at karakterisere eller definere, hvad en miljøindikator er, gennemgås af *Gallopín (1997)*: En indikator er - "*a variable hypothetically linked to the variable studied which itself cannot be directly observed*" - jf. *Chevalier et. al. (1992)* - "*a measure that summarises information relevant to a particular phenomenon, or a reasonable proxy for such a measure*" - jf. *McQueen and Noak (1988)* - "*a parameter, or a value derived from parameters, which provides information about the state of a phenomenon, the environment or an area with a significance extending beyond that directly associated with a parameter value*" - jf. *OECD (1993a)* der også definerer en parameter som en egenskab, der måles eller observeres - "*a measure of system behaviour in terms of meaningful and perceptible attributes*" - jf. *Holling (ed.) (1978)* - "*a fraction comparing a quantity (the numerator) with a scientifically or arbitrarily chosen measure (the denominator)*" - jf. *Adriaanse (1993)* - "*an index, a subindex or component of an index*" - jf. *Ott (1978)* og *Hammond et. al. (1995)*.



Mere konkret og præcist definerer *Gallopin (1997)* kort og godt indikatorer som "variable", og definerede videre en variabel som en "operationel repræsentation af en attribut fra et givent system", hvor han ved en attribut forstår et karakteristisk element, en kvalitet eller en egenskab ved f.eks. et økosystem eller landskab. Indikatorer er med andre ord afledte kopier, modeller eller billeder af attributter defineret i form af konkrete målinger eller observationer.

Med denne snævre videnskabelige fortolkning, hvor principielt enhver variabel er en indikator, idet den pr. definition "indikerer" en attribut, bliver indikatorbegrebet reelt tømt for indhold og udsagnskraft. Det er naturligvis betydningen af en given variabel, den normative eller deskriptive værdi, som variabelen tillægges gennem fortolkningen, samt det associeringsmønster, indikatoren indgår i, der definerer og karakteriserer indikatorbegrebet, og som adskiller dette begreb fra andre former for information.

## 2.2 Formålet med udviklingen af miljøindikatorer

Det fremgår kun indirekte af den citerede litteratur, at et væsentligt formål med indikatorer er, at de skal udgøre et retningsgivende værktøj for politisk handling og derfor skal være med til at formidle viden om miljøforhold til politikere og offentligheden. Indikatorer indgår således i styrings- og kontrolprocesser samt i overvågningsprogrammer, og de er derfor specifikke i forhold til de processer, de er en integreret del af. Indikatorer, der er velegnet til én funktion, kan således være totalt uegnede til andre formål. Effektive indikatorer skal have et format og en tidslig og rumlig opløsningsgrad, der er udformet i overensstemmelse med formålet, som også bestemmer det relevante aggregerings- og begrebsniveau. *Gallopin (1997)* understreger også, at forskellige slags indikatorer er relevante på visse niveauer af en hierarkisk skala, men meningsløse på andre, og han mener i øvrigt - i modsætning til *World Bank (1995)*, *Ott (1978)* og *Hammond et al. (1995)* - at det er en unødvendig begrænsning pr. definition alene at opfatte indikatorer som simple aggregeringer af "lower-level" data eller variable.

Af samme årsag er det uden mening at operere med en bruttoliste eller en universel liste af individuelle miljøindikatorer, hvilket understreges af adskillige forfattere - *Braat (1991)*, *Notter & Liljelund (1993)*, *Bakkes et al. (1994)* og *EEA (1999a)*. I følge *Bakkes et al. (1994)* kan man kun tale om indikatorer, når de er en del af en veldefineret feedbackkæde af miljøinformation. En tilføjelse til denne begrænsning kan være, at en indikator mere generelt skal kunne repræsentere et mere omfattende fænomen, end det der er meningen med den umiddelbart målte værdi. Et andet væsentligt formål er at udvikle indikatorer som midler til uden informationstab at reducere eller forenkle kompleksiteten i store datamængder.

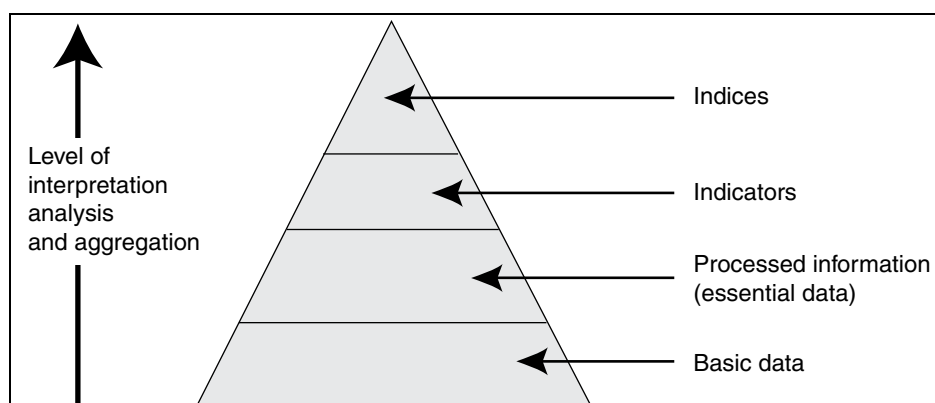
Indikatorer som repræsentanter for sådanne og andre mere sammensatte fænomener skal ikke yderligere diskuteres her, idet dette netop er hovedemnet for de følgende kapitler. Her skal blot yderligere fokuseres på en række begreber, der er beslægtet med indikatorer opfattet som individuelle enheder.

## 2.3 Indikatorer og beslægtede begreber

### 2.3.1 Data, statistik, indeks og proxy indikator

I følge *Gallopín (1997)* er indikatorer altså variable. *Data* definerer han som talværdier af variable målt eller observeret til forskellig tid og på forskellige steder. *Statistik* definerer han som samlinger af kvantitative data.

På et givet aggregeringsniveau, erkendelsesniveau eller på en given skala - f.eks. lokal eller global skala - kan indikatorer defineres som individuelle variable eller som variable, der er en funktion af andre variable. En funktion kan være så enkel som et simpelt forhold eller et indekstal, der måler værdiændringerne af en variabel i forhold til f.eks. en referenceværdi eller et basisår. Et *indeks* er et enhedsløst tal, hvor to eller flere individuelle variable fra et lavere niveau vægtes eller uvægtet adderes eller multipliceres til en simpel overordnet funktion. GWP-indekset (Global Warming Potential) hvor de forskellige drivhusgassers relative bidrag til den forøgede drivhuseffekt omregnes til CO<sub>2</sub>-ækvivalenter og adderes, er et godt eksempel på et indeks.



Figur 2.1 Eksempel på indplacering af indikatorer i informationspyramidens datahierarki - Kilde: *Adriaanse (1994)*

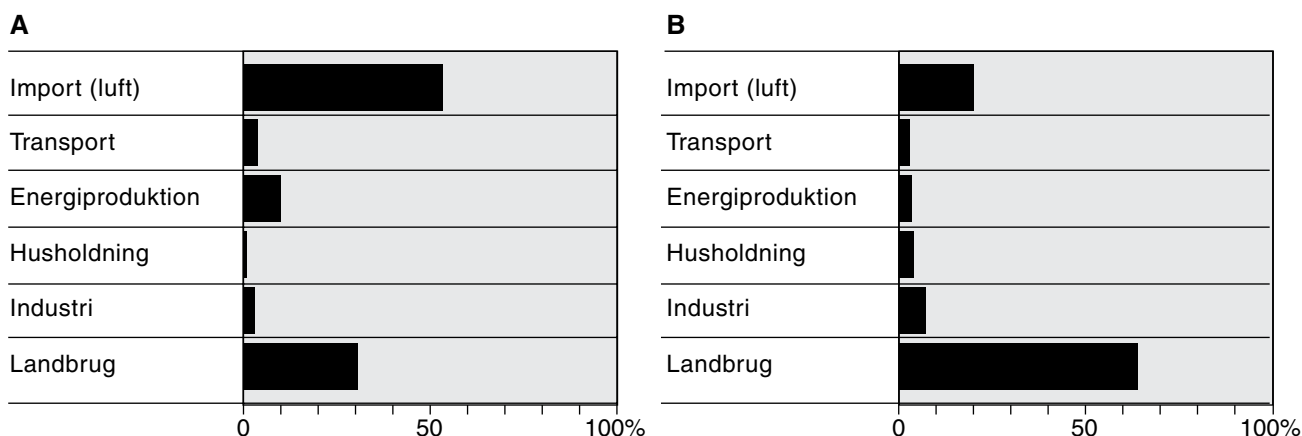
Nogle forfattere definerer indeks på et højere aggregeringsniveau end indikatorer - jf. *figur 2.1*, der både forekommer i *Adriaanse (1994)* og *Gouzee et. al. (1995)*. Dette er imidlertid en u hensigtsmæssig indskrænkning af indikatorbegrebet. GWP-indekset, der benyttes som indikator, er et godt eksempel på dette. En hensigtsmæssig adskillelse af de to begreber ville være at definere indeks som funktioner af underordnede variable og opfatte indikatorer som simple eller komplekse funktioner af primære data. Man kan imidlertid også opfatte indeks som komplekse funktioner, hvis man f.eks. bruger resultatet af en kørsel med en stor simuleringsmodel som et indeks. Jf. i øvrigt kapitel 6, hvor de aggregerede miljøindeks diskuteres nærmere.

En *proxy* eller en *proxy indikator* bliver af og til benyttet som navn på en indikator, der er korreleret med eller på anden måde koblet eller associeret til en attribut, som ikke direkte kan måles eller observeres - deraf navnet proxy som er afledt af "approximation". F.eks. beregnes visse landes emissioner af drivhusgasser fra industrisektoren af Verdensbanken på grundlag af landenes branchesammensætning og

produktionsvolumen og under antagelse af en given emissionskoefficient pr. branche - jf. *Gallopín (1997)*. Inden for det sociale område kan som eksempel nævnes, at den gennemsnitlige forventede levealder ved fødslen for en befolkningsgruppe kan benyttes som proxy indikator for en aggregeret kvalitativ tilstand såsom "human sundhed".

### 2.3.2 Miljøprofil

En miljøprofil er et andet begreb som går igen i den internationale litteratur om miljøindikatorer - jf. *Bakkes et al. (1994)*, *Christensen (1992)* og *Brink (1991)*. En profil kan defineres som et begrænset antal harmoniserede enkelt-indikatorer, som samlet repræsenterer, facetterer eller afbilder et overordnet tema, system eller begreb. En profil kan være en *vektor* i modsætning til et indeks, som er en *skalar*. En profil kan f.eks. vise koncentrationen af 5 individuelle luftforureningskomponenter, som samlet repræsenterer luftforureningen i et byområde, eller man kan for de enkelte miljøtemaer vise forskellige samfundssektorerers relative bidrag til belastningen - jf. figur 2.2.



Figur 2.2 Eksempler på anvendelsen af begrebet miljøprofil: a) Sektorprofil for det relative bidrag til den atmosfæriske deposition af syre (potentiell aciditet) fra væsentlige kilder. b) Sektorprofil for tilførslen af kvælstof til havet fra landbaserede kilder - Kilde: Christensen et al. (1994)

*Bakkes (1994)* placerer miljøprofiler i et aggregeringshieraki mellem enkelt-indikatorer og indeks. I mange tilfælde kan et givet datasæt præsenteres enten som en profil eller som et aggregeret indeks. Denne mulighed afspejler en klassisk konflikt for brugerne af indikatorer. Ud fra ét synspunkt må det foretrækkes at fremstille data i så komplet form som muligt - miljøprofiler - med accept af den heraf resulterende kompleksitet. Ud fra et andet synspunkt foretrækkes en datamængde fremstillet i så simpel form som muligt - indeks - men med forenkling og informationstab til følge. Et luftforureningsindeks, hvor 5 forskellige luftforureningskomponenter er aggregeret, vil f.eks. forekomme mere abstrakt end en indikator over partikkelkoncentrationen i luften og vil derfor være sværere at forstå for brugerne. Omvendt vil offentligheden ikke have særlig megen gavn af 5 individuelle luftindikatorer, som måske fluktuerer mere over tid end den aggregerede indikator, og som fordrer en selvstændig fortolkning af brugerne.

### 2.3.3 Kvalitative indikatorer

Som modsætning til de hidtil omtalte kvantitative indikatorer arbejder man også med begrebet kvalitative indikatorer. De fleste af de ovenfor citerede forfattere anerkender formelt dette begreb, men begrænser i praksis brugen af indikatorer til numeriske variable. Kvalitative indikatorer kan være at foretrække i mindst tre tilfælde

- når kvantitativ information ikke er tilgængelig,
- når en attribut af interesse pr. definition ikke er kvantificerbar,
- når de økonomiske omkostninger f.eks. sætter grænser for en analyseindsats eller en overvågningsaktivitets omfang.

Et klassisk eksempel på en kvalitativ indikator er benyttelsen af udvalgte indikatorarter til klassifikation af forskellige vegetationstyper, som dette f.eks. blev gjort af den franske plantesociolog "Braun Blanquet". Et andet eksempel er benyttelsen af antallet af rovfugle som indikator for skov-økosystemers vitalitet - jf. *Braat (1991)* - eller udviklingen af saprobiesystemet for vandløb, hvor forskelle i artssammensætningen af invertebratfaunaen benyttes til at klassificere vandløbenes forureningsgrad eller kvalitet.

## 2.4 Normative indikatorer

Kvalitative indikatorer må ikke forveksles med begrebet normative indikatorer. Alle indikatorer - i hvert fald således som indikatorbegrebet benyttes i denne rapport - er i princippet normative, dvs. retningsgivende eller sammenlignelige med en målsætning eller referenceværdi. Referenceværdien kan være en subjektiv politisk målsætning, norm eller standard, der er fastlagt ud fra et ønske om at opnå en bestemt miljøtilstand i forhold til en aktuelt målt værdi. Afhængigt af samfundets værdisætning af den givne miljøtilstand og af mulighederne for at nå målet kan den politiske målsætning være sammenfaldende med eller afvigende fra et objektivt fastlagt videnskabeligt kvalitetsmål. Dette kan f.eks. være et belastningsomfang, som i følge dose/response-forsøg er uden konsekvenser for en miljømæssig referencetilstand - et såkaldt "no-effect" belastningsomfang.

Det skal understreges, at en politisk fastsat norm ikke nødvendigvis pr. definition er en svækket udgave af en videnskabelig fastsat norm med en højere miljøbelastning til følge. Det modsatte kan lige så vel være tilfældet i en række situationer, hvor det er umuligt eller svært videnskabeligt at dokumentere, at der foreligger en risiko for, at en uønsket effekt eller alvorlig skade med uklar rækkevidde af et stof kan opstå. Mistanken om en sådan risiko kan udløse anvendelsen af det såkaldte "forsigtighedsprincip", der repræsenterer en slags implicit eller indirekte værdisætning.

En standard betegnes i nogle sammenhænge som en "benchmark" eller en benchmarking indikator. OECD benytter f.eks. OECD-gennemsnit for en række indikatorer som benchmark eller sammenligningsgrundlag for en række østeuropæiske lande. Finansministeri-

et i Danmark bruger ligeledes en række økonomiske, sociale og miljørelaterede danske indikatorer som benchmark, hvor Danmark som "foregangsland" sammenlignes med hvad en række andre lande kan præstere.

Indikatorer bliver af flere forfattere delt op i *deskriptive* og *normative indikatorer*. Ved en deskriptiv beskrivelse forstås en værdineutral opgørelse eller angivelse af f.eks. miljøtilstanden og dens udvikling ved hjælp af indikatorer. Normative indikatorer er forbeholdt standarder, politik-mål og kvalitetsnormer. I princippet er imidlertid, som tidligere nævnt, alle indikatorer indirekte eller direkte normative - i hvert fald når man definerer indikatorer som koblede elementer i en politisk beslutnings-, kontrol- og overvågningsproces, hvor såvel deskriptive som normative indikatorer udgør strategiske fikspunkter i en årsags-/virkningskæde.

Også på dette område er der en klassisk modsætning mellem to alternative syn på aggregering af data. Ud fra ét synspunkt er det at foretrække, at værdisætningen eller værdibedømmelsen internaliseres i indikatoren, hvilket reducerer den politiske bedømmelse til sammenligninger af de numeriske værdier af en enkelt indikator som f.eks. et cost-benefit forhold eller et grønt BNP. Alternativt foretrækkes det at holde de normative og deskriptive indikatorer adskilte, således at den politiske bedømmelse f.eks. består i at vurdere afstanden mellem en aktuel- og en målsat miljøbelastning for et givent miljøproblem eller i at sammenligne forskellige afstande fastlagt for flere temaer - jf. i øvrigt kapitel 6 og 7, hvor aggregerede miljøindeks og normative indikatorer behandles nærmere.

Direkte værdisætning ved hjælp af indikatorer kan realiseres på følgende måder:

- Indikatorens numeriske talstørrelse benyttes direkte som et mål for værditilstanden - f.eks. kan antallet af rovfugle benyttes som mål for skovens vitalitet, eller et indeks for udviklingen i forekomsten af syv fuglearter tilknyttet agerlandet kan benyttes som udtryk for naturkvaliteten i det åbne land.
- En ønsket værdi eller kvalitet - målsætning, norm eller standard - for et givet miljøområde kan benyttes som udgangspunkt for bestemmelsen af en værdiindikator. Der kan f.eks. være tale om forholdet mellem en aktuel og en ønsket miljøtilstand eller om afstanden mellem en aktuel tilstand og et politisk mål udtrykt i procent - distance-to-target methods.
- Værdisætningen kan endelig ske gennem vægtning af forskellige indikatorer til et aggregeret indeks. Det kan f.eks. være tale om en vægtet lineær sum eller om et produkt, hvor adskillige tilstandsvariable tilknyttet et økosystem vægtes på basis af preferenskriterier, eller om indeks, hvor flere "distance-to-target" indikatorer adderes, således som det f.eks. sker i forbindelse med konstruktionen af livscyklusanalyse-indeks - LCA-indeks, jf. afsnit 7.4.

Den direkte og ofte kvantificerbare værdisætning er en bevidst proces, som normalt benyttes, når der gennem en kognitiv erkendelsesproces og analyse udvikles indikatorer baseret på variable, der kan måles og vejes ved hjælp af objektive metoder. Imidlertid er der også i en eller anden uspecifik udstrækning knyttet en implicit værdisætning til indikatorudviklingen, hvori der indirekte indgår subjektive værdibedømmelser og individuelle holdninger og følelser - jf. *Gallopin (1997)*.

Subjektiv værdibedømmelse kan f.eks. være et resultat af frygt og usikkerhed over for udviklingen, af et optimistisk fremskridtssyn, af tillid eller mistillid til myndighederne samt af forskellige opfattelser af naturens sårbarhed/robusthed. Alle disse eksempler kan påvirke prioriteringen og fastlæggelsen af politiske målsætninger på miljøområdet - *O. Thyssen (1993)* taler om emotiv eller normativ erkendelse.

At der indgår et subjektivt og individuelt element i værdisætningen af natur og miljø, og dermed i udpegningen af miljøindikatorer får *Meadows (1998)* til noget forenklet at opdele alle indikatorer i *subjektive* og *objektive indikatorer*. Objektive indikatorer er i følge Meadows indikatorer, som kan sanses instrumentelt uden for det enkelte individ. De kan kvantificeres numerisk, og de kan typisk verificeres af hinanden uafhængige personer. Subjektive indikatorer sanses og opfattes af det enkelte individ og angives i enheder, der ikke er kvantitative, men kvalitative.

## 2.5 Generelle kriterier for udvælgelse og brug af indikatorer

Som understreget ovenfor eksisterer der ikke en universel liste af individuelle miljøindikatorer, men snarere adskillige sæt af indikatorer, som hver især er udviklet til at opfylde særlige formål med egne kriterier og indikatorkrav. Indikatorer kan således internationalt og nationalt benyttes til at afrapportere belastningen af miljøet, miljøets tilstand, den miljøpolitiske indsats - environmental performance - og den aktuelle status for en bæredygtig udvikling - jf. kap. 8.

Uafhængigt af det konkrete formål vil det generelt gælde for miljøindikatorer, at de skal afspejle den til enhver tid bedste viden om koblingerne mellem effektvariable, tilstandsvariable, stressvariable, belastningsvariable og den miljøpolitiske indsats. I mange tilfælde er de valgte parametre afledt af eller indgår som en delmængde i eksisterende overvågningsprogrammer, og der gælder derfor de samme krav til sikring af datakvaliteten: De må kunne opdateres sikkert og regelmæssigt, de skal kunne afledes af basisdata - miljøstatistik - målemetoder og gyldighedsområde - nominering - skal angives, og de skal kunne begrundes teoretisk - dvs. kausalt empirisk. Indikatorer bør endvidere

- være baseret på lange tidsserier for at sikre dokumentation af trend-tendenser,
- have en hurtig responstid i forhold til belastningsændringer,

- være koblet til miljømål såsom kvalitetsmål og reduktionsmål,
- være defineret i forhold til målgrupper.

Hertil kommer, at det af hensyn til beskrivelsen af årsagerne til den registrerede udvikling i miljøforholdene vil være en fordel, hvis indikatorerne kan knyttes til nationalregnskabets beskrivelse af den økonomiske udvikling, til økonomiske sektoranalyser mv.

De sammenlignende aspekter er helt centrale i forbindelse med bru- gen og udviklingen af indikatorer. Følgende sammenligninger er særligt vigtige:

- Forholdet mellem den aktuelle miljøtilstand og en referencetil- stand.
- Den aktuelle belastning sat i relation til politiske reduktionsmål.
- Den geografiske variation i belastning og tilstand - lokal, regional og global skala.
- Udviklingen over tid - trend analyser.

Registreringer af ændringer som funktion af tiden medfører dog ikke i sig selv en indsigt i årsagerne til ændringerne, der både kan være menneskeskabte og naturlige. Klimatiske svingninger med en forud- sigelig periodicitet på mellem 11 og 75 år eller væsentligt mere er f.eks. velkendte, samtidig med at vejrforholdene fra år til år varierer tilfældigt. Meget langsomme tilfældige svingninger kan derfor fejl- agtigt blive fortolket som statistisk signifikante trends, hvis den ob- serverede tidshorisont er kortere end fluktuationsperiodens længde.

De udpegningskriterier, som er gengivet ovenfor, er stort set i over- ensstemmelse med tilsvarende kriterielister udarbejdet af f.eks. OECD - jf. *OECD (1993a)* og *OECD (1998a)*. Dog lægger OECD af indlysende grunde særlig vægt på kriterier af betydning for de inter- nationale komparative aspekter og på relevansen i forhold til miljø- temaer af national betydning.

## 2.6 Sammenfatning

Indikatorer er en vidt udbredt og populær term, som efterhånden benyttes inden for mange forskellige samfundsområder og inden for mange politiske felter, hvor der er brug for komprimeret og forståelig information. Bedst kendt er anvendelsen af indikatorer i den økono- miske politik i form af konjunkturindikatorer, arbejdsløshedspro- center etc. Også nationalregnskabets opgørelse af bruttonationalpro- duktet kan opfattes som en indikator - i dette tilfælde på den økono- miske aktivitet i samfundet. Som eksempler på andre temaer, hvor indikatorer i dag anvendes, kan nævnes områder såsom social vel- færd, human sundhed, miljøområdet og som det sidst udviklede om- råde bæredygtig udvikling, der kan betragtes som et tema, der stort set omfatter alle de øvrige.

*Indikatorer er variable* - udvalgte eller konstruerede - og deres funktion er kommunikation. Miljøindikatorer f.eks. leverer information, der betragtes som kritisk i forhold til udviklingen i miljøproblemerne. Ved hjælp af indikatorer reduceres den komplekse virkelighed, og information i kondenseret form fremstilles gennem analyse og tolkning af statistik og data hentet gennem forsknings- og overvågningsaktiviteter. En oversigt over den benyttede indikatorterminologi fremgår af figur 2.3.

**Statistik**

Utolkede, men aggregerede og normerede rådata uden indbygget budskab.

**Indikator**

Udvalgt eller konstrueret variabel, hvis overordnede funktion er kommunikation.

**Miljøprofil**

Et begrænset antal af harmoniserede indikatorer, som samlet repræsenterer, facetterer eller afbilder et overordnet tema, system eller begreb.

**Aggregeret indeks**

Enhedsløst tal, hvor to eller flere vægtede eller uvægtede variable fra et lavere niveau multipliceres eller adderes ved brug af en simpel overordnet funktion.

Figur 2.3 Oversigt over nogle af de mest benyttede indikator termer

Indikatorer kan betragtes som et retningsgivende værktøj for politisk handling og skal derfor være med til at formidle viden om miljøforhold mellem politikere og offentlighed. Indikatorer indgår således i politiske styrings- og kontrolprocesser samt i overvågningsprogrammer, og de er derfor *specifikke i forhold til de processer, de er en integreret del af*. Indikatorer, der er velegnet til én funktion i én bestemt sammenhæng, kan være totalt uegnede til samme funktion i andre sammenhænge.

Effektive indikatorer skal have et format samt en tidslig og rumlig opløsningsgrad, der er udformet i overensstemmelse med formålet med at opstille dem. Dette formål bestemmer dermed *det relevante aggregeringsniveau og begrebsniveau*. Forskellige indikatorer vil således være relevante på forskellige niveauer af en hierarkisk skala, men meningsløse på andre. Af samme årsag er det uden mening at operere med en bruttoliste eller universel liste af individuelle miljøindikatorer. En universalliste af miljøindikatorer bør betegnes som "miljøstatistik", hvor der ved statistik forstås ufortolkede, men aggregerede og normerede rådata uden indbygget budskab. Indikatorer optræder sammen i sæt eller associationer, som hver især er udviklet til at opfylde særlige formål med *egne kriterier og indikatorkrav*.

Uafhængigt af det konkrete formål vil det generelt gælde for miljøindikatorer, at de for et givet tema skal afspejle den til enhver tid bedste



viden om koblingerne mellem effektvariable, tilstandsvariable, stressvariable, belastningsvariable og den miljøpolitiske indsats. Da mange indikatorer indgår som delmængde i eksisterende overvågningsprogrammer, gælder der ideelt set de samme *krav til sikringen af datakvaliteten*: De må kunne opdateres sikkert og regelmæssigt, de skal kunne afledes af basisdata, målemetoder og gyldighedsområde - nominering - skal angives, og de skal kunne begrundes teoretisk - dvs. kausalt empirisk.

Hvis man definerer indikatorer som koblede elementer i en politisk beslutnings-, kontrol-, overvågningsproces, hvor indikatorer indgår som strategiske fikspunkter i en årsags-/virkningskæde, kan alle indikatorer i princippet indirekte eller direkte opfattes som *normative*. At indikatorer er normative, vil sige, at de er retningsgivende og dermed angiver, om udviklingen beskrevet ved den pågældende indikator går i den rigtige eller den forkerte retning. De kan også sammenlignes med en målsætning eller en referenceværdi med henblik på at vurdere, om samfundets ønsker på miljøområdet bliver opfyldt. Referenceværdien kan være en subjektiv politisk målsætning, norm eller standard fastlagt ud fra et ønske om at opnå en bestemt tilstand eller kvalitet i forhold til en aktuelt målt værdi. Afhængigt af samfundets værdisætning af den givne tilstand og mulighederne for at opfylde målsætningen, kan denne være sammenfaldende med eller afvigende fra et objektivi fastlagt videnskabeligt kvalitetsmål. Dette kan f.eks. være en upåvirket referencetilstand i miljøet, hvorved der indirekte på basis af dose-/response-forsøg eller ud fra ren empirisk evidens bestemmes et "no-effect level" for en given belastning.

### 3 Det internationale arbejde med indikatorer

Brugen af indikatorer strækker sig i dag fra de nationale politikere, hvis beslutninger internationalt har vidtrækkende konsekvenser for de globale produktions- og forbrugsmønstre og den langsigtede udvikling på miljøområdet, til det enkelte individ, som har brug for information med henblik på at leve et "bæredygtigt liv".

Internationalt er der mange aktiviteter i gang for at udvikle indikatorer på områder, hvor behovet for internationalt samarbejde er stort. Der kan være tale om udvikling af indikatorer til registrering af de globale miljøproblemer, om standardisering af indikatorer til brug for komparative analyser mellem lande og regioner eller om udvikling af indikatorer og fælles koncepter for afrapportering af miljøtilstanden - herunder f.eks. udviklingen af bæredygtighedsindikatorer.

Den internationale scene, hvor samarbejdet og koordinationen af indikatoraktiviteterne foregår, er præget af internationale organisationer og institutioner, hvoraf FN, OECD, det Europæiske Miljøagentur (EEA) og EU-kommissionen - især Eurostat - er nogle af de mest centrale. Der er inden for en del områder et betydeligt overlap mellem disse institutioners arbejde med indikatorer. Institutionerne vil næppe selv kalde dette forhold for u hensigtsmæssig konkurrence eller dobbeltarbejde; men en klarere arbejdsdeling ville afgjort lette den nationale opgave med at prioritere mellem de internationale indikatoraktiviteter.

#### 3.1 OECD

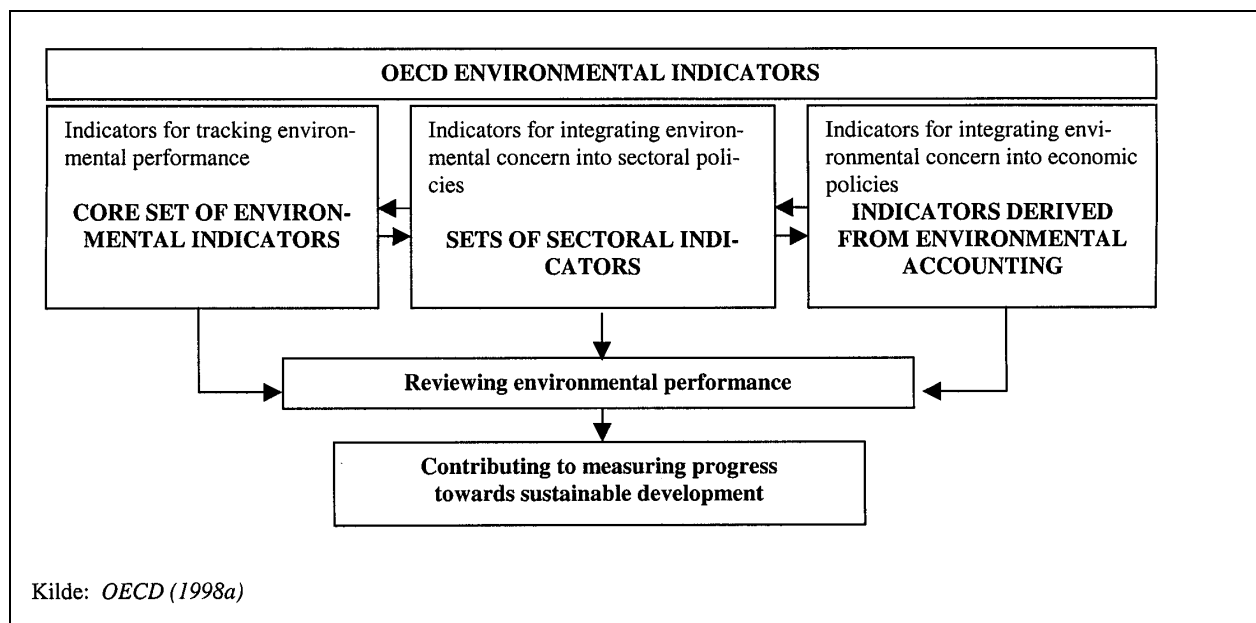
Det internationale arbejde med indikatorer har siden midten af 80'erne været domineret af OECD, der har været en af hovedaktørerne i arbejdet med at udvikle, harmonisere og om muligt standardisere indikatorer af alle kategorier. OECD har siden 1989 arbejdet med at udvikle et sæt af miljøindikatorer, der skal indgå i et samlet indikatorsystem til måling, kontrol og politisk styring af miljøindsatsen. Til dette formål, benyttede OECD den såkaldte *Pressure - State - Response model* (PSR-modellen).

Udviklingen af PSR-indikatorer skal ses som et led i OECD's bestræbelser på at udvikle redskaber til at integrere miljøaspektet i den politiske beslutningsproces nationalt og internationalt og på at udvikle et standardiseret sæt af indikatorer - The OECD Core Set - til brug for OECD's rapporter om miljøtilstanden og -indsatsen i de enkelte OECD-lande - Environmental Performance Reviews. OECD har i samarbejde med en række medlemslande og som led i, hvad de kalder den første runde af "Environmental Performance Reviews", udarbejdet adskillige rapporter om udviklingen i miljøtilstanden i de pågældende lande. En af de sidste rapporter i denne runde er en redegørelse fra 1999 om tilstanden i Danmark - jf. *OECD (1999b)*.

OECD's sæt af miljøindikatorer kan opdeles i tre hovedområder:

- Et primært sæt af miljøindikatorer - OECD's Core Set of Environmental Indicators.
- Et sæt af sektorindikatorer.
- Indikatorer afledt af miljøregnskaber.

De forskellige indikatorsæt, som OECD opererer med i de nationale analyser, fremgår af figur 3.1.



Figur 3.1 OECD's tre typer af indikatorsæt

OECD's Core Set of Environmental Indicators er et generelt accepteret minimumssæt bestående af en liste på omkring 50 indikatorer, som dækker de vigtigste miljøproblemer i OECD landene. Dette indikatorsæt, som ikke er blevet revideret i en længere årrække, planlægges nu videreudviklet af OECD i den kommende tid. De temaer, som listens PSR-indikatorer er struktureret efter, ser for øjeblikket sådan ud:

- Klimaændringer
- Ozonlag (fortynding)
- Eutrofiering
- Forsuring
- Miljøgifte (Toxic Contamination)
- Byernes miljøkvalitet
- Biodiversitet

- Kulturlandskaberne
- Affald
- Ressourcer - vand, skove, fiskeressourcer, jordødelæggelse
- Samfundsøkonomiske indikatorer - sektor- og baggrundsindikatorer

Det primære indikatorsæt er for alle miljø- og ressourcetemaer struktureret efter PSR-modellen med indikatorer for samfundets miljøpåvirkninger - *pressure* - for miljøtilstanden og ændringer i den - *state* - samt for miljøpolitiske tiltag for at modvirke ændringer i tilstanden - *response*. Det primære sæt af indikatorer er beskrevet i en række OECD rapporter - jf. *OECD (1993a)* og *OECD (1994)* - og har været anvendt i de nationale performance reviews. Indsamlingen af data på OECD-niveau til brug for opstillingen af indikatorerne sker hvert andet år via et fælles OECD/Eurostat spørgeskema, og som resultat af denne dataindsamling udgiver OECD hvert andet år - 1993, 1995, 1997 og 1999 - rapporten "OECD Environmental Data Compendium". OECD publicerer regelmæssigt sine egne indikatorrapporter. Den sidste udkom således i 1998 med titlen "Towards Sustainable Development. Environmental Indicators" - jf. *OECD (1998a)*.

Det primære indikatorsæt, som for øjeblikket er under revision - jf. *OECD (1999d)* - skal benyttes i den kommende 2. runde af performance reviews. I denne runde har OECD foreslået, at der fokuseres på tre hovedområder:

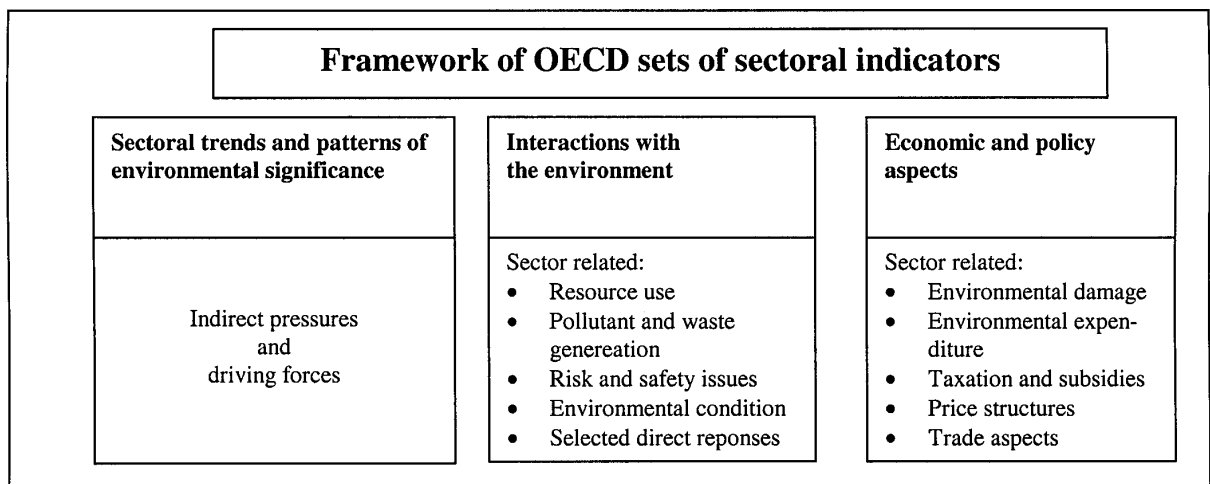
- Forurening og naturressource management organiseret i temaer såsom luft, vand, naturbeskyttelse og affald.
- Bæredygtig udvikling med fokus på integration af miljøhensyn i sektor- og socialpolitik.
- Temaer, som fokuserer på internationalt samarbejde og koordination.

Udover udviklingen af "performance indikatorer" er OECD kendt for udviklingen af *sektorindikatorer* for at fremme integrationen af miljøhensynet i sektorpolitikken og i den økonomiske politik samt for at understøtte en bæredygtig udvikling. Prioriterede sektorer er transport, energi og landbrug; men der er også udviklet indikatorer der retter sig mod husholdninger og privat konsum. En modificeret PSR-model - jf. *figur 3.2* - er benyttet som den begrebsmæssige ramme for udvikling og udvælgelse af sektorindikatorer inden for tre hovedområder:

- Sektoraktiviteter af miljømæssig relevans som f.eks. udvikling i transport eller udviklingen i landbrugets dyrehold.

- Sektorernes miljø- og ressourcemæssige påvirkninger som f.eks. energi-, vand-, og råstofforbrug, udledninger til vand og luft samt produktion af affald.
- Miljøregulering og -tiltag såsom frivillige aftaler og regelstyring og teknologiske tiltag såsom spildevandsrensning, røggasrensning og katalysatorer på biler samt disse tiltags økonomiske omkostninger.

Tre tekniske rapporter om forslag til nationale sektorindikatorer er det blevet til: "Indicators for the Integration of Environmental Concerns into Transport Policies", Environmental Monographs, no 80 OECD 1993. "Indicators for the Integration of Environmental Concerns into Energy Policies", Environmental Monographs, no 79 OECD 1993. "Environmental Indicators for Agriculture", OECD 1997. Alle tre rapporter findes i opdaterede udgaver for 1999, og hertil kommer en rapport ligeledes fra 1999 om bæredygtige husholdninger - "Towards more Sustainable Household. Consumption Patterns, Indicators to Measure Progress", OECD 1999.



Kilde: OECD, Environmental Indicators (1998a)

Figur 3.2 Skitse af OECD's begrebsramme for udviklingen af sektorindikatorer

Fremover prioriterer OECD i høj grad brugen af indikatorer i en række rapporter. Såkaldte "Outlook Reports" planlægges publiceret hvert femte år, hvor der vil blive fokuseret på de økonomiske og sociale udviklingstendenser samt på deres miljømæssige konsekvenser. Der vil også på basis af en kvantitativ modellering blive gennemført beregninger af alternative fremtidige makroøkonomiske udviklingsforløb med hertil koblede miljømæssige konsekvenser.

Et andet område, som OECD prioriterer i fremtiden, er udviklingen af *benchmarking indikatorer* og indikatorer for bæredygtig udvikling, hvor især "eco-efficiency"-indikatorer og -mål af OECD betragtes som et element eller supplement til arbejdet med nationale eller internationale bæredygtighedsindikatorer. Menneskets belastning af miljøet afhænger både af samfundets samlede produktion og forbrug af varer og tjenesteydelser og af miljøbelastningen pr. produceret enhed. Den økologiske effektivitet - "eco-efficiency" - udtrykker forholdet mellem et output og et input - en given miljøbelastning pr. enhed af

en vare produceret af en virksomhed, af en samfundssektor eller af hele den nationale økonomi. Denne udviklingsopgave udføres bl.a. i et samarbejde med World Business Council for Sustainable Development (WBCSD).

## 3.2 EU

### 3.2.1 EU Kommissionen

I EU er Kommissionen ansvarlig for arbejdet med at integrere miljø og bæredygtig udvikling i fællesskabets politikker, og den er endvidere ansvarlig for at producere en indikatorrapport herom.

EU's udvikling af indikatorer kan overordnet set ses som et værktøj til vurdering af, om udviklingen i EU er bæredygtig. Arbejdet med og udviklingen af indikatorer skal derfor ses i tæt sammenhæng med en europæisk strategi for bæredygtig udvikling og med formuleringen af mål og strategier for miljøområdet og samfundssektorerne.

Der arbejdes i EU med indikatorer på flere områder og niveauer. Det højeste niveau er headline-indikatorer, og det næste niveau er brede sæt af sektorindikatorer for transport-, landbrugs- og energisektorerne samt indikatorer for miljøtilstanden og udviklingen i miljøproblemerne. Formålet med headline-indikatorerne er for udvalgte miljøtemaer at udvikle et begrænset sæt af generelt accepterede indikatorer til vurdering af, om udviklingen er miljømæssigt bæredygtig. Målet er at finde en indikator for hvert område, som kan

- benyttes til kommunikation af udviklingen på miljøområdet,
- bruges som grundlag for politiske beslutninger,
- anvendes som grundlag for at fastsætte nye miljømål og gennemføre miljøtiltag.

Den første headline-indikatorrapport planlægges af Kommissionen (DG XI) publiceret i 2000 i et samarbejde med Eurostat og Miljøagenturet (EEA).

### 3.2.2 Eurostat

Eurostats indikatorarbejde fokuserer primært på miljøområder, hvor koblingerne til økonomi og socialstatistik er væsentlig. I en DPSIR sammenhæng fokuserer Eurostat på Driving Forces, Pressures og Responses.

I overensstemmelse med et 5-årigt program for udvikling og implementering af et kommunikations- og informationssystem for EU har Eurostat siden 1994 - COM(94)670 - arbejdet med udviklingen af hhv. miljøindikatorer og det såkaldte grønne nationalregnskab samt integration af miljøinformation og økonomi- og regnskabssystemer. Hovedmålet er at udvikle værktøjer til brug for afvejning af økonomiske og miljømæssige hensyn i miljøpolitikken og til integration af miljøhensyn i den økonomiske politik. Eurostat har sat tre aktiviteter i gang i henhold til programmet - jf. *Eurostat (1997a)*:

- Udviklingen af et Europæisk indeks-system til måling af miljøbelastningen fra menneskelige aktiviteter - The Pressure Indices Project - omfattende indikatorer fra 10 aktuelle miljøtemaer (policy fields).
- Etablering af et Europæisk miljøregnskabssystem koblet til det traditionelle nationalregnskab omfattende naturressourcer såsom skove, dyrkningsjord, vandressourcer, emissioner til luft, spildevandsudslip og affaldsproduktion samt økonomiske emner såsom miljøomkostninger, grønne afgifter og information om økologisk baseret industriproduktion (eco-industries).
- Forskning i emner såsom fysisk og monetær værdisætning for at undersøge mulighederne for og realismen i at sammenkoble miljøregnskaber og nationalregnskaber (værdisætning af skader på naturen og tab af økologiske funktioner).

Med hensyn til disse projekter samarbejder Eurostat med eksperter fra de nationale statistiske bureauer, EU's fælles forskningscentre (Joint Research Centre), Miljøagenturet (EEA) og OECD. Den største internationale interesse er knyttet til pressure-indeks projektet, som på et tidspunkt blev udvidet til også at omfatte udviklingen af sektorindikatorer i tilknytning til de enkelte temaer.

Førsteudgaven af Eurostats pressure-indikatorrapport - jf. *Eurostat (1998)* - indeholder 60 indikatorer eller proxy indikatorer for disse, som gennem en høringsproces er udvalgt af Eurostat på basis af forslag fra 2.300 europæiske miljøeksperter. Det er planen for det videre arbejde at aggregere de 60 pressure-indikatorer, således at disse reduceres til 10 indeks hver repræsenterende følgende temaer eller policy fields:

- Luftforurening
- Klimaændringer

- Tab af biodiversitet
- Det marine miljø (incl. kystzonen)
- Fortynding af ozonlaget
- Udtømming af ressourcer
- Miljøgifte (dispersion of toxic substances)
- Byernes miljøproblemer
- Produktion af affald
- Vand og vandressourcer.

Der er et betydeligt overlap mellem Eurostats og OECD's indikatorarbejde, og i øvrigt også mellem Eurostats og EEA's . Institutionerne ville næppe selv kalde dette forhold for konkurrence; men den uklare arbejdsdeling reducerer som nævnt mulighederne for på nationalt niveau at prioritere det internationale arbejde med indikatorer. Eurostat har dog anerkendt OECD's PSR-model for at sikre sammenligneligheden med OECD's indikatorarbejde, og Eurostat samarbejder i øvrigt med OECD om etablering af en fælles videndatabase på indikatorområdet.

Sammen med EU-medlemslandene er Eurostat også aktiv i den såkaldte "London Group", hvor en gruppe af nationalregnskabs eksperter og miljøstatistikere årligt mødes for at drøfte fremskridt inden for området miljø- og ressourceregnskaber. Ud over EU-landene og Eurostat deltager de fleste øvrige europæiske lande i dette arbejde samt USA, Canada, Australien, Japan, OECD, Verdensbanken og FN. Aktuelt arbejder gruppen sammen med FN's Statistiske Bureau på at revidere og udvikle et integreret miljø- og nationalregnskabssystem - System of Integrated Environmental and Economic Accounting (SEEA).

Eurostat har gennemført et pilotprojekt om udviklingen af et sæt indikatorer for bæredygtig udvikling af Europa. Projektet, som er baseret på den af FN's bæredygtighedskommission (UN CSD) udarbejdede indikatorsystematik, blev publiceret i 1997 med titlen "Indicators of sustainable development". I rapporten indgår 46 indikatorer opdelt i fire overordnede sektioner (regimer) - således de økonomiske forhold (9 indikatorer) det sociale område (14 indikatorer) miljøet (21 indikatorer) og såkaldte institutionelle forhold (2 indikatorer).

### 3.2.3 Det Europæiske Miljøagentur (EEA)

Den udvidede udgave af PSR-konceptet den såkaldte *DPSIR-model* - Driving force, Pressure, State, Impact og Response - er grundlaget for EEA's arbejde med indikatorer. EEA benytter ligeledes DPSIR-modellen som strukturerende ramme for en række tilstandsrapporter, som f.eks. den europæiske tilstandsrapport for 1998 - jf. *EEA (1998a)*. EEA gennemførte i 1997 en undersøgelse af mulighederne for med 1-års intervaller at udarbejde en europæisk indikatorrapport baseret på



DPSIR-indikatorer. Ambitionen var at præsentere data på en europæisk geografisk skala og altså ikke blot at sammenstille nationale data.

Undersøgelsen resulterede i en oversigt over relevante datasæt, som regelmæssigt blev opdateret og afrapporteret. Den skabte overblik over, hvilke data-logistiske problemer på europæisk skala der var forbundet med dataindsamling og -behandling, samt over hvilke ressourcer der var behov for. Endelig blev der som et resultat af undersøgelsen udarbejdet en høringsudgave af en europæisk indikatorrapport.

I en senere evalueringsudgave - jf. *EEA (2000)* - er der udviklet indikatorer for 5 sektorområder - energiforbrug og -produktion, transport, landbrug og industri - samt indikatorer for følgende miljøtemaer:

- Klimaændringer
- Stratosfærisk ozon (ozon-fortynding)
- Forsuring
- Troposfærisk ozon (jordnær ozon-opbygning)
- Luftkvalitet i byer
- Affald
- Indvinding af drikkevand
- Eutrofiering
- Vådområder

Som noget nyt er der i den sidste udgave medtaget indikatorer for EU-landenes nationale materialeforbrug - Total Material Requirement (TMR) - samt intensitets-indikatorer eller eco-efficiency indikatorer for sektorerne - dvs. ressourceforbrug eller forureningsudslip pr. produceret enhed for den pågældende sektor, jf. i øvrigt kapitel 4.

Både EEA's og Eurostats arbejde med indikatorer er baseret på EU's femte Miljøhandlingsprogram fra 1993 med titlen "Towards Sustainability", der opfattes som EU's opfølgning og implementering af Agenda 21. Der sigtes mod at opbygge et europæisk informationssystem, som bl.a. skal indeholde bedre information om miljøtilstanden belyst ved hjælp af relevante indikatorer og tålegrænser, der er defineret ud fra begrebet "bæredygtighed".

Ud over de to institutioners ovennævnte aktiviteter deltager de i udviklingen af *sektorspecifikke indikatorer*, hvor målet er at indbygge miljø- og bæredygtighedshensyn i EU's sektorpolitik. Dette arbejde er prioriteret for følgende fem sektorer - landbrug, energi, industri, transport og turisme. Arbejdet er organiseret i arbejdsgrupper med repræsentanter fra DGXI, de relevante sektordirektorater, Eurostat og

EEA samt i nogle tilfælde også repræsentanter fra medlemslandene. Arbejdet med at udvikle transportindikatorer er længst fremme, og det benyttes under titlen "Transport and Environment Reporting Mechanism" (TERM) som paradigme for arbejdet med de øvrige sektorer.

EEA er ansvarlig for TERM-projektet, og i 1998 blev der udgivet en arbejdsrapport med titlen "Towards a transport and environment reporting mechanism"- jf. *EEA (1999d)*. Planen er én gang om året at udgive en indikatorbaseret rapport om trafik og miljø omfattende i første omgang 21 trafik-indikatorer opdelt i følgende grupper med udvalgte eksempler:

- *Kontekst-indikatorer* (contextual indicators): Den lidt uforståelige titel dækker over transportsektorens bidrag til total-emissionen af CO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub>, VOC'er og PM10 samt f.eks. sektorens andel af det totale energiforbrug.
- *Effekt-indikatorer* (impact indikatorer): Emissioner pr. passager-km og pr. godstransport-km for de samme gasser, overskridelser af f.eks. støjgrænser og luftkvalitetsgrænser samt habitatfragmentering.
- *Transport-effektivitet*: Brændsel-forbrug pr. passager-km og godstransport-km, bilparkens gennemsnitsalder, rene brændsler andel af totalforbrug m.m.
- *Transport-intensitet*: Passager-km og godstransport-km beregnet pr. capita og i forhold til BNP.
- *Prissignaler*: Udviklingen i priser på transport, benzinpriser, afgifter, subsidier, m.m.
- *Arealudnyttelse* (land use and access): Transporttypernes forbrug af areal i by- og landområder, omkostninger for personmobilitet.
- *Transportforsyning*: Infrastrukturens samlede længde og investeringer i transport infrastruktur.

### **3.3 Commission on Sustainable Development (UN-CSD)**

FN's Kommission for bæredygtig udvikling blev oprettet i 1992 som led i opfølgningen af beslutningerne truffet på FN's konference om miljø og udvikling i Rio de Janeiro i juni 1992. Dette skete i henhold til "Rio-deklarationen" og Agenda 21, som blev vedtaget på Rio-mødet. I kapitel 40 i Agenda 21 anbefales det således direkte, at alle lande og internationale organisationer udvikler og tester *indikatorer for bæredygtig udvikling*.

En af kommissionens nøgleaktiviteter er udviklingen af indikatorer for bæredygtig udvikling, hvilket blev vedtaget i et arbejdsprogram i 1995 - Work Programme on Sustainable Development (WPISD). Arbejdsprogrammet (UN-CSD 1996) omfatter en liste på 130 indikatorer

organiseret efter et DSR-system - Driving Force, State og Response. Driving Force-indikatorerne, som omfatter alle samfundsaktiviteter og processer, der direkte og indirekte påvirker udviklingens bæredygtighed, svarer nogenlunde til pressure-indikatorerne i følge OECD's PSR-system og til både D og P i DPSIR-modellen, som EEA anvender. State-indikatorerne beskriver eller karakteriserer tilstandene under den bæredygtige udvikling, og response-indikatorer indikerer de politiske handlingsmuligheder eller konkrete svar fra samfundets side på ændringer i tilstanden.

Indikatorer for bæredygtig udvikling dækker pr. definition et bredere område end miljøindikatorer. CSD's indikatorer dækker således ikke blot miljøet, men også det sociale, det økonomiske og det såkaldte institutionelle område, og de er grupperet i overensstemmelse med disse fire regimer.

Systemet bliver i øjeblikket afprøvet i en lang række lande verden over, og er i Europa blevet testet af Østrig, Belgien, Tyskland, England, Frankrig og Finland, og for Europa som helhed (EU15) af Eurostat - jf. *Eurostat (1997)*. Systemets relevans for de europæiske lande blev evalueret på en workshop afholdt i 1998 arrangeret af EEA og Eurostat - jf. *EEA (1999b)*. Konklusionen er

- at et antal af indikatorerne i forvejen benyttes regelmæssigt i Europa,
- at en stor del af indikatorerne er irrelevante til brug for en bedømmelse af bæredygtig udvikling i de europæiske lande,
- at der er behov for at udvikle og udpege mere meningsfulde indikatorer, der kan indgå i et system til afrapportering af bæredygtig udvikling i EU-landene.

Til denne vurdering kan føjes, at indikatorsystemet er udviklet til anvendelse på nationalt niveau, og at det hverken er designet eller egnet til at blive brugt komparativt mellem landene. Indikatorerne er heller ikke dimensioneret i overensstemmelse med en relevant geografisk skala eller med henblik på kobling af forskellige skalaer. Den relevante geografiske skala vil variere fra problem til problem og vil kun i nogle tilfælde være sammenfaldende med nationale administrative grænser. DSR-begrebsrammen er i systemet benyttet som et hensigtsmæssigt organisatorisk princip, og der antages ikke explicit at være kausale koblinger mellem driving force-, state- og response-indikatorerne inden for et givet overordnet policy-domæne eller mellem domæner - jf. *Mortensen (1997)*.

### **3.4 Scientific Committee on Problems of the Environment (SCOPE)**

SCOPE er videnskabelige komité for miljøproblemer under The International Council of Scientific Unions (ICSU), og komitéen spiller en særlig rolle i forbindelse med implementeringen af CSD's arbejdsprogram for udvikling af bæredygtighedsindikatorer. Inden for arbejdsprogrammet har SCOPE mandat til at arbejde med det viden-

skabelige grundlag for bæredygtig udvikling og skal især koordinere og udvikle aggregerede indikatorer, arbejde med kausalitet og koblinger mellem indikatorer og indikatorsystemer samt udvikle nye indikatorer inden for områder, hvor der ikke findes indikatorer - jf. *Moldan et al. (1997)*.

I praksis samarbejder en videnskabelig komité nedsat af SCOPE med en række internationale organisationer og nationale eksperter om udviklingen af indikatorsystemer for bæredygtig udvikling til brug for den politiske beslutningsproces på nationalt og internationalt niveau. Af væsentlige resultater kan nævnes en rapport med titlen "Indicators of Sustainable Development for Decision Making" fra en workshop afholdt i Ghent i 1995 i samarbejde med UNEP - jf. *Gouzee et al. (1995)*. En tilsvarende Workshop blev samme år afholdt i Tyskland i samarbejde med EU-kommissionen og Wuppertal Institutet. Endelig blev der i 1998 udgivet en omfattende "state of the art" rapport fra et SCOPE-projekt om bæredygtighedsindikatorer - jf. *Moldan et al. (1997)*. Rapporten, som er på ca. 400 sider, kan betragtes som kulminationen på mere en 50 SCOPE-forskeres indsats over flere år. Dens styrke er "overblik", idet den i rigt mål gennemgår og vurderer forskellige perspektiver og angrebsvinkler på analyse og implementering af begrebet bæredygtighed. Den eksemplificerer begrebets anvendelse, og endelig gennemgår den forskellige forsøg på opstilling af mere eller mindre komplette modeller for begrebet.

### **3.5 Andre internationale indikator aktiviteter**

#### Verdensbanken

Verdensbanken er mest kendt for sin årlige publikation "World Development Indicators", som banken udarbejder på basis af datainput fra en lang række internationale institutioner og nationale statistiske bureauer. I rapporten fokuseres der på væsentlige globale udviklingstendenser inden for områder såsom international handel, økonomisk udvikling, befolkningsudvikling samt ændringer i sociale indikatorer vedrørende sundhed, uddannelsesniveau, arbejdsløshed og fattigdom.

Miljøområdet i bredeste forstand er dækket af klassisk miljøstatistik omfattende ressourceforbrug, fødevarerproduktion, ændringer i arealudnyttelse samt vand- og luftkvalitet. Rapportens styrke er den komparative statistik mellem verdens nationer på det økonomiske og sociale område, de aggregerede globale udviklingstræk, som relateres til de internationale globale udviklingsmålsætninger - social velfærd - samt analyser af sammenhænge i udviklingen mellem det økonomiske og det sociale område.

Det er mindre kendt, at Verdensbankens miljøafdeling også har bidraget til analyserne af det videnskabelige grundlag for bæredygtig udvikling betragtet som et nyt udviklingsparadigme. Bankens indsats på dette område er dog først og fremmest finansielle bidrag samt organisatorisk styrke til afholdelse af konferencer og workshops. F.eks. afholdt banken i samarbejde med FN's Universitet (UNU) en

konference i 1992 om det biologiske og (geo)fysiske grundlag for bæredygtig udvikling - jf. Munasinghe & Shearer (1995).

#### *Baltic 21*

Titlen "Baltic 21" dækker over, at der mellem Østersølandene i henhold til kap. 40 i Agenda 21 er aftalt at udvikle et informations- og afrapporteringssystem for Østersøregionen baseret på indikatorer for bæredygtig udvikling. Arbejdet, som planlægges koordineret mellem EEA og Eurostat gennem et Baltic 21 sekretariat, skal baseres på eksisterende informationssystemer og overvågningsprogrammer. Udgangspunkt er bl.a. en række integrerede sektorplaner, der gennem et af Verdensbanken finansieret "Baltic Sea Regional Project" er udarbejdet for regionen. Arbejdsgrupper har udarbejdet forslag til indikatorer for i alt 7 sektorer, og sekretariatet arbejder på at udvikle et sæt af overordnede eller særligt udvalgte indikatorer. Planen er i følge et forslag fra EEA at publicere en indikatorrapport med regelmæssige intervaller.

#### *HELCOM*

Udviklingen af indikatorsystemer for Østersøregionen er også igangsat inden for rammerne af arbejdet under Helsingfors Konventionen. HELCOM's særlige indsats vil dog være at udvikle indikatorer for Østersøens og tilstødende kystnære områders miljøtilstand inden for rammerne af et integreret indikatorsystem udviklet for regionen gennem Baltic 21 projektet. Dette system kan bedst beskrives som et Driving Force, Pressure, State, Response-system for udvalgte temaer. Systemet omfatter bl.a. indsatsindikatorer - performance indicators - for udvalgte management-tiltag, og det er målrettet mod at evaluere udviklingstendenser, mod at understøtte den politiske beslutningsproces samt mod kommunikation med offentligheden.

## 4 Overordnede begrebsmodeller og strategier

Det ligger i definitionen af en indikator - jf. afsnit 2.1 - at den i forenklet form repræsenterer et større eller mere sammensat fænomen, end hvad der umiddelbart kan aflæses ud fra den målte værdi. Indikatorer indgår derfor i aggregeringshierakier lige fra usammensatte statistiske miljødata over stærkt sammensatte indeks-indikatorer til mere uspecifikke konceptuelle modeller. Disse modeller kan være sammensat af løst associerede indikatorsystemer eller rene "mentale modeller" for verden samt for udviklingen og kvaliteten af denne. En indikator kan også adskille sig fra anden numerisk information ved at være et styrende aktivt element i et management program, i en kontrolproces eller i en miljøhandlingsplan. Den kan også passivt repræsentere en miljøtilstand for et subsystem, der indgår i et overvågningsprogram. Der vil i kapitlet blive fokuseret på udviklingen af den konceptuelle tænkning lige fra ikke-integrerede deskriptive overvågningsprogrammer over integrerede assessment-modeller til egentlige interaktive beslutningsstøttesystemer.

### 4.1 Nogle historiske udviklingstræk

Siden starten af 70'erne har dansk og europæisk miljøpolitik været baseret på udviklingen af et antal vejledende principper og strategier, som bl.a. har ændret sig i takt med udviklingen og konfrontationen med en række nye grænseoverskridende eller globale miljø- og resourceproblemer. I Danmark som i de fleste andre europæiske lande var den virkelighed, som miljøpolitikken opererede i, delt op i hhv. samfundssektorer og medier såsom jord, luft, støj og vand. Miljøpolitikken blev stort set implementeret på virksomheds- eller sektorniveau, og miljøtilstanden og dens udvikling blev typisk overvåget og afrapporteret i adskilte overvågningsprogrammer for de enkelte medier.

Karakteristisk for 1980'erne var en stigende erkendelse og et voksende behov for at føre en sammenhængende og integreret miljøpolitik. Udviklingen af miljøpolitikken i EU og dens overordnede målsætninger kan bruges som eksempel til at illustrere dette. I Romtraktaten fra 1957 blev alle udviklingsmål for Det Europæiske Fællesskab defineret i økonomiske termer. I en tilføjelse til Romtraktaten i 1986 - The Single European Act - blev en målsætning om miljøbeskyttelse tilføjet. I Maastricht-traktaten fra 1991 blev der defineret et overordnet mål for at "fremme økonomisk og social udvikling på en bæredygtig og balanceret måde".

Selvom miljøet her kun nævnes implicit gennem brugen af bæredygtighedsbegrebet, er det første gang, at miljøspørgsmålet i en traktatlig sammenhæng ikke anskues isoleret, men ses i en social og økonomisk sammenhæng. I Amsterdamtraktaten fra 1997 blev miljømålene gjort mere eksplicite, idet unionen skal forbedre miljøet og fremme et højt beskyttelsesniveau, samtidig med at miljøbeskyttelse

skal integreres i de forskellige politiske indsatsområder og sektor-handlingsplaner. Denne overordnede strategi blev mere konkret specificeret på et rådsmøde i Cardiff i 1998 - Partnership for integration: A strategy for integrating the environment into EU policies.

I overensstemmelse med EU's 5. Miljøhandlingsplan - jf. *EU (1992)* - og ajourførte udgaver af denne, kan der til implementering af den nye integrerede miljøpolitik specificeres følgende vejledende policy-principper:

- Anlæg en *forebyggende strategi* - prævention er bedre en sygdom- og symptombehandling.
- *Rens så nær kilden som muligt* - undgå "end-of-pipe" løsninger og lad være med at sende problemerne videre til andre lande, andre medier eller fremtidige generationer.
- Indførelse af "*the polluter pays principle*" - det er forurenerens ansvar at undgå spredning af forurening og afbøde virkningerne på miljøet.
- *Cost-effectiveness* - i miljøpolitikken skal der tages hensyn til såvel omkostninger som gevinster ved politik-implementeringen.
- Anvendelse af *forsigtighedsprincippet* - handlinger, som potentielt og uopretteligt kan skade miljøet, skal undgås.
- *Bæredygtighed* - policy målene skal fremme en økonomisk og social udvikling, som i et langsigtet perspektiv ikke skader miljøet eller naturressourcerne, der i stigende grad er en begrænsende faktor for den økonomiske udvikling.
- *Integration* - miljøhensyn skal integreres i alle andre relevante politiske indsatsområder.
- *Subsidiaritet* - de politiske handlinger skal gennemføres på det mest hensigtsmæssige administrative niveau.

*Integration* er et multidimensionalt begreb, og det er mere eller mindre implicit et gennemgående tema i ovenstående liste. Som politisk strategi stiller integrationsbegrebet store krav til informationsgrundlaget eller informationssystemet. Et informationssystem er i denne sammenhæng den dataplatform, hvor forskellige perspektiver på et givet konkret problem konfronteres. Det er stedet, hvor forskellige fagdiscipliner mødes, og med udgangspunkt i en overordnet begrebsramme er det stedet, hvor miljørelateret og anden information organiseres, standardiseres, analyseres og præsenteres i form af tilstandsrapporter, indikatorrapporter eller strategiske redegørelser og handlingsplaner.

*Integreret analyse* - Integrated assessment (IA) og Integrated Environmental Assessment (IEA) - er navnet på en procesorienteret politisk indsatsstrategi, som i en række europæiske lande og i EU regi blev udviklet i 1990'erne. Der er tale om et overvågnings- og planlægningsinstrument, som skal implementere og justere den nye integrerede miljøpolitik - jf. *Holten-Andersen et. al. (1995)* og *Briggs et. al.*

(1995). Begrebet er dog af væsentlig ældre oprindelse, idet det allerede omkring 1970 blev udviklet som strategisk analyseinstrument for USA's miljøpolitik - The National Environmental Policy Act (NEPA), jf. *US EPA (1994)* og *Stakhiv (1988)*.

I Europa blev ideen om integreret analyse introduceret i årene omkring 1980 med udviklingen af begrebet *integreret overvågning*. Begrebet blev af de nordiske lande parallelt med erkendelsen af omfanget, kompleksiteten og rækkevidden af den langtransporterede luftforurening i Europa - først og fremmest i forbindelse med forureningseffekterne på miljøet - udviklet som overvågnings- og forskningsstrategi. Integreret overvågning, som var med til at gøre miljøpolitikken i Europa mere økosystemorienteret, kan også betragtes som dataleverandør til et informationssystem, der først og fremmest, afhængigt af hvilke miljøproblemer der fokuseres på, er baseret på geografiske referencedata med varierende rumlig skala.

Den måde, hvorpå man fra miljømyndighedernes side beskrev og afrapporterede miljøtilstanden og dens udvikling, ændrede sig også gennem 1990'erne - jf. *Rump (1996)*. Fra at beskrive tilstande og processer i den biofysiske omverden i særskilte tilstandsrapporter og sektorrapporter blev sigtet gjort bredere. Miljø- og samfundsudviklingen blev sammenkoblet, og rapporterne blev politisk gjort mere handlingsorienterede. I Danmark blev den nationale miljøtilstandsrapport i 1993 - jf. *Christensen et. al. (1994)* - således for første gang ikke blot en traditionel sammenstilling af eksisterende data og indikatorer for udviklingen i naturtilstanden og i de forskellige medier, men også et forsøg på at sammenkæde udviklingen inden for nogle centrale miljøtemaer med udviklingen af de samfundssektorer, der bidrager mest til miljøbelastningen.

## 4.2 Indikatorsystemers funktion

Ved analysen af ethvert miljøproblem eller miljøpolitisk emne er der behov for en indre struktur eller en systematik for det pågældende tema. Fokuseres der på en enkelt indikator for et givet system, kan der kun indhentes information om det konkrete forhold, som indikatoren repræsenterer, men principielt ingen information om systemet som helhed. Kun ved at kombinere indikatorer i sæt eller associationer kan der opnås information om systemet som helhed.

Når indikatorer betragtes isoleret på 1. ordens niveau, kan de betegnes som *deskriptive indikatorer*, og de kan begrebsmæssigt betragtes som miljøstatistiske enheder - jf. kap. 2. På 2. ordens niveau - systemniveauet - kan indikatorerne, i den udstrækning de begrebsmæssigt defineres som elementer der direkte eller indirekte er koblet til en politisk beslutningsproces eller kontrol- og overvågningsproces, betegnes som *normative eller præskriptive indikatorer*.

Arbejdet med håndtering og udviklingen af indikatorer og indikatorsystemer går i 3 retninger rettet mod hhv.

- *direkte formidling af miljøinformation* gennem publicering af f.eks. indikatorrapporter,



- *udvikling og opbygning af indikatorlogistik* som f.eks. opbygning og udvikling af indikator databaser, tematiske databaser, metainformation samt mere overordnede informationsnetværk eller informationssystemer,
- *forskning og udvikling af indikatorsystemer*, hvor indikatorer er elementer i et analyseværktøj til undersøgelse af kausalt eller empirisk begrundede årsags-/virkningskæder for økosystemer, integrerede overvågningsprogrammer eller "metasystemer" repræsenterende samspillet mellem miljø- og samfundsudviklingen.

De 3 kategorier hænger naturligvis sammen - de er indbyrdes komplementære - men nævnes særskilt, fordi der ofte hersker forvirring om hvad "udvikling af miljøindikatorer" går ud på eller bør gå ud på. Lægges vægten på formidling af information ved hjælp af indikatorer, er udviklingsaspektet i væsentlig grad af pædagogisk karakter. Målet er kommunikation gennem anvendelse og udvælgelse, men først og fremmest gennem fravalg af information fra bl.a. allerede udviklede indikatorsystemer.

Omfanget og karakteren af den forenkling og reduktion af kompleksitet, der følger heraf, er naturligvis afhængig af, om målgruppen er befolkningen som helhed, det politiske system eller det faglige embedsværk for en given samfundssektor. De formidlingsmæssige fordele, der kan opnås ved at anskueliggøre bredspektrede og komplekse miljøforhold ved hjælp af et mindre antal stærkt aggregerede indeks eller selektivt udvalgte enkeltindikatorer, skal imidlertid afvejes mod de fejlkilder, som er knyttet til aggregerings- og prioriteringsprocessen, og som kan give anledning til fejlagtige politiske signaler - jf. i øvrigt afsnit 6.2.

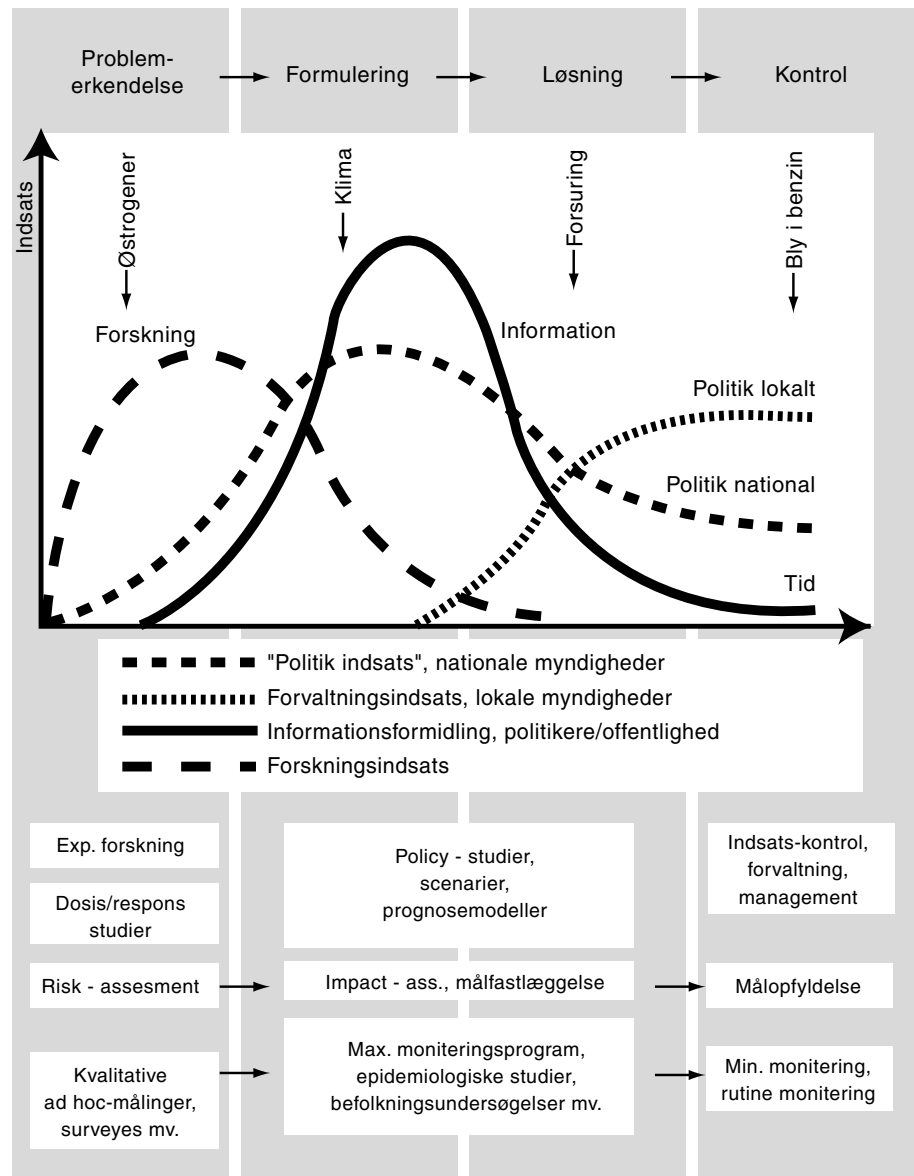
Den principielle sammenhæng mellem informationsformidling, systemanalyse samt forsknings- og overvågningsindsats er forsøgt anskueliggjort i figur 4.1, som viser forskellige faser i udviklingen af et givet miljøproblem. *Winsemius (1986)*, *Bagges et al. (1994)* og *Adriaanse et al. (1989)* har alle beskrevet, hvordan samfundets fokusering og reaktion på et miljøproblem skifter karakter under udviklingsforløbet fra problemet bliver erkendt til det i princippet bliver løst. Denne livscyklus deler Adriaanse op i fire faser. Den første kalder han problemidentifikationsfasen, der følges af en fase, hvor den nødvendige politik med tilhørende virkemidler bliver udviklet. Herefter følger en fase med politik-implemtering og til sidst eventuelt en kontrolfase, hvor indsatsen evalueres.

Indikatorsystemet, som beskriver et givet miljøtema, skifter imidlertid også karakter under temaets livsforløb:

- *fase - problemidentifikation*. Samfundets indsats er i starten forskning, kampagneundersøgelser, økosystemstudier, epidemiologiske studier mv. Det kan diskuteres, om det overhovedet er relevant at bruge indikatorbegrebet i denne fase. Der kan højst være tale om deskriptive enkeltindikatorer af tilstandstypen - f.eks. early warning indicators. Normer kan ikke fastlægges - højst dosis-response relationer - og en dynamisk feed-back kæde af pressure-state-response indikatorer kan ikke etableres. Samfundets

“response” er først og fremmest koblet til forskningsindsatsen og til empirisk undersøgelse af problemernes karakter.

- og 3. fase - politikformulering og -implementering. På basis af overvågningsprogrammer samt risiko- og impact analyser sker der en dimensionering eller sandsynliggørelse af problemets omfang og udvikling i tid og rum. Der sker også en mål- og normudvikling, og ved hjælp af fremskrivningsmodeller simuleres alternative udviklingsforløb. Endelig udvikles dynamiske indikatorsystemer af DPSIR-typen til problemanalyse og til i forenklet form at målrette kommunikationen mellem de politiske aktører, offentligheden og de videnskabelige samfund.
- og 4. fase - implementering, indsats-kontrol. Kontrollen og overvågningen af virkningerne af en gennemført politik er fremherskende i 4. fase, og overvågningsprogrammerne er reduceret til rutineovervågning. Kontrollfaseindikatorerne fokuserer på tidlige led i årsagsvirkningskæden - f.eks. emissioner og effekten af afværgeforanstaltninger - og de er rettet mod kilderne og de centrale sektorer, som er mål for indsatsen. “Distance-to-target”, “response” og “performance” indikatorer er i stigende grad centrale i forløbet fra 3. til 4. fase og i 4. fase. Indikatorsystemerne formaliseres, og ofte vil få udvalgte nøgle-parametre indgå som enkeltindikatorer. Indikatorerne bliver i højere grad målrettet til kommunikation inden for det politiske-administrative system på alle niveauer.



Figur 4.1 Miljøproblemerne livscyklus. Principskitse over forløbet af et miljøproblem fra det erkendes som problem og indtil det i princippet er løst eller under kontrol. For at anskueliggøre funktionen af faseprincippet, er fire erkendte miljøproblemer (østrogen, klimaforandringer, forsuring og bly i benzin) forsøgt implaceret i tidsforløbet

Indikatorsystemet skifter karakter under livsforløbet, og målgruppen ændres. I perioden, hvor en miljøpolitik er under udvikling, er interessegrupper, offentligheden og medierne i fokus, mens det modsat i slutfasen måske i højere grad er det politiske administrative system selv, der ønsker at anvende indikatorer til "performance control".

Indikatorsystemer skal således tage højde for, at der til forskellige typer af beslutninger hører forskellige typer af information og informationsniveauer, som vil ændre sig som funktion af tiden, når et miljøproblem og en miljøpolitik modnes. Også regionale og globale forskelle kan indebære, at et miljøproblem på et givet tidspunkt er i forskellige faser på forskellige geografiske lokaliteter, og at forskellige lande således har forskellige kriterier for valg af indikatorer for et givet problem. Mange diskussioner i internationale organisationer og

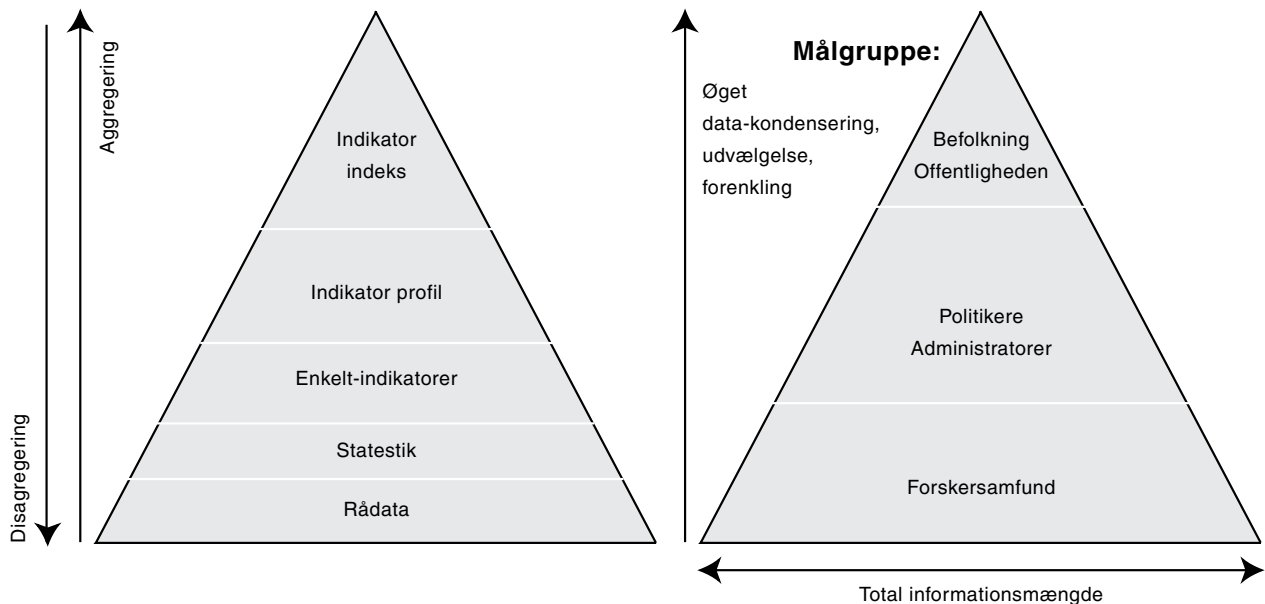
megen uenighed blandt nationale indikatoreksperter om valg af indikatorer og indikatorsystemer kan henføres til en manglende analyse eller anerkendelse af miljøproblemerne "livscyklus".

### 4.3 De tre informationspyramider

Det antages ofte uden nærmere begrundelse, at brugen af miljøindikatorer for at lette og understøtte den politiske beslutningsproces handler om at forenkle og aggregere miljøinformation så meget som muligt. Til illustration af dette forhold og for at understrege kondenseringsprocessen benyttes forenklede begreber såsom "informationsbjerget" eller "informationspyramiden" - se f.eks. *Jesinghaus (1998)*, *EEA (1999a)* og *Braat (1991)*. Ofte antages det indirekte, at indikatorerne i toppen af pyramiden altid er aggregerede produkter af variable fra et lavere niveau, selvom mange "topindikatorer" i virkeligheden er særligt udvalgte variable hentet fra ét tema, som igen er særligt prioriteret og udvalgt blandt mange andre temaer.

Der kan skelnes mellem mindst tre grundtyper af data-hierakier - jf. figur 4.2 og 4.3:

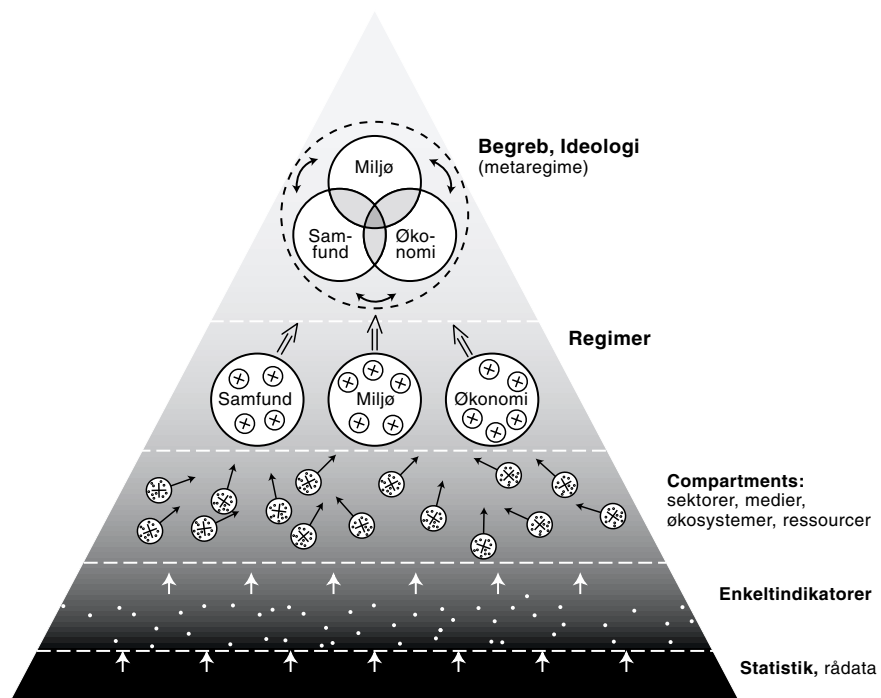
- *Formidlingspyramiden eller informationspyramiden.* Kondenseringen og udvælgelsen af information målrettes til kommunikation eller formidling af viden til brugere med forskellig videnbaggrund - jf. *Braat (1991)* og *Christensen (1992)*. Topniveauet repræsenteres af information rettet mod befolkningen som helhed - surface knowledge - mellemniveauet af information rettet embedsværket og politikerne - shallow knowledge - og basisniveauet af information rettet mod forskningsverdenen - deep knowledge. Informationspyramidens indikatorer opfylder ikke nødvendigvis et krav om konsistens og kausal kontinuitet fra basis til top.
- *Aggregerings- eller indekspyramiden.* Der er i dette tilfælde tale om kondensering af information fra rådata via statistik og enkeltindikatorer til mere sammensatte og eventuelt vægtede og stærkt aggregerede indeks-indikatorer. Disse genereres på basis af individuelle variable, som i kraft af ækvivalente egenskaber eller effekter ved hjælp af simple overordnede funktioner multipliceres eller adderes til aggregerede indeks - jf. kap. 6. Indekspyramiden forudsætter en begrundet kvantitativ konsistens og kausal kontinuitet fra basis til top - dvs. reversibilitet med hensyn til aggregering og disaggregering.
- *Begrebspyramiden.* Dette hierarki er forbeholdt hierarkisk opbyggede komplekse systemer, abstrakte modeller eller kvalitative overordnede begreber, som ikke umiddelbart lader sig disaggregere, eller som ikke er baseret på en disaggregeret substruktur. For begrebspyramiden er der således ikke fuld reversibilitet mellem top og bund, og heller ikke nødvendigvis "kausal kontinuitet".



Figur 4.2 Illustration af to grundtyper af data-hierakier: a) Aggregerings- eller indekspyramiden - kondensering af information fra rådata via statistik og enkelt-indikatorer til mere sammensatte indeks-indikatorer. b) Formidlingspyramiden eller informationspyramiden, hvor kondensering og udvælgelse af information målrettes til kommunikation eller formidling af viden til brugere med forskellig videnbaggrund og interesser

Forenkling og datareduktion er pr. definition nødvendige trin i udviklingen af indikatorer. Men hvor vidtgående den totale informationsmængde skal indskrænkes, afhænger naturligvis af målgruppe og formål. Hvis målet f.eks. er kommunikation eller formidling af miljøinformation til befolkningen via indikatorrapporter, er der behov for en datareduktion, som afspejler den aktuelle miljøpolitiske dagsordens budskaber. De udvalgte eller aggregerede indikatorer får herved til formål at udtrykke en "redigeret virkelighed" tilpasset målgruppens vidensniveau.

Udviklingen af *Environmental Headline Indicators* inden for EU - jf. *EEA (1999a)* - er et eksempel på et sådant indikatorsystem, hvis formål er at formidle viden om alle væsentlige miljøproblemer ved hjælp af blot 5 - 20 udvalgte eller stærkt aggregerede indikatorer. Ordet headline er valgt, fordi indikatorerne repræsenterer toppen af pyramiden, samtidig med at de repræsenterer dagsaktuelle temaer der når avisernes "headlines". Indikatorerne udvælges for alle de temaer, som er prioriteret i overensstemmelse med EU's 5. Miljøhandlingsprogram, og efter et koncept, som benyttes i en række lignende rapporter i Tyskland: *Environment Barometer*. England: *Sustainability Counts*. Sverige: *Gröna Nyckeltal*.



Figur 4.3 Begrebspyramiden. En pyramidetype forbeholdt hierarkisk opbyggede komplekse systemer, abstrakte modeller eller kvalitative overordnede begreber - her illustreret med begrebet "bæredygtig udvikling"

En nordisk indikatorrapport udarbejdet for Nordisk Ministerråd - jf. *Brunvoll et al. (1997)* - er ligeledes et eksempel på anvendelsen af et "headline koncept". I denne rapport bliver med få undtagelser 13 udvalgte miljøtemaer hver især grafisk repræsenteret af blot 3 indikatorer - Pressure, State og Response indikatorer. Denne forenkling medfører, at miljøproblemerne i rapporten fremtræder overskuelige, samtidig med at en kortfattet stram redigering af teksten optimerer budskaberne. Der er tale om en let forståelig præsentation af sammenhængen mellem et miljøproblem, dets væsentligste årsag og de iværksatte eller planlagte politiske tiltag for at løse problemet.

Svagheden ved denne fremstillingsform er, at miljøproblemerne nemt kan opfattes som isolerede temaer, der generelt optræder uafhængigt af hinanden, og at store komplekse temaer repræsenteres ved enkelte udvalgte og i nogle tilfælde misvisende variable. Som eksempler på dette kan nævnes, at et stort og heterogent område som "miljøgifte" præsenteres ved hjælp af to pesticid-indikatorer - det nationale forbrug (salget) af pesticider udgør belastningsindikatoren - Pressure indikator - og reduktionen i det nationale forbrug sammenholdt med et reduktionsmål udgør den politiske Response indikator. Et andet uheldigt eksempel er indikatoren for påvirkning af "biodiversitet", hvor udviklingen i den totale længde af vejnettet pr. arealenhed er valgt som belastningsindikator. Som tilstandsindikator er valgt antallet af nationalt truede arter, og som response indikator er valgt udviklingen i det totale nationale areal af beskyttede naturarealer.

Indekspyramiden er ovenfor kun beskrevet for indeks, der kan sammensættes eller aggregeres på basis af videnskabeligt fastsatte ækvivalensprincipper eller vægte. På basis af denne definition kan det diskuteres, om indekspyramiden overhovedet kan eller skal betragtes

som et overordnet indikatorsystem, idet enkelt-indikatorer på topniveauet - indeksene - blot er simple afledninger af de underliggende niveauer. Denne diskussion vil blive taget op i kapitel 6, hvor indeks, der er konstrueret på tværs af ækvivalente enheder og ved brug af forskellige sammenvejningsmetoder vil blive nærmere omtalt.

Begrebspyramiden er i figur 4.3 illustreret for begrebet bæredygtig udvikling. Begrebet forudsætter at der er en kobling eller korrespondance mellem mindst tre forskellige dimensioner - en samfundsøkonomisk-, en social og en miljømæssig dimension. På det overordnede niveau er verdenen således beskrevet gennem interaktion mellem tre forskellige dimensioner af denne, uden at der dog er angivet påvirkningsretninger eller dimensionering af relationerne mellem dimensionerne. På et lavere niveau omfatter begrebet et større antal temaer, dimensioner og begrebsrammer. Disse kan benyttes til identifikation, analyse, udvikling og kommunikation af indikatorsystemer, som inden for isolerede sub-systemer eller "compartments" repræsenterer mere veldefinerede kausalkæder. I begrebspyramiden stiger graden af kompleksitet fra bund til top - i modsætning til informationspyramiden, hvor kompleksiteten reduceres fra "deep knowledge" til "surface knowledge".

## 4.4 Integrerede modeller og begrebsrammer

### 4.4.1 Begrebsmodeller og systemudvikling - top down eller bottom up

I sin mest enkle udgave er en *begrebsmodel* blot en verbal eller visuel abstrakt beskrivelse af en del af verdenen set fra et bestemt perspektiv. I forenklet udgave kan en sådan model for at lette kommunikationen mellem grupper af mennesker og skabe grundlag for et fælles begrebsapparat benyttes til at beskrive verden eller en del af denne i ord eller symboler. Begrebsmodellen kan også fungere som platform for kommunikationen mellem politikere, forskere og befolkningen med henblik på at skabe konsensus om en idé eller en politisk målsætning. Som eksempler på nogle aktuelle overordnede politiske målsatte begreber på miljøområdet kan nævnes "bæredygtig udvikling", "biologisk mangfoldighed" og "økologisk råderum".

Generelle eller overordnede politiske mål kan betragtes som en aggregeret eller kompleks form for information, som imidlertid sjældent er baseret på en disaggregeret grundstruktur. De er derfor svære at implementere politisk og også ofte uegnede som basis for organisering og integration af data i egentlige indikatorsystemer eller informationssystemer beregnet på videregående analyser, tolkning og afrapportering - integrerede analyser eller Integrated Assessment Analysis (IAA). Dette velkendte problem betegner nogle forfattere som "*pyramide-dilemma'et*" - jf. *Der Rat von Sachverstaendigen für Umweltfragen* (1994). Når vi udvikler et indikatorsystem, kan vi således enten anvende en deduktiv metode i overensstemmelse med en *top-down strategi* eller en induktiv metode i overensstemmelse med en *bottom-up strategi*.

Benyttes top down strategien startes med at identificere nogle komplekse samfundsmæssige mål, som indikatorerne skal indrettes og udvælges efter. Dernæst udpeges delmål og udvikles modeller eller begrebsrammer for delsystemer i omverdenen, der skal fungere som skabeloner for indikatorudviklingen. Endelig identificeres problemstillinger og kriterier for udvælgelsen af indikatorer. Resultatet bliver imidlertid ofte, at det kun er allerede erkendte og operationelle, men separate problemstillinger, som kan håndteres.

Når den omvendte induktive bottom-up strategi anvendes, er problemet, at det er svært at nå informations- eller begrebspiramidens top. Dette skyldes, at der gennem aggregeringsprocessen på højere niveauer skal ske en integration, selektion eller postuleres nogle sammenhænge, der måske ikke er erkendelsesmæssig dækning for. Man kan lidt firkantet sige, at bottom-up strategien ikke er "mål-adækvat", og at top-down strategien ikke er "problem-adækvat". Løsningen er naturligvis ikke at forkaste de to strategier, men måske gennem en iterativ procedure at forsøge at arbejde pragmatisk med begge tilgange.

#### 4.4.2 Udvalgte indikatorsystemer

De eksisterende indikatorsystemer eller begrebsrammer - frameworks - som benyttes til håndtering eller afrapportering ved hjælp af indikatorer, kan groft opdeles i 3 hovedtyper - se f.eks. *Schulze & Colby (1997)*:

- Modeller for den politiske beslutningsproces eller for handlingsstrategier, som definerer og primært fokuserer på relationerne mellem deskriptive indikatorer og normative mål - societal values og policy goals.
- Kausale begrebsrammer eller modeller for de kausale interaktioner mellem miljø og samfund klassificeret tematisk på basis af miljøproblemerne.
- Geografiske eller rumlige begrebsrammer, som klassificerer de landområder og økosystemer, hvortil der aktuelt eller potentielt er knyttet miljøproblemer.

Det andet og tredje type system slås sammen af Schulze & Colby i en overordnet eller simplificeret analytisk model af "verden" med tilhørende samspil mellem miljø- og samfundsudviklingen. De tre modeller er komplementære. De synliggør tre integrerede og lige væsentlige begrebsmæssige dimensioner i forbindelse med genereringen og analyse af information. Den politiske beslutnings- og planlægningsproces kan i dette tilfælde betragtes som den drivende faktor.

Ud over de af Schulze & Colby foreslåede overordnede typer har en række mere detaljerede begrebsrammer eller organisationsprincipper været benyttet til at identificere, udvikle og kommunikere indikatorer til mere målrettede formål - f.eks. afrapportering af miljøets tilstand. Blandt de særligt benyttede kan nævnes:



- *Medie-konceptet*, hvor indikatorer klassificeres efter medierelevans - f.eks. luft, vand og jord.
- *Sektor-konceptet*, som fokuserer på en given samfundssektor og dens miljøproblemer med tilhørende sektorhandlingsplan.
- *Ad hoc nomenklatur* eller lister af indikatorer udvalgt efter emner, miljøtemaer eller miljøproblemer.
- *Integrerede miljøøkonomiske regnskabssystemer* baseret på nationalregnskabets omsætnings- og beholdningsposter for naturressourcer, varer og tjenesteydelser samt de økonomiske aktiviteters belastning af miljøet.
- Diverse *systemer til klassifikation af miljødata* som f.eks. FN's FDES-system (Framework for the Development of Environmental Statistics) og disse systemers håndtering af statiske og dynamiske indikatorer.
- *Pressure-State-Response systemer* (PSR-modeller) eller lignende policy-proces orienterede indikatorsystemer såsom f.eks. DPSIR systemet eller DSR-systemet udviklet af FN's Commission on Sustainable Development (CSD). Disse systemer er både blevet benyttet som kausale begrebsrammer og som klassifikationskemaer.

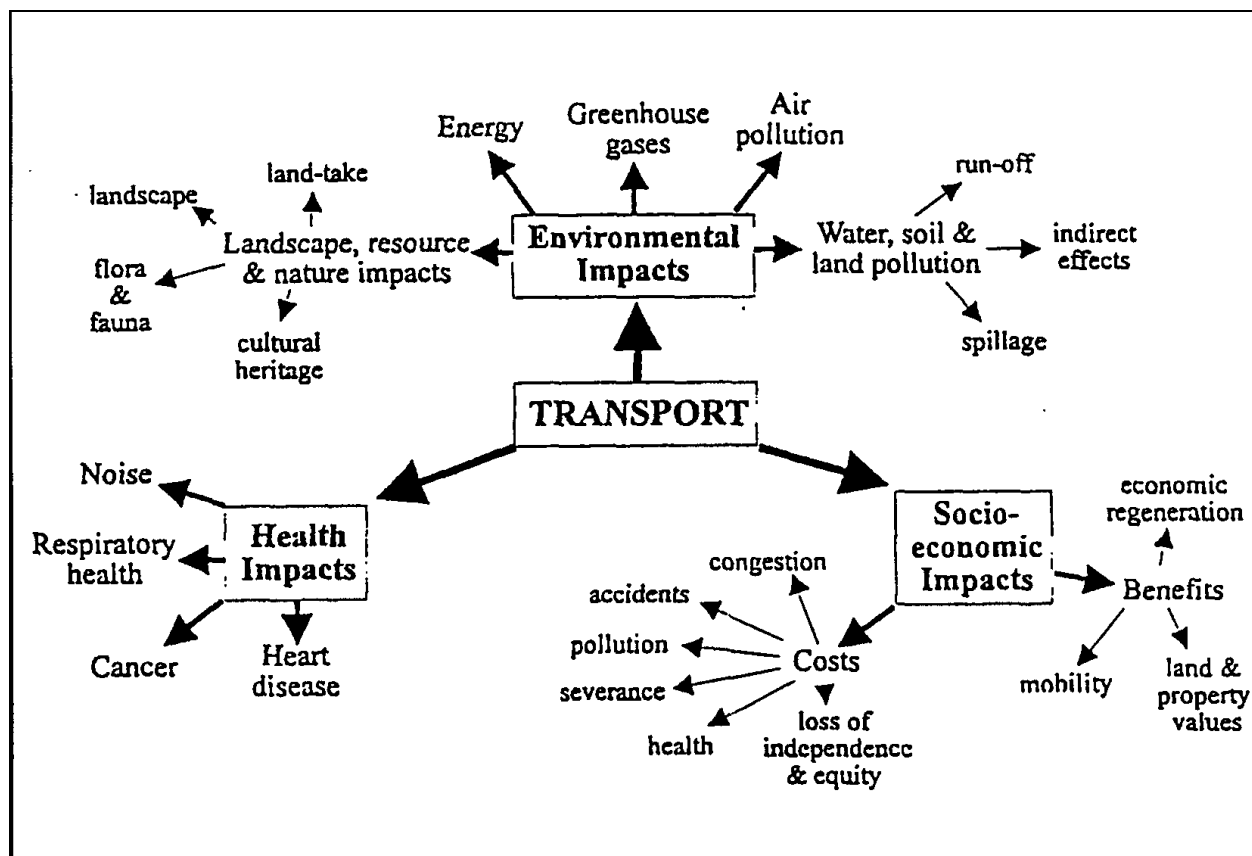
Endelig kan nævnes en række overordnede "*policy frameworks*" såsom strategisk planlægning og bæredygtig udvikling samt analytiske evalueringsmetoder såsom integreret miljøvurdering - Integrated Environmental Assessment (IEA) - der nogenlunde svarer til Schulze & Colby's modeller af den politiske beslutningsproces, men som mere eller mindre implicit forholder sig til håndteringen af indikatorbegrebet. Disse mere politisk og analytisk orienterede begrebsmodeller er omtalt i afsnit 4.4.8 vedrørende DPSIR-systemet, idet det er valgt at benytte DPSIR som begrebsramme for den politiske analyseproces.

#### 4.4.3 Organisering efter medie- eller sektorkoncept

At organisere og afrapportere miljødata efter medie-relevans repræsenterer en klassisk strategi, og afspejler samtidig de fleste menneskers umiddelbare opfattelse af, hvordan miljøet skal opdeles i komponenter knyttet til kendte problemstillinger såsom jord-, vand- og luftforurening. De fleste miljøovervågningsprogrammer er også struktureret efter medie-princippet, hvilket muliggør registrering af kontinuerte og lange tidsserier. En anden fordel er, at lovgivningen og udviklingen af målsætninger på miljøområdet ofte retter sig mod de kendte medier - grænseværdier for luft-, jord- og vandforurening. En svaghed ved medie-tilgangen er, at det er problematisk at håndtere en række store miljøproblemer og økosystem-processer, som omfatter eller griber ind i flere medier. Det er også svært inden for rammerne af et givent medie at analysere f.eks. miljøgiftes transport, om sætning og skæbne i miljøet for de af stofferne, der undervejs undergår medieskift.

Sektortilgangen benytter udvalgte samfundssektorer som klassifikationsmodel og grundlag for organiseringen af indikatorer - sektorindikatorer. Som eksempler kan nævnes landbrug, skovbrug, industri, private husholdninger, turisme, energisektoren og transportsektoren. Når sammenhængene mellem miljø- og samfundsudviklingen skal beskrives og analyseres, er det en klar fordel at benytte sektortilgangen, fordi de fleste landes statistiske afdelinger har indrettet deres registreringssystemer efter netop dette koncept, der også korresponderer med de økonomiske aktiviteter, som indgår i nationalregnskabet. For de fleste sektorer foreligger der endvidere lange og kontinuerede sektorstatistiske tidsserier. Endelig har fleste landes regeringer opbygget deres ressortministeriale struktur som sektorministerier, og væsentlige elementer af miljøpolitikken retter sig derfor mod sektorerne - udarbejdelse af sektorhandlingsplaner, inddragelse af miljøhensyn i sektorpolitikken i overensstemmelse med implementeringen af nationale strategier for bæredygtig udvikling, anvendelse af sektormodeller til brug for scenarieanalyser og sektorfremskrivninger osv.

Ved hjælp af sektorkonceptet er det muligt at foretage en tværgående sammenstilling og analyse af den række af miljøproblemer, der knytter sig til en given sektor, og samtidig synliggøre integrationen af forskellige miljøhensyn i sektorpolitikken. Der er imidlertid også en række sammenhænge mellem miljø og samfund, som ikke lader sig registrere og analysere ved brug af sektorindfaldsvinklen. Mange miljøproblemer er således tværsektorielle, idet et problem og dets løsningsmuligheder kan være knyttet til flere sektorer. Adskillige sektor/miljø-koblinger på økosystemniveau omfatter ligeledes flere sektorer, og en del af de indirekte udviklingstræk, som karakteriserer samfundsudviklingen - driving forces - er fælles faktorer for mange sektorer. Flere af de ovennævnte sektorer - f.eks. energi og transport - kan også i sig selv betragtes som tværgående, idet de er forbundet med adskillige andre sektorer og dermed får en relativ kompleks problemprofil. Dette fremgår af figur 4.4, hvor transportsektoren er benyttet som eksempel.



Figur 4.4 Problemprofil for transportsektoren. Oversigt over sektorens effekter - impacts - i omverdenen for områderne miljø, økonomi og menneskers sundhed - Kilde: Briggs et. al. (1995)

Transportsektorens miljøbelastning og interaktioner med det omgivende samfund stammer imidlertid ikke kun fra selve transportaktiviteten. Sektorens særlige kompleksitet tilskrives *Briggs et. al. (1995)* bl.a. det forhold, at sektoren består af forskellige typer af transportaktiviteter med forskellige funktioner med hver deres belastningsprofil. De fremhæver imidlertid især som et karakteristisk træk, at sektoren består af reaktive snarere end af proaktive aktiviteter. Transport kan således opfattes som et svar eller en reaktion på behovet for mobilitet med henblik på at opnå andre mål knyttet til andre sektorer og aktiviteter - opstrømsaktiviteter - såsom turisme og friluftsliv, industriel produktion, energiproduktion samt produktion og distribution af fødevarer. Blandt aktiviteter og påvirkninger, der så at sige nedstrøms er afledt af selve transportaktiviteten, kan nævnes dem, som er knyttet til opbygning og vedligeholdelse af infrastruktur såsom vejanlæg og lufthavne, skrotning af køretøjer m.v. Som en konsekvens heraf er transportsektoren indirekte stærkt afhængig af andre sektorens aktiviteter og geografiske fordeling samt den hertil knyttede stedbundne udvikling.

#### 4.4.4 Organisering efter miljøtemaer

Som det fremgår af gennemgangen af de internationale organisationers arbejde med indikatorer - jf. kap. 3 - er den tematiske tilgang et populært fremstillingsformat, som benyttes i mange indikator- og tilstandsrapporter. Aktuelle temaer såsom "forsuring af miljøet",

“eutrofiering”, “ozonlaget”, “miljøgifte” m.fl. er i mere eller mindre modificerede udgaver, gengangere i de fleste nationale tilstandsrapporter, hvilket muliggør internationale sammenligninger og skaber grundlag for standardisering af miljøstatistikken og de benyttede indikatorer.

Temaerne kan defineres bredt som et hvilket som helst aktuelt emne, hvor der afhængigt af den politiske dagsorden er et behov for vidensformidling. Mere snævert, men også mere operationelt, kan man definere temaer som emner, i relation til hvilke konkrete miljøbelastninger - pressures - og disses direkte og indirekte effekter og konsekvenser for mennesker, økosystemer, dyr og planter samt naturressourcer - impacts - beskrives og analyseres - jf. *Kroes (1991)*. Således som temakonceptet bliver benyttet i praksis, omfatter det alle prioriterede emner, som kan håndteres dynamisk ved hjælp af et “react and cure approach”. Dette svarer til den måde, hvorpå *Rump (1996)* definerer den tematiske tilgang, og det er den samme tilgang, som blev foreslået anvendt ved analysen af miljøproblemernes livscyklus i denne rapport - jf. afsnit 4.2. Kan temaet yderligere konkretiseres til at omfatte en definerbar kausalitetskæde, vil også pressure-state-response tilgangen (PSR modellen) kunne anvendes tematisk.

Som nævnt ovenfor muliggør sektorformatet en analyse og fremstilling af den vifte af temaer eller miljøproblemer, der er knyttet sig til en given sektor. Det omvendte er tilfældet med tematilgangen. Her er det muligt at analysere den vifte af sektorrelaterede samfundsaktiviteter, der udgør påvirkningsfaktorerne for et givet tema. Den tematiske tilgang muliggør også, at man i mange indikatorrapporter kan fremstille miljøproblemerne som “smalle” historier, der hver for sig fremtræder på en overskuelig måde i form af en let forståelig præsentation af et bestemt miljøproblem. Præsentationen omfatter problemets temporære karakter, dets væsentligste årsager samt iværksatte eller planlagte politiske tiltag for at løse problemet.

En væsentlig ulempe ved denne fremstillingsform er, at miljøproblemerne nemt kan opfattes som isolerede temaer, der generelt og på forenklet vis eksisterer uafhængigt af hinanden. Herved er der risiko for, at viden om komplekse og heterogene problemstillinger bliver ignoreret eller opsplittet og bliver repræsenteret ved enkelte og misvisende variable. Det kan man råde bod på ved at forsøge at gøre temaerne bredere og mere sammensatte samt give dem en mere permanent karakter frem for den normale temporære. Herved risikerer man imidlertid at løbe ind i andre problemer med at skulle håndtere abstrakte og komplekse temaer såsom bæredygtig udvikling.

#### **4.4.5 Miljøøkonomiske regnskabssystemer**

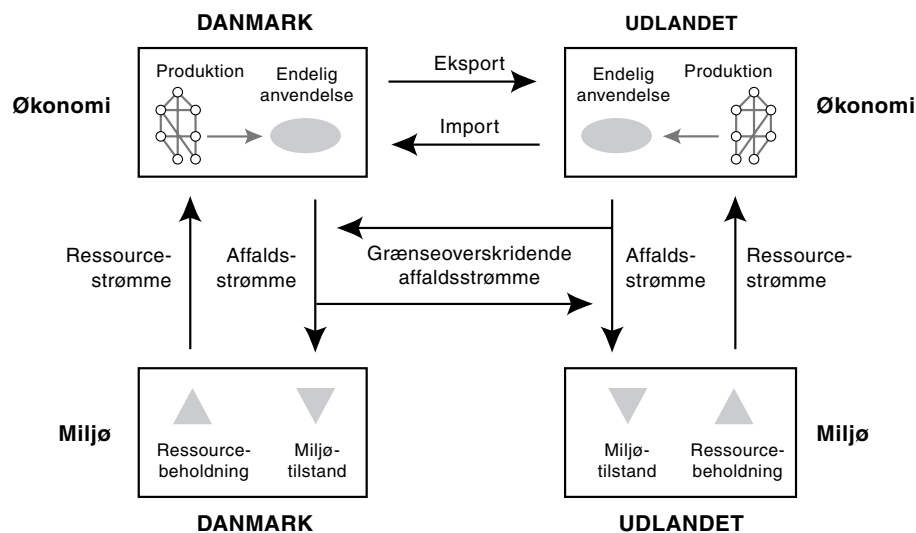
På europæisk niveau arbejdes der med udviklingen af integrerede regnskaber for miljø og økonomi. Dette sker i den såkaldte “London group” og internationalt i øvrigt i et samarbejde mellem Londongruppens medlemslande og bl.a. Verdensbanken, OECD, Eurostat og FN’s statistiske afdeling - jf. afsnit 3.2.2.

Nationalregnskabets input/output-tabeller benyttes til at beskrive omfanget og arten af de varer, ressourcer og andre materialer, som

produceres og forbruges i det danske samfund - jf. *Pedersen (1998)*. Gennemstrømningen af varer i samfundet - dvs. mellem sektorer/erhverv og mellem erhverv og husholdninger - og returneringen af restprodukter til miljøet kan ved brug af et materialebalanceprincip beregnes ved hjælp af input/output-regnskabet. Hvor der således er en fysisk målbar strøm ind i et system - produktionsproces, erhvervssektor, branche m.v. - modsvares denne enten af en akkumulering af materialer i systemet, af et forbrug - f.eks. af energi - i systemet, eller af en strøm ud af systemet i form af materialer/varer eller affaldstoffer - residualer.

I dette miljøøkonomiske kredsløb fungerer miljøet som leverandør af ressourcer - udtømmelige og fornybare - og som recipient af de affaldstoffer og den forurening, der ikke recirkuleres eller genbruges i samfundsøkonomien. Samfundet er således afhængig af, at naturen og miljøet optræder som ressourceleverandør og recipient for affaldstofferne. Afhængigheden og koblingen til en række andre for samfundsøkonomien væsentlige miljørelaterede funktioner og serviceydelser indgår imidlertid ikke i regnskabet. Blandt sådanne basale funktioner, der påvirkes, skades eller udnyttes, kan nævnes reguleringen af det hydrologiske kredsløb, kulstof- og næringsstoffernes kredsløb i økologiske systemer, bevarelse af natur- og miljøkvaliteten, påvirkningen af menneskets sundhed samt beslaglæggelse af arealer og fysisk rum til økonomiske aktiviteter og rekreativ udfoldelse. I afsnit 7.3 gøres der nærmere rede for, hvorledes disse såkaldte eksternaliteter kan kvantificeres og prissættes og dermed internaliseres i nationalregnskabet.

Det miljøøkonomiske kredsløb er illustreret i figur 4.5. Figuren viser sammenhængen mellem de fysiske ressource-, materiale- og varestrømme mellem den danske økonomi og udlandet samt affaldsstrømmene, der kan beregnes som input/output-differencer - residualer. Ved hjælp af de fysiske input/output-tabeller i nationalregnskabet og de hertil knyttede særskilte satellitregnskaber med oplysninger om bl.a. de energirelaterede luftemissioner er det f.eks. muligt at analysere, hvordan ressourceforbruget og ændringer heri hænger sammen med vareforbrugets størrelse, sammensætning og værdi, og også hvordan luftemissionerne er påvirket af omfanget og sammensætningen af de rå- og hjælpestoffer, der bruges i erhvervene. Det er endvidere muligt at estimere de energirelaterede emissioner, der finder sted i udlandet ved at varer produceres her og derefter importeres og forbruges i Danmark. Et indikatorbegreb som den økologiske rygsæk refererer til denne skjulte og indirekte miljø- og ressourcebelastning, der finder sted i udlandet som følge af den nationale produktion og vareomsætning - jf. afsnit 8.6.



Figur 4.5 Principdiagram for det miljøøkonomiske kredsløb omfattende de fysiske strømme af varer og materialer mellem den danske økonomi og udlandet samt de hertil koblede ressource- og affaldsstrømme - Kilde: Pedersen (1998)

Materialebalancer beregnet ud fra bl.a. nationalregnskabets fysiske input/output-tabeller benyttes i stigende grad som grundlag for udviklingen af en række bæredygtighedsindikatorer til måling af ændringer i samfundets "stofskifte" - jf. *EEA (1998b)*. Total Material Requirement (TMR) refererer således til den totale sum af ressourcer og råstoffer, som et samfund har behov for til vedligeholdelse af sine økonomiske aktiviteter. Eco-efficiency og eco-intensity refererer til energi- og råstofforbruget pr. produceret værdienhed enten i samfundet som helhed eller inden for en given sektor, branche eller varegruppe. Disse indikatorer udvikles med henblik på at minimere energi- og materialeintensiteten ved produktion af varer og tjenesteydelser, at minimere den hertil koblede miljøbelastning, at øge recirkuleringen af varer, materialer og affaldsstoffer, at maksimere brugen af fornybare ressourcer samt at øge varenes holdbarhed og levetid. I kapitel 6 og 7 er der gjort nærmere rede for indikatorer og indeks af denne type samt for udviklingen af et egentligt grønt nationalregnskab.

#### 4.4.6 Klassifikationssystemer for miljødata

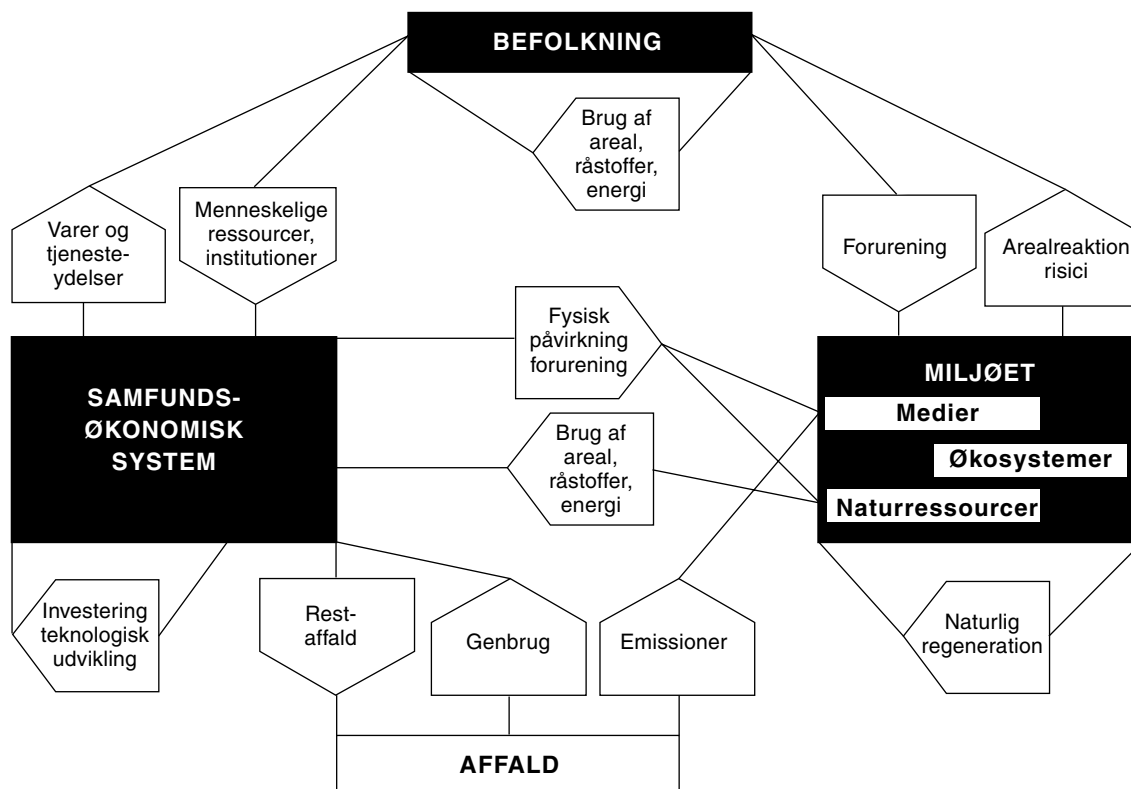
Hovedparten af arbejdet med udvikling og afrapportering af indikatorer har indtil nu fundet sted inden for rammerne af mere eller mindre rene klassifikationssystemer. Ved rene "klassifikationssystemer" forstås i denne sammenhæng taksonomisk orienterede systemer, som håndterer enkeltindikatorerne som statistiske variable inddelt i kategorier, uden at der gøres forsøg på at etablere funktionelle relationer mellem disse enkelt-variable eller kategorier - jf. *Gallopín (1997)*. Som eksempel på et sådant system kan nævnes FN's FDES-system (Framework for the Development of Environmental Statistics) udviklet af FN's statistiske afdeling. Der er tale om et system, som er under udvikling, og som i dag har ændret navn til "The Framework for Indicators of Sustainable Development" (FISD). Som et andet eksempel kan nævnes Danmarks Statistiks årlige miljøstatistik publikationer.

ERM (1997) og Mortensen (1997) skelner mellem *statiske* og *dynamiske indikatorsystemer*. Disse forfattere forstår ved dynamiske systemer alene matematiske modelbaserede systemer, hvor indikatorer kan benyttes som input til fremskrivninger af udviklingen over tid eller til scenarie-analyser. Alle andre indikatorsystemer betegnes som statiske, og dette uanset om systemerne er rent taksonomiske som defineret ovenfor eller er baseret på et deterministisk kausalitetsprincip, som det principielt er tilfældet med systemer af PSR-typen.

I praksis er en så begrænset definition og anvendelse af begrebet dynamisk ikke hensigtsmæssig og i øvrigt heller ikke teoretisk korrekt - i hvert fald ikke i forhold til, hvordan indikatorsystemers funktion er defineret i denne rapport - jf. afsnit 4.2. Alle enkeltindikatorer kan betegnes som statiske eller deskriptive, når de betragtes isoleret på 1. ordens niveau, og de kan begrebsmæssigt betragtes som miljøstatistiske enheder tilhørende en eller anden kategori eller klasse. Taksonomiske systemer er således pr. definition statiske. Ved et dynamisk system forstås et indikatorsystem, hvor indikatorerne, parvis eller i systemsammenhæng på 2. ordens niveau mere aktivt indgår som koblede elementer i det miljøpolitiske beslutningskredsløb. Indikatorerne beskriver her sammenhængene mellem udviklingen i de vigtigste samfundssektorer og udviklingen i miljøbelastning og tilstand samt miljøindsatsens feed-back effekter på belastningen og tilstandsudviklingen.

Et indikatorsystem er altså pr. definition dynamisk, når man ved hjælp af indikatorer opstiller en kausalmodel, der er relateret til den dynamiske samfundsudvikling. Forskellen mellem de matematiske modeller og de dynamiske indikatorsystemer er også klar nok. Den matematiske model kan benyttes som et proaktivt simuleringsværktøj, hvorimod indikatorsystemet er retrospektivt og forklarende samt fungerer reaktivt i forhold til udviklingen. Dette udelukker naturligvis ikke, at der i indikatorsystemet kan indbygges indikatorer, som er rettet mod registrering af fremtidige ændringer i belastninger og tilstande - hvad enten disse ændringer er forventede eller konkret beregnede.

Hecq (1997) påpeger også den statiske karakter af de fleste enkeltindikatorer, der hidtil er benyttet, og fremhæver behovet for at udvikle dynamiske indikatorer, hvor vægten bliver lagt på relationerne mellem variable for driving forces, state- og response-forhold og på ændringer over tid i disse relationer. En dynamisk indikator definerer han som "an indicator which take intrinsic account of a trend, e.g. environmental parameter progress in relation to an economic one". Som et eksempel på en dynamisk indikator kan nævnes et indeks for energi-intensiteten, hvor et givet erhvervs energiforbrug relateres til erhvervets bidrag til BNP. Et andet eksempel energi-elasticiteten, hvor der fokuseres på ændringen i intensiteten mellem to på hinanden følgende år målt i forhold til ændringen i erhvervets nationalindkomstbidrag. Eksemplerne er nævnt for at påpege, at sådanne aggregerede dynamiske indikatorer inden for energiområdet og andre områder udmærket kan indbygges i statiske eller taksonomiske indikatorsystemer og herved gøre disse mere eller mindre dynamiske samt egnede til at opfange dynamiske udviklingstræk i samfundet.



Figur 4.6 Statisk model af menneskets omverden med angivelse af de strukturelle og funktionelle sammenhænge mellem økonomi, miljø og det sociale område - Kilde: Bakkes et. al. (1994)

Figur 4.6 viser et eksempel på, hvad der nok må betegnes som en kompliceret "statisk indikatormodel". Den er blevet benyttet til på nationalt niveau at organisere og klassificere indikatorer tilhørende områder såsom økonomi, miljø og det sociale område - jf. Bakkes et. al. (1994) og Hamilton (1991). Modellen eller måske mere korrekt dette klassifikationssystem organiserer indikatorerne i overensstemmelse med en overordnet kvalitativ begrebsmodel af omverdenen omfattende strukturelle og funktionelle sammenhænge mellem tre domæner. Den kan kvalitativt decifres på følgende måde.

Begrebet "omverden" - opdelt i tre dimensioner - benyttes for at demonstrere menneskets centrale rolle i forhold til omgivelserne. Befolkningerne har således både relationer til det omgivende miljø og til samfundsøkonomiske forhold. De tre delsystemer har alle tovejsrelationer med hinanden. Miljøet kan underopdeles i følgende "compartments" - medier, økosystemer og naturressourcer. Miljøet er også det fysiske rum, hvori mennesket eksponeres for fysiske, kemiske og biologiske faktorer. Omvendt påvirker mennesket direkte eller indirekte det ydre miljø via det samfundsøkonomiske kredsløb. Miljøet forsyner samfundet med arealer til infrastruktur samt med energi, råstoffer og andre ressourcer og modtager i bytte forurening og fysisk forandrede landskaber. Befolkningen modtager varer og tjenesteydelser fra det samfundsøkonomiske system i bytte for en indsats bestående af menneskelige ressourcer, institutioner og infrastruktur. Det fremgår af figur 4.6, at et givet delsystems tilstand er under påvirkning af såvel interne processer tilhørende delsystemet som af eksterne "driving forces" fra de øvrige to delsystemer.



Modellen kan karakteriseres som en statisk model, idet den for en given periode kvalitativt beskriver sammenhængen mellem f.eks. det samfundsøkonomiske system og miljøet, men ikke relationerne mellem indikatorerne for driving forces, miljøtilstanden og eventuelle samfundsmæssige responses på ændringer i miljøtilstanden. Den eneste dynamiske feedback mekanisme, der er antydnet i modellen, er den "naturlige regenerering", der er en systemintern respons på påvirkningen af miljøet.

#### 4.4.7 PSR-systemet

Et efterhånden meget benyttet indikatorsystem til evaluering af koblingerne mellem miljø og samfund - den såkaldte Pressure-State-Response model (PSR modellen) - blev udviklet af OECD som et redskab til brug for OECD's nationale udredninger vedrørende miljøtilstanden og -indsatsen - Environmental Performance Reviews, jf. *OECD (1993a)* og afsnit 3.1. PSR-modellen er baseret på et kausalitetskoncept. Menneskelige aktiviteter udøver et pres - Pressure - på miljøet, ændrer herved dets tilstand - State - og samfundet reagerer på disse ændringer med forskellige politiske virkemidler - Responses. Disse kobles indirekte som en negativ feedback-regulator til State via Pressure. PSR- modellen signalerer således en tilsyneladende simpel kausal sammenhæng. Da modellen af OECD blev lanceret i 1993, advarede OECD selv mod denne besnærende enkelthed: "The PSR framework tends to suggest linear relationships in the human activity - environment interaction. This should not obstruct the view of more complex relationships in ecosystems and in environment economy interactions". Samme kritik eller advarsel fremføres af *Rump (1996)* og *Gallopin (1997)*.

På trods af denne kritik af PSR-systemet og varianter heraf må det imidlertid ikke glemmes, at der er en række kendte veldefinerede og potentielt regulerede miljøproblemer, hvor PSR-systemets kausalitetsprincip synes at være logisk begrundet. Dette illustreres af de i *tabel 4.1* angivne eksempler på PSR-koblinger.

Tema	Pressure	State	Response
Klimaændringer	CO <sub>2</sub> emission	koncentrationen af CO <sub>2</sub> i atmosfæren, global temp.	dekarbonering af energiforbrug, faldende energiintensitet
Forsuring	emission af SO <sub>2</sub> , NO <sub>x</sub> , NH <sub>3</sub>	deposition af syreækvivalenter, overskridelse af tålegrænser	røggasrensning, katalysatorer, faldende energiintensitet
Blyforurening	bly emission	koncentrationen af bly i luften og koncentrationen af bly i blodet	reduktion af bly i benzin
Ozonlagsfortynding	emission af CFC'er, haloner, HCFC'er m.v.	koncentrationen af atmosfærisk klor og brom samt ozonlagets tykkelse	regulering af forbruget af CFC'er, haloner, HCFC'er, mfl.

Tabel 4.1 Eksempler på PSR-koblinger

#### 4.4.8 DSR systemet

Det er underforstået, at "State" i den oprindelige PSR-model refererer til miljøtilstanden. Hvis perspektivet skifter fra indikatorer for miljøområdet til indikatorer for bæredygtig udvikling dækker "tilstand", ud over miljøet også andre domæner såsom menneskets sociale og sundhedsmæssige tilstandsforhold. Det er grundlaget for Driving force-State-Response systemet (DSR) udviklet af FN's kommission for bæredygtig udvikling - jf. *CSD (1996)* - hvor "State" principielt på integreret vis karakteriserer den bæredygtige udviklings tilstand. PSR-modellen i DSR-format skal således i princippet være gyldig på 2 niveauer, hvor 1. ordens-niveauet svarer til de enkelte domæner og 2. ordens-niveauet til det integrerede niveau for "udviklingens tilstand". Response indikerer de politiske indsatsmuligheder, og Driving force, som omfatter alle samfundsaktiviteter, der direkte eller indirekte påvirker udviklingens bæredygtighed, svarer nogenlunde til pressure i OECD's PSR-system og til både D og P i DPSIR-systemet som omtales i afsnit 4.4.9. En væsentlig forskel er imidlertid, at Driving force i DSR-systemet både kan opfattes som en positiv og negativ påvirkningsfaktor for den bæredygtige udvikling - jf. *Mortensen (1997)*. Det er især relevant for faktorer, der f.eks. påvirker den økonomiske udvikling positivt, men har negative "impacts" på miljøområdet eller det sociale område.

I alt 130 CSD indikatorer dækker således ikke blot miljøet, men også det sociale, det økonomiske- og det såkaldte institutionelle område. I afsnit 3.3 blev det omtalt, at hvis dette system skal være relevant for de europæiske lande, skal der udvikles mere meningsfulde indikatorer. En stor del af CSD-indikatorerne, som primært var udviklet til brug for landene i den tredje verden, er således irrelevante for bedømmelsen af, om udviklingen i de europæiske lande er bæredygtig. Systemet er endvidere udviklet til implementering på nationalt niveau, og det er ikke explicit designet til brug for komparative sammenligninger mellem lande. Indikatorerne er heller ikke dimensioneret i overensstemmelse med en relevant geografisk skala eller med henblik på kobling mellem forskellige skalaer. Den relevante geografiske skala varierer fra problem til problem og vil kun i nogle tilfælde være sammenfaldende med de nationale administrative grænser.

DSR-begrebsrammen kan i praksis betragtes som et hensigtsmæssigt klassifikationssystem, idet der ikke explicit antages at være kausale koblinger mellem Driving forces, State- og Response-indikatorerne - hverken på 1. eller 2. ordens niveauet. Omvendt udelukker systemet naturligvis ikke, at sådanne koblinger kan forekomme i en lang række tilfælde. I en karakteristik af systemets fordele og mangler hedder det - jf. *Mortensen (1997)*: "The DSR framework used by the CSD has advantage in being simple and easy to understand for decision-makers at all levels and in enabling the coverage of all aspects of sustainable development. Limitations of the framework are that it does not enable the identification of inter-linkage between the indicators for the numerous aspects of sustainable development, and it does not enable the aggregation of indicators. Furthermore, the DSR framework is static and does not provide a useful tool for analysing trend over time. In the long run, the CSD should consider the poten-

tial usefulness of more advanced analytical frameworks being developed that may be useful in identifying inter-linkages, aggregating indicators and analysing trends over time.”

Det kan til denne karakteristik føjes, at indikatorer for bæredygtig udvikling i særlig grad og pr. definition skal afspejle de dynamiske udviklingstræk, som karakteriserer samfundsudviklingen. Bæredygtighed handler fundamentalt set om vedligeholdelse af balance over tiden - aktuelt eller potentielt. Set i en udviklingssammenhæng er der tale om et begreb, som det er vanskeligt at måle eller opstille en skala for. Dette skyldes, at begrebet sigter til en kvalitet ved en bevægelse eller udviklingsretning - jf. *Dahl (1997)*. En komplementær definition af begrebet kunne derfor være “fravær eller svækkelse af de drivkræfter, der på kortere eller længere sigt påvirker eller ophæver en ønsket tilstand/ligevægt”. Dette vil være en hensigtsmæssig eller operationel definition, idet mange indikatorer i praksis er i stand til at måle graden af “ikke-bæredygtighed” - dvs. omfanget af en ubalance, den aktuelle afstand til en ønsket steady-state tilstand eller den aktuelle overskridelse af en grænseværdi eller anden referenceværdi - jf. i øvrigt kapitel 8, hvor en række aggregerede bæredygtighedsindikatorer omtales.

## 4.5 Integrerede analyser - DPSIR systemet

### 4.5.1 Kravene til informations- og indikatorsystemet

Med udgangspunkt i gennemgangen af de udvalgte indikatorsystemer i de foregående afsnit må det konstateres, at hvis et informations- eller indikatorsystem i bredeste forstand skal kunne “servicere” en integreret analyse- og planlægningsproces på miljøområdet, må systemet baseres på en bred vifte af begrebsmodeller, tematiske data, overvågnings- og sektordata samt stedbunden geografisk information. Fokuseres der på problemernes fysiske lokalisering, kan resultaterne af analyserne enten præsenteres for politiske/administrative områder - kommuner, amter eller nationer - eller for forskellige biofysiske enheder fastlagt ud fra funktionelle eller procesorienterede kriterier - afstrømningsområder, afgrænsede økosystemer eller det globale system. Lægges vægten på problemernes politiske relevans, vælges en tematisk datahåndtering, som repræsenterer en dynamisk “react and cure” tilgang til problemanalysen. Hvis der især lægges vægt på de samfundssektorer, som den politiske indsats er rettet imod, så vælges sektortilgangen, osv.

I alle tilfælde sker der en selektion og indskrænkning i den måde, hvorpå data organiseres og repræsenteres. Dette sker på bekostning af en mere omfattende systematisk og integreret analytisk tilgang. På grund af mange miljøproblemers komplekse karakter vil ethvert informationssystem, som f.eks. benyttes til at afrapportere miljøets tilstand, derfor blive nødt til at anvende flere organisationstyper.

De behov, som et informationssystem skal tilfredsstille, og som virker tilbage på, hvordan systemet skal indrettes og dimensioneres, samt

på hvilket aggregeringsniveau problemerne skal anskues, kan henføres til følgende fire kategorier:

- Bestemmelse og lokalisering af de *miljø- og samfundsrelaterede tilstande samt forandringer* i disse - status og trends samt geografisk lokalisering.
- Diagnostisering/analyse af *aktuelle og potentielle årsager* til erkendte problemer eller tilstandsforandringer.
- *Perspektivering* gennem fremskrivninger, forudsigelser, risikoanalyser eller udvikling af scenarier for effekterne i fremtiden af menneskenes aktiviteter samt alternative reaktionsmuligheder på disse effekter.
- Vurdering og *dokumentation af den politiske indsats virkninger* på tilstandsudviklingen i forhold til mål og virkemidler.

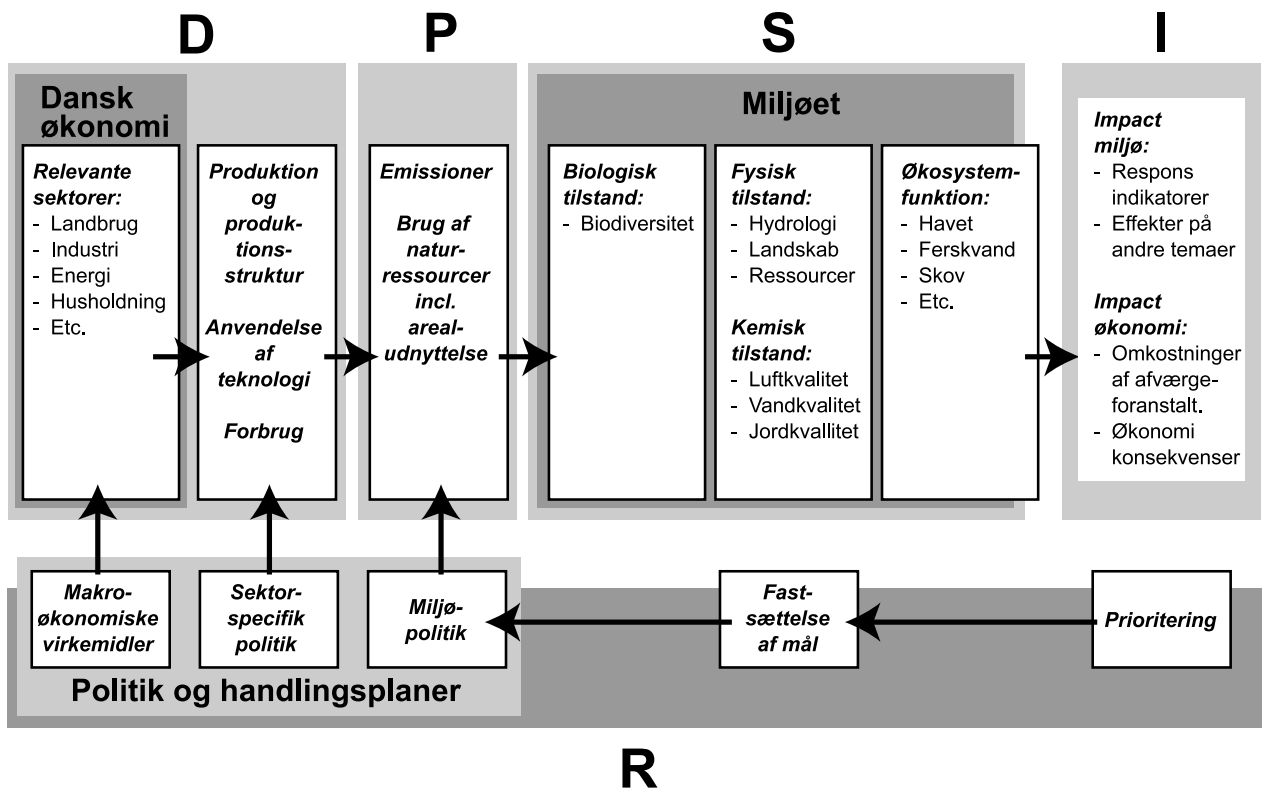
*Integreret miljøanalyse* - Integrated Environmental Assessment (IEA) eller mere generelt Integrated Assessment (IA) - repræsenterer en analytisk metodik, som er specielt rettet mod den mere krævende opgave at kunne analysere komplekse sammenhænge mellem miljø- og samfundsudvikling. Sammenlignet med mere enstrengede eller disciplinorienterede analysemetoder repræsenterer IEA en teknik, som forsøger at øge dækningsgraden af årsags-/virkningskædens relationer for et givet problem. Samtidig fokuseres der på koblinger og interaktioner på tværs af forskellige temaer, sektorer, regioner samt i øvrigt mellem forskellige rumlige og tidslige skalaer - horisontal integration.

Når den integrerede analyse i stigende omfang er blevet aktuel, skyldes det ikke mindst en erkendelse af, at både udviklingen i samfundets forskellige aktiviteter og i miljøproblemerne er indbyrdes afhængige. Derfor vil en fokusering på mange af de aktuelle nationale miljøproblemer ofte være utilstrækkelig for forståelsen af miljøproblemernes karakter og omfang. Ikke blot kan mange processer i miljøet karakteriseres som grænseoverskridende og globale, men, som det hedder i Danmarks miljøtilstandsrapport fra 1997 - jf. *Holten-Andersen et al. (red.) (1998)* - "den voksende internationalisering af vore økonomier og vore samfund bevirker tillige, at miljøpåvirkningerne i vid udstrækning drives af grænseoverskridende økonomiske og sociale processer, ligesom de globale og regionale miljøproblemer kan have grænseoverskridende økonomiske og sociale konsekvenser". Et yderligere aspekt er, at en række forandringer af miljøtilstanden er af en sådan karakter, at det kun er meningsfuldt at betragte dem over en lang tidshorizont, ligesom indsatsen over for problemerne nødvendigvis må være langsigtet. I rapporten vurderes det endvidere, at den stigende internationalisering af økonomien for et land som Danmark indebærer, at en voksende del af vort forbrug består af varer produceret uden for landets grænser, hvor den hertil knyttede miljøbelastning også finder sted. Omvendt er en stor del af miljøbelastningen i Danmark knyttet til varer, der forbruges andre steder på kloden. En ren national fokusering på miljøtilstand, miljøbelastninger og miljøindsats er således ikke fyldestgørende, og en bredere international perspektivering er derfor et centralt aspekt, når

et begreb som f.eks. bæredygtig udvikling analyseres og implementeres.

Graden af kompleksitet stiger yderligere, når fokus skifter fra problemanalyse- til implementeringsfase. Et globalt problem som de forventede klimaændringer analyseres således på et højt aggregeringsniveau - fra national til global skala - og omfatter mange dimensioner - rumlige, temporale, sektorielle, m.v. Implementeringsfasen foregår derimod mere disaggregeret gennem iværksættelse af tiltag, kontrol og managementforanstaltninger, som af myndigheder og andre aktører håndteres på regionalt, nationalt og lokalt plan - ja i princippet helt ned på individniveau.

Analyseprocessen kan beskrives inden for den såkaldte DPSIR-begrebsramme - jf. figur 4.7. Denne ramme tager højde for en række lineære og ikke lineære kausale koblinger i samspillet mellem miljøtilstanden - State - de menneskeskabte påvirkninger - Pressure - og de bagvedliggende direkte og indirekte drivkræfter - Driving forces. Miljøtilstanden og samfundet sammenkobles også gennem de miljømæssige målsætninger og tiltag - Response - som samfundet beslutter at opstille og iværksætte for at imødegå uønskede konsekvenser og forandringer i miljøtilstanden og i menneskers økonomiske, sociale og sundhedsmæssige tilstande levevilkår - Impacts.



Figur 4.7 Principskitse af DPSIR-kredsløbet anvendt som begrebsramme for den integrerede analyse - Kilde: Holten-Andersen m.fl. (1995)

DPSIR-begrebsrammen er som analytisk værktøj og indikatorsystem blevet udviklet af RIVM i Holland og DMU - jf. RIVM (1995) og Holten-Andersen m.fl. (1995). Dette skete i forbindelse med et projekt for Miljøagenturet om udvikling af strategier for integrerede analyser af miljøproblemer. Begrebet "integrerede miljøanalyser" indebærer i sig

selv, som termen antyder, at der fokuseres på omfattende eller komplekse problemstillinger med flere typer af integration - f.eks. både horisontal og vertikal kausalitet. Er der derimod tale om enkle problemstillinger med simple sammenhænge mellem årsag og effekt, er det naturligvis ikke nødvendigt at gennemføre integrerede analyser. En anden forudsætning for at kunne anvende DPSIR-systemet i fuld skala er, at problemerne skal være relativt veldefinerede, og der skal foreligge en basisviden om årsags-/virkningsmekanismerne. Er dette ikke tilfældet, kan analysen, der pr. definition er politisk drevet eller motiveret, ikke gennemføres. Som response fra samfundets side er der snarere brug for at iværksætte forsknings- og overvågningsaktiviteter - aktiviteter som naturligvis også godt kan være politisk motiveret.

Anvendelsen af et dynamisk og normativt indikatorsystem DPSIR er således muligt for problemer, der i henhold til "miljøproblemernes livscyklus" er i fase 2 eller 3 - jf. afsnit 4.2 - hvor en miljøpolitik formuleres og implementeres for et givet miljøproblem. Det skal dog understreges, at en så smal definition af DPSIR-systemets gyldighedsområde ikke må udlukke, at systemet også kan anvendes som en mere detaljeret udgave af PSR-systemet - dvs. som et klassifikations-system eller en forståelsesramme, der sikrer at man i analyseprocessen kommer godt rundt om alle aspekter af årsags-/virkningskæden for en given problemstilling.

#### 4.5.2 Driving forces og impacts - fra PSR til DPSIR.

DPSIR-systemet kan betragtes som en videreudvikling af OECD's PSR-system og med *impact-analysen* som den helt afgørende forskel. PSR-systemet - PSR core sets - er målrettet til national brug med fokus på måling af virkningerne af den miljøpolitiske indsats - response - og dermed på måling af ændringer i belastnings- og tilstandsindikatorer. Systemet er derimod mindre egnet eller udviklet til analytisk at håndtere regionale eller globale temaer, hvor koblingerne mellem pressure-, state- og response-indikatorerne ikke finder sted inden for et givet lands grænser. Miljøtilstanden i ét land kan være forårsaget af en belastning fra et opstrøms beliggende andet land, og et givet lands reducerede belastningsbidrag til et mere vidt udbredt miljøproblem får først mening, når flere landes bidrag aggregeres, m.v.

*Driving force* blev tilføjet PSR-systemet for at medtage de samfundsaktiviteter, der direkte eller indirekte er skyld i miljøbelastningen - pressure - og der åbnes hermed mulighed for at analysere faktorer og udviklingstræk i samfundet, som virker ind på flere sektorer. Driving force kan også defineres som "behov", der opdeles i primære og sekundære drivkræfter - jf. *Wieringa (1997)*. Som eksempler på primære drivkræfter kan nævnes behovet for føde, vand og husly. De sekundære drivkræfter omfatter bl.a. behovet for mobilitet, kunst/kultur, underholdning, mv. I følge denne definition initierer de primære og sekundære drivkræfter aktiviteter i samfundet, som ud over at være skyld i miljøpåvirkningerne - pressure - i sidste ende fører til behovstilfredsstillelse.

Som resultat af miljøpåvirkningerne ændres miljøets tilstand - state. Der kan f.eks. være tale om en ændring i kvaliteten af jorden, luften

eller vandet. Betydningen af tilstandsændringerne er endvidere relateret til mediernes bidrag til opretholdelsen af en række økologiske og samfundsmæssige funktioner.

*Impact* blev netop tilføjet PSR-systemet for at have en term for de direkte og indirekte miljøkvalitetsændringer, der kan karakteriseres som væsentlige og som forbundet med en række værdisatte funktioner såsom økosystemernes struktur og funktion, menneskene sundhed, rekreative og æstetiske værdier i landskabet, materialeskader o.s.v. Impacts omfatter også påvirkninger af samfundsøkonomien - f.eks. i form af indirekte effekter på kvaliteten af de fornybare naturressourcer eller direkte i form af økonomiske udgifter til miljøpolitiske tiltag.

Ved hjælp af impact-terminen introduceres *normative indikatorer* som supplement til de deskriptive tilstandsvariable, funktioner og videnskabeligt fastsatte dosis/response forhold - jf. afsnit 2.4. Overskridelsen af en tålegrænse for forsurening af skovjorde giver f.eks. anledning til en impact, hvorimod bestemmelsen af forsøringsprocessernes dosis-/effekt forhold og fastlæggelsen af registrerbare tærskelværdier, steady state tilstande mv. angår deskriptive (objektive) tilstandsforhold. Et andet eksempel er udviklingen af NO<sub>2</sub>-koncentrationen i atmosfæren, der alene skal opfattes som en beskrivelse af tilstanden, hvorimod overskridelsen af grænseværdien for NO<sub>2</sub> giver anledning til en impact.

Som det imidlertid ofte er tilfældet med komplekse problemstillinger er mangel på præcision, fælles terminologi og gyldighedsområde snarere reglen en undtagelsen. Dette gælder også definitionen af impact-begrebet og den analytiske håndtering heraf, som er af ældre dato. For eksempel skelnes der i *Preston & Bedford (1988)* skarpt mellem "effects" og "impacts" - jf. *Stakhiv (1988)*. Dette sker for klart at kunne skelne mellem på den ene side den videnskabelige analyse og vurdering - assessment af facts eller effects - og på den anden side vurderingen - evaluation - af den relative betydning - impacts - som analytikerne, offentligheden og politikerne i en eller anden ikke nærmere afklaret dialog med hinanden tillægger disse effekter.

I modsætning hertil skelner man i USA's miljølovgivning - jf. *US EPA (1994)* - ikke mellem effects og impacts. Begreberne bliver brugt som synonyme termer i forbindelse med fastlæggelsen, af hvilke vurderingsprocedurer og analytiske modeller der skal anvendes til implementering af den nationale miljølovgivning - National Environmental Protection Act. I stedet for skelner man mellem direkte og indirekte effekter eller impacts, men opererer samtidig med begrebet "akkumulerede impacts" - cumulative impacts. Mere præcist defineres disse amerikanske termer således:

- Ved direkte impacts forstås effekter, der er forårsaget af handlinger/aktiviteter, som finder sted på samme tid og sted, som effekterne optræder. Impacts omfatter effekter på naturressourcer, økosystemers struktur og funktion samt æstetiske, historiske, kulturelle, økonomiske og sundhedsmæssige effekter. Direkte effekter er eksakt korreleret med en årsag, og kriteriet er tiden, stedets og handlingens enhed.

- *Ved indirekte impacts* forstås effekter, som indtræffer med forsinkelse og afstandsmæssigt fjernt fra den udløsende handling/aktivitet; men som stadigvæk betragtes som rimeligt forudsigelige. Til de indirekte impacts henregnes de samme effekter, som nævnt under de direkte impacts; men hertil kommer f.eks. også ændringer i arealudnyttelsen på landskabsniveau og de heraf afledte indirekte effekter eller inducerede virkninger på populations- og produktionsforhold, effekter på luft- og vandkvalitet, økosystemændringer, m.v.
- *Ved akkumulerede impacts* forstås akkumulerede effekter på miljøet, som er et resultat af en gradvis tilført, øget eller akkumuleret belastning. Denne er et resultat af nuværende, fortidige og rimeligt forudsigelige fremtidige handlinger eller aktiviteterets belastninger. De forskellige effekter, som blev nævnt under de direkte og indirekte impacts indgår også i begrebet akkumulerede impacts.

De akkumulerede impacts vedrører således en virkelighed, der er yderligere ekspanderet i tid og rum i forhold til den af de direkte og indirekte impacts omfattede virkelighed. Der antages dog fortsat en eksakt korrelativ årsagssammenhæng - omend af teoretisk, statistisk eller potentiel karakter.

I litteraturen er der flere forslag til en yderligere differentiering af US-nomenklaturen. Således foreslår *Stakhiv (1988)*, at der skelnes mellem akkumulerede impacts - korrelativ årsagssammenhæng - og akkumulerede consequences for forhold eller udviklingstræk, hvor der er eller postuleres en indirekte sammenhæng eller afhængighed, som ikke kan forudsiges eller defineres nærmere - f.eks. udviklingen i ikke-lineære komplekse systemer, synergistiske, antagonistiske eller interaktive relationer, mv.

Ligesom hos *Preston & Bedford (1988)* skelnes der imidlertid i US-lovgivningen og af miljøforvaltningen skarpt mellem en videnskabelig del af analysen af årsager og virkninger - *environmental assessment* - og en efterfølgende handlingsorienteret evaluering af nogle givne effekters betydning, af deres konsekvenser og af mulighederne for at begrænse dem - *environmental impact statement*. Ved Cumulative Impact Analysis (CIA) forstås integrerede analyser af vekselvirkningen mellem samfundet og det omgivende miljø. Der skelnes skarpt mellem det ydre naturlige og fysiske miljø og et overordnet miljøbegreb "the human environment", som er den arena, hvorpå vekselvirkningerne finder sted - jf. *US EPA (1994)*.

CIA med tilhørende sofistikeret nomenklatur kan betragtes som en analytisk begrebsramme, der benyttes til implementering af USA's overordnede miljøpolitiske målsætninger. Disse målsætninger og de analytiske værktøjer, som blev formuleret tilbage i 1969, ville nok, hvis de var blevet formuleret i dag, begrebsmæssigt blive betegnet som strategier for en bæredygtig udvikling. I følge præamblen til "the Declaration of National Environmental Policy" hedder det således i et genkendeligt bæredygtighedssprog:

"The Congress, recognizing the profound impact of man's activity on the interrelations of all components of the natural environment, parti-



cularly the profound influence of population growth, high density urbanization, industrial expansion, resource exploitation and new and expanding technological advances . . . . . declares that it is the continuing policy of the Federal Government, in cooperation with state and local governments, and other concerned public and private organisations, to foster and promote the general welfare, to create and maintain conditions under which man and nature can exist in productive harmony, and fulfill the social, economic and other requirements of present and future generations . . . .”.

At der trods alt er gået nogle år siden denne sætning med dens generelle formuleringer blev skrevet, ses bl.a. af, at de globale aspekter ikke betones eksplicit, og af at der specielt lægges vægt på befolkningsudviklingen. Af en eller anden grund er det ikke i dag “politisk korrekt” i en bæredygtighedssammenhæng at lægge vægt på befolkningssekspllosionen. Baggrunden for dette er nok, at befolkningsvæksten trods alt i følge alle prognoser er blevet mindre. Men først og fremmest lægges vægten i dag ikke så meget på antallet af mennesker, men mere på deres forbrug, den materielle velstand, den skæve fordeling af denne og de heraf afledte konsekvenser for naturen, miljøet og ressourceforbruget.

Der er med tiden udviklet en selvstændig analytisk procedure med tilhørende begrebsapparat og terminologi til håndtering af alle impact-analysens faser. Denne procedure går under betegnelsen “Environmental Impact Assessment” (EIA). Strategien, som først blev udviklet i forbindelse med USA’s miljølovgivning, har bredt sig til Europa - jf. *Briggs et al. (1995)* - hvor den i starten i mange lande alene blev benyttet som en obligatorisk procedure til vurdering af de potentielle miljøeffekter og samfundsmæssige konsekvenser ved etablering af projekter, virksomheder eller andre lokaliserbare stedbundne anlæg. Siden hen er anvendelsesområdet udvidet til også at omfatte vurderinger af større planer, programmer og love.

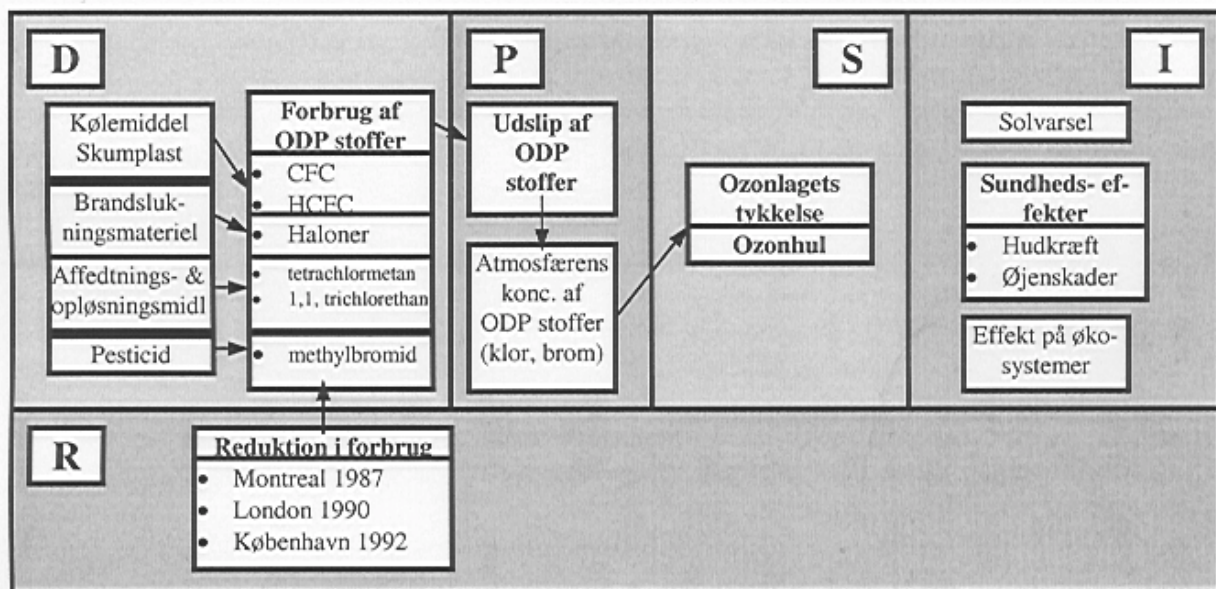
Endelig kan man betragte CIA - cumulative impact analysis - og EIA - environmental impact assessment - som integrerede dele af IEA - integrated environmental assessment - der både er målrettet til at analysere større komplekse miljøproblemer og til at analysere økonomiske sektorer udvikling med hertil knyttede miljøproblemer. På det strategiske niveau - strategic environmental assessment (SEA) - vedrører IEA national overvågning af miljøets tilstand og udvikling, relationerne til strukturelle, teknologiske og økonomiske udviklingstræk i samfundet samt indsatsbehov og muligheder. SEA kan nok på dansk bedst oversættes med “strategisk miljøplanlægning”.

*Response*, der udgør det sidste trin i EIA-analysens DPSIR-kæde, vedrører vurderingen af mulighederne for forskellige politiske indgreb som svar på miljøproblemerne, d.v.s. fastsættelse af målsætninger, implementering af politiske virkemidler og andre værktøjer rettet mod driving forces og pressures som angivet figur 4.7. Med en analogi hentet fra begrebet driving forces kunne response indikatorer kaldes “braking forces”-indikatorer, hvorved betegnes de handlinger, der direkte eller indirekte har en bremsende effekt på belastningerne og deres konsekvenser. Den politiske indsats og fastlæggelsen af målsætninger er imidlertid rettet mod hele årsagskæden - udover D og P

således også mod S. Et eksempel på en indsats mod S er management eller pleje af hedearealer som herved beskyttes mod tilgroning eller atmosfærisk eutrofiering. Et andet eksempel er kalkning af søer, som herved parallelt med indsatsen mod udslippet af SO<sub>2</sub>- og NO<sub>x</sub>-forbindelser beskyttes mod forsuring.

Inden for rammerne af et givet miljøproblem er der naturligvis interne relationer mellem de forskellige målsætninger knyttet til de forskellige DPSIR-positioner. I takt med at response-indsatsen fører til ændringer i DPSI-kæden, ændres også disse relationer, og ændringerne er tillige ledsaget af konsekvenser i form af omkostninger og gevinster. Et vigtigt mål for IEA-analysen er proaktivt at simulere og kvantificere disse relationer ved hjælp af fremskrivningsmodeller. Dette sker som led i planlægningen af indsatsen over for miljøproblemet, som også omfatter definitionen af et konsistent sæt målsætninger og udpegning af de mest cost-effektive tiltag. Et andet væsentligt mål er retrospektivt eller reaktivt at overvåge ændringerne i DPSI-kæden som konsekvens af response-indsatsen. I denne sammenhæng opfattes response-indikatorerne primært som et monitoringsværktøj, hvor effektiviteten af en given indsats principielt ved hjælp af performance indikatorer kan måles på baggrund af ændringer i relationerne mellem pressure-, state- og response-variable.

Det kan dog i nogle tilfælde være vanskeligt at skelne mellem response-indikatorer og indikatorer for driving forces og pressures - specielt hvis man som indikator for indsatsen vil dokumentere response-effektiviteten. Et eksempel på dette fremgår af figur 4.8, som viser DPSIR kæden for ozonlagsfortynding med tilhørende indsats.



Figur 4.8 Nedbrydning af ozonlaget - diagram over DPSIR kædens indikatorer

Som response-indikator er benyttet reduktionen i forbruget af ozonnedbrydende stoffer målt som de CFC-frie produkters andel af det samlede marked. Forbrugsreduktionen bruges imidlertid også som indikator for driving forces omregnet til ODP-enheder - CFC<sub>11</sub>-ækvivalenter - og forbruget benyttes ligeledes som indikator for udslippet af ODP-stofferne - pressure-indikator. I princippet kunne for-

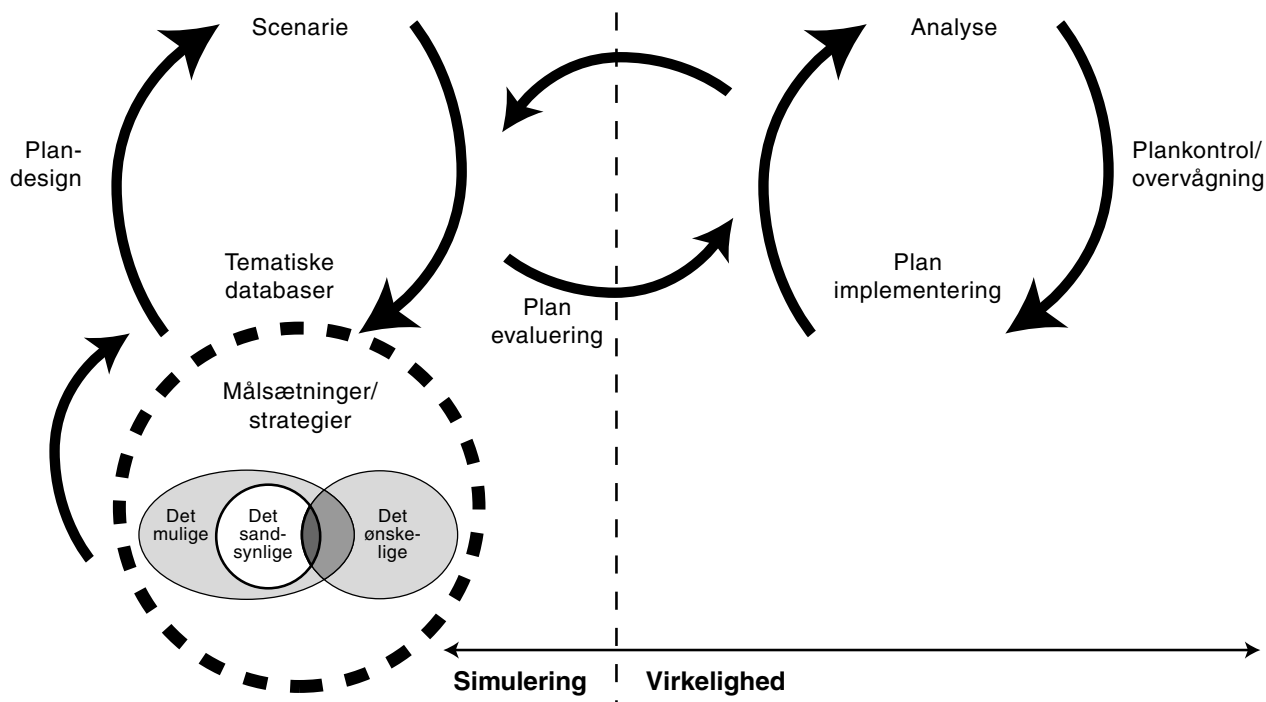
bruget også benyttes som impact-indikator - f.eks. gennem en distance-to-target indikator, d.v.s. det aktuelle forbrug målt i forhold til det politisk fastsatte mål for forbruget.

I følge *Holten-Andersen m.fl. (1995)* er formålet med IEA alene at understøtte den miljøpolitiske indsats med definition af målsætninger og strategier, samt på basis af en proaktiv analytisk tilgang - d.v.s. ved brug af scenarier, fremskrivningsmodeller, optimeringsanalyser m.v. - at understøtte planlægningsprocessen i gennemførelsen af denne politik. Imidlertid må denne proces ikke alene opfattes som værende statisk og fremadrettet. Et givet miljøproblem og dermed det politiske respons skifter således karakter under udviklingsforløbet fra miljøproblemet bliver erkendt, til det i princippet er løst eller under kontrol. Denne livscyklus er beskrevet i afsnit 4.2.

Som beskrevet ovenfor har denne mere dynamiske tilgang til IEA-analysen to dimensioner, som begge pr. definition tager udgangspunkt i den aktuelle situation, og som for nogle af de mere velkendte og veldefinerede miljøproblemer kan beskrives med en række response-relevante aktiviteter:

- En *fremadrettet proaktiv dimension* med fokus på fremskrivninger - fastlæggelse af målsætninger, formulering af respons-tiltag eller backcasting scenarier samt optimeringsanalyser - som tager udgangspunkt i givne miljømål og målsatte fremtidsscenarier.
- En *bagudrettet reaktiv dimension* med fokus på løbende overvågning, analyse af akkumulerede effekter, impact assessment og vurdering af den aktuelle politiks virkninger - fokus er således på response- og performance-indikatorer.

Den dynamiske sammenhæng mellem den simulerede fremtid og den overvågede virkelighed er forsøgt gengivet på *figur 4.9*. Det fremtidsrum fremskrivningerne opererer i - figurens venstre halvdel - er opdelt i 3 domæner - jf. *Harms (1995)*. Hvad det vil være *muligt* at nå, hvad der er *sandsynligt* at nå, og hvad der er *ønskeligt* at opnå. Hvad der er fysisk og teoretisk muligt, er det største domæne. Det sandsynlige er mindre og pr. definition et delområde af det mulige. *Fremtidsprognosen* fokuserer selvfølgelig på det sandsynlige domæne. Prognosen er en kvalificeret beregning eller et gæt på den mest sandsynlige fremtid, og den anvendes typisk i forbindelse med kortsigtede tidsforløb inden for, hvad man kunne kalde det deterministiske "råderum". Scenariet anvendes derimod typisk i forbindelse med fastlæggelsen af mere usikre langsigtede udviklingsforløb. I *forecasting-scenariet* lægges nutidens trends og forskellige mulige forventninger og ønsker til udviklingen ind i, hvad man kunne kalde den sandsynlige og ønskede fremtid. I *backcasting-scenariet* tages der udgangspunkt i alternative ønskede fremtidstilstande, og analysen koncentrerer om, hvordan de ønskede mål eventuelt kan realiseres.



Figur 4.9 Illustration af den dynamiske sammenhæng mellem den fremskrevne fremtid og den overvågede virkelighed - Kilde: modificeret efter Harms (1995)

Det ønskede domæne er samtidig det politiske eller normative domæne. Hvis den ønskede fremtid også er sandsynlig, er der naturligvis ikke noget politisk problem. Dette opstår, derimod, hvis den sandsynlige fremtid ikke er ønskelig, eller hvis den ønskede fremtid ikke er mulig.

Scenarier kan også klassificeres som *deskriptive*- og *normative* - jf. *Rotmans (1998)*. Deskriptive scenarier fremskriver konsekvenserne af et sæt hændelser uafhængigt af deres ønskede eller uønskede karakter, hvorimod normative scenarier bygger på værdisatte tilstande, mål og aktørinteresser.

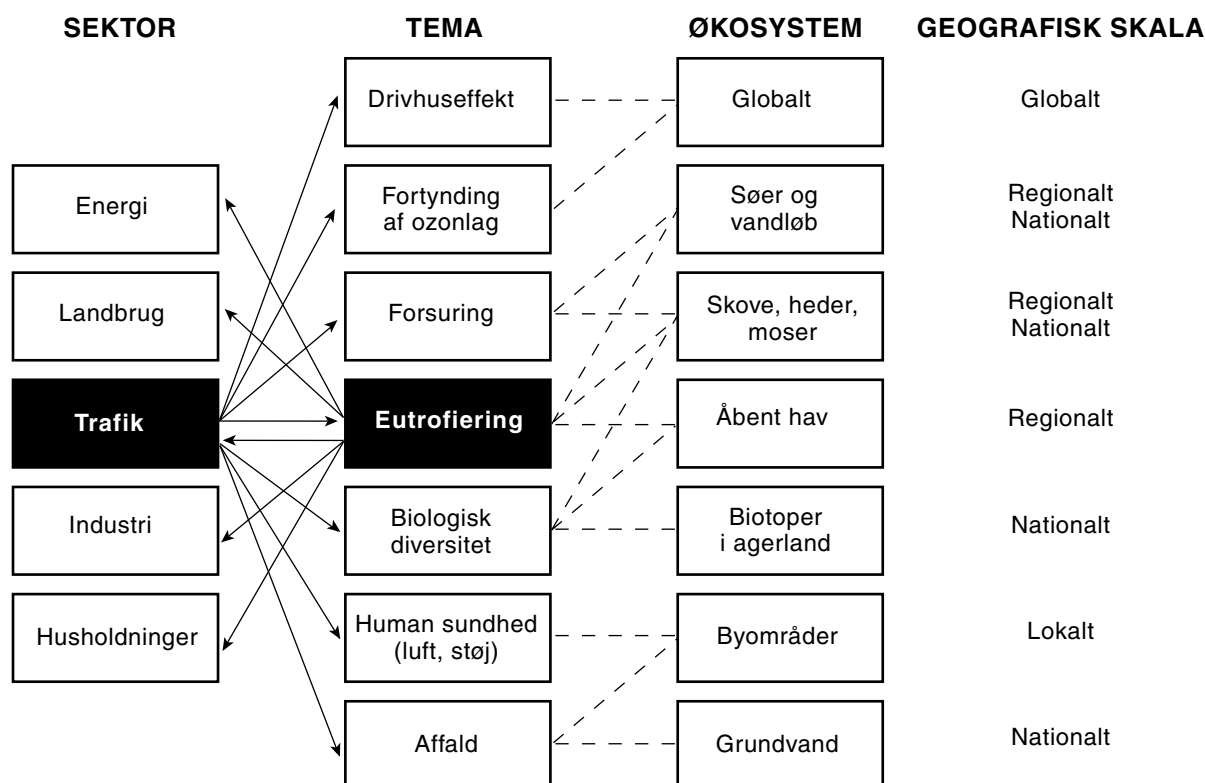
Højre halvdel af 3.9 skal illustrere virkelighedens verden, hvor strategiske planer og målsætninger føres ud i livet og retrospektivt overvåges og analyseres. Set i et mere eller mindre langsigtet perspektiv er der en løbende tilbagekobling til planlægningsprocessen og politikformuleringen.

#### 4.5.3 DPSIR som indikatorsystem

I forbindelse med udarbejdelsen af Danmarks nationale miljøtilstandsrapporter - jf. *Christensen et. al. (1994)* og *Holten-Andersen et. al. (1998)* - har DPSIR-systemet på været benyttet som begrebsramme eller generel model for beskrivelserne. Foruden generelt at forsøge at dokumentere vekselvirkningerne mellem samfundsudviklingen og miljøtilstanden benyttes DPSIR systemet også, som figur 4.7 illustrerer, til at håndtere tilbagekoblingen fra miljøtilstanden til samfundet. DPSIR-begrebsrammen benyttes endvidere som strukturerende princip inden for særligt udvalgte temaer eller miljøproblemer, som behandles i et særligt kapitel i rapporterne. Inden for hvert tema analyseres således den vifte af påvirkningsfaktorer og samfundssektorer,

der er af relevans for temaet. DPSIR-systemet benyttes endelig mere eller mindre implicit til at strukturere analysen af særligt udvalgte samfundssektorer, hvor den vifte af temaer, der er aktuelle for den pågældende sektor, er i fokus. DPSIR-begrebsrammen benyttes altså som det indikatorsystem, der muliggør den integrerede analyse. Dette sker dels gennem sammenkædninger på tværs af sektorer og beslægtede temaer - *horisontal integration* - og dels "på langs" af de forlængede årsags-/virkningskæder - *vertikal integration*.

Dette dobbeltperspektiv hvor miljøet og samfundet vekselvirker med hinanden, er forsøgt gengivet på figur 4.10. Figuren kan både betragtes som overordnet analytisk model for tilstandsanalysen og som det strukturerende princip for miljøtilstandsrapportens opbygning. Samtidig fremgår det, at der er fire organisationsniveauer, som implicit eller explicit forsøges sammenkoblet - geografisk skala, økosystemer/medier samt miljøtemaer og samfundssektorer. Figurer og bagvedliggende data i tilstandsrapporten "Natur & Miljø 1997" - jf. *Holten-Andersen et. al. (1998)* - indgår i en temadatabase, hvor rapportens temaer og sektoranalyser er struktureret ved hjælp af DPSIR-diagrammer.



Figur 4.10 Principskitse og koncept for sammenkædning af fire organisationsniveauer - geografisk skala, økosystemer samt miljøtemaer og samfundssektorer. (Bemærk at kun koblingerne mellem trafiksektoren og temaet "eutrofiering" er fremhævet som eksempel, og at alle tænkelige koblingsveje for overskuelighedens skyld ikke er medtaget) - Kilde: Christensen et. al. (1994)

Det europæiske Miljøagentur (EEA) benyttede ligeledes DPSIR-systemet som strukturerende ramme for den europæiske tilstandsrapport for 1998 - jf. *EEA (1998a)*. Inden for fire overordnede afsnit i rapporten - 1. Introduktion, 2. Samfundsudviklingen - ressourceudnyttelse, 3. Udvalgte miljøproblemer og 4. Rumlig og tværgående integration - bliver følgende DPSIR-elementer under hensyntagen til

deres relevans for de pågældende overordnede afsnit succesivt i en række kapitler:

- *Driving forces* (indirekte og generelle) - befolkning, økonomi, arealudnyttelse, samfundsudvikling.
- *Driving forces* (sektorspecifikke) - industri, energi, landbrug, fiskeri, transport, husholdninger og forbrug, turisme samt friluftsliv.
- *Pressures* - udslip eller tilførsler til jord, udslip til vand, emissioner til luft samt affald og ressourceforbrug.
- *State* - vandet (grundvand, søer og vandløb, havet) jorden og atmosfæren.
- *Impacts* - effekter på økosystemer, samfunksfunktioner, menneskets sundhed.
- *Responses* - miljøpolitik og virkemidler.

EEA benytter også DPSIR-kredsløbet til at strukturere og sammenkoble indikatorer i sine årlige indikatorrapporter, der fokuserer på udviklingen inden for særlige sektorer og væsentlige miljøproblemer - jf. EEA (2000). Rapportens mål er at vise virkningerne af den gennemførte europæiske miljøpolitik og demonstrere resultatet af integrationen med andre politikområder - jf. afsnit 3.2.3.

DPSIR-systemet benyttes også som begrebsmæssig ramme ved opbygning af klassifikations- og statistiksystemer til nationalregnskabet og i forbindelse med regnskabets fysiske input/output-tabeller og de hertil koblede energirelaterede emissionsregnskaber, som håndteres i relation til DPSIR's to første led D og P - jf. Pedersen (1998). Den samme klassifikation benyttes til beskrivelse af de økonomiske aktiviteter - *driving forces* - og miljøbelastningen - *pressure* - og de to størrelser kan sammenholdes. De øvrige led i DPSIR-kæden kan ikke umiddelbart belyses ved de fysiske input/output-tabeller. Disse led forsøges belyst i forbindelse med udviklingen af satellitregnskaber og grønne nationalregnskaber - jf. kap. 7.

## 5 Videnskabeligt funderede og præferencebaserede miljøindeks

I Kapitel 2 blev et aggregeret miljøindeks defineret som et enhedsløst tal, hvor to eller flere vægtede eller uvægtede variable fra et lavere indikatorniveau multipliceres eller adderes til en simpel overordnet variabel eller indikator. Miljøindekset dannes hermed som en funktion af en række indikatorer eller variable.

De aggregerede miljøindeks kan siges at falde i to grupper:

- Videnskabeligt funderet sammenvejning af miljøvariable.
- Præferencebaseret sammenvejning af miljøvariable.

De videnskabeligt funderede miljøindeks opstilles med henblik på at opgøre den samlede belastning af en række forskellige kemiske stoffer, som har samme effekt i miljøet - f.eks. forsurelseeffekt eller eutrofieringseffekt. Formålet er altså udelukkende deskriptivt. Hensigten med at opstille de præferencebaserede miljøindeks er derimod at sammenfatte eller sammenveje en række miljøindikatorer til et samlet mål for, om miljøforholdene generelt er blevet bedre eller dårligere. Formålet med at konstruere disse indeks er altså overvejende normativt.

I dette kapitel skal der først gøres rede for det metodiske grundlag for opstillingen af de videnskabeligt funderede miljøindeks. Dernæst introduceres de præferencebaserede indeks med en omtale af deres værdigrundlag og en diskussion af fordele og ulemper ved at opstille indeks. Denne introduktion følges i kapitel 6 op af en omtale af de forskellige metoder, som kan benyttes ved konstruktionen af præferencebaserede miljøindeks.

### 5.1 Videnskabeligt funderede miljøindeks

De videnskabeligt funderede miljøindeks, således som de forstås og beskrives i dette afsnit, er baseret på et ækvivalensprincip. De udtrykkes derfor i såkaldte belastningsækvivalenter - CO<sub>2</sub>-ækvivalenter, forsurelsækvivalenter o.s.v. Der er tale om inden for et givent miljøtema at sammenveje forskellige stoffer, som udøver samme effekt på bestemte dele af miljøet, men i forskelligt omfang pr. vægtenhed.

Ved "videnskabeligt funderede" forstås altså i denne sammenhæng anvendelse af kausalt begrundede ækvivalensprincipper. Ud fra viden om stoffernes kemiske egenskaber og deres spredning og omsætning i miljøet er det muligt at bestemme deres relative miljøeffekter - effekt-potentiale - og benytte denne viden som grundlag for at aggregerer og vægte forskellige mængder af forskellige stoffer. Vægtning og aggregering af forskellige typer af effekt-potentiale er derimod behandlet og omtalt i afsnit 5.2 om "præferencebaserede miljøindeks". Hermed er det hensigten klart at markere, at såfremt det var muligt at aggregerer forskellige typer af effekt-potentiale ved hjælp af

videnskabeligt begrundede ækvivalensregler, så ville der principielt ikke tale om forskellige effekter. De pågældende belastningsvariable ville i så fald tilhøre den samme årsags-/virkningskæde.

I det følgende vil belastningsindeksene for følgende temaer blive gennemgået - drivhuseffekten, forsurening, stratosfærisk ozonnedbrydning og fotokemiske oxidanter. Det skal imidlertid understreges, at betegnelsen "videnskabeligt funderede miljøindeks" skal tages med et vist forbehold, idet vidensgrundlaget for de fleste temaer ganske enkelt ikke er godt nok til at definere og anvende et objektivt eller rent videnskabeligt vægtningsprincip. Samtidig kan der mere eller mindre implicit indgå en række normative eller politiske vægtningshensyn, hvilket gennemgangen af eksemplerne vil illustrere.

### 5.1.1 Drivhuseffekten

Beregningen af GWP-indekset - Global Warming Potential - for de gasser, der bidrager til at øge drivhuseffekten, er baseret på et kendskab til gassernes *specifikke absorptionsevne for infrarød stråling* (IR-absorption potential) samt deres *forventede opholdstid i atmosfæren*. Gassernes specifikke absorptionsevne er koncentrationsafhængig og kan betragtes som en konstant, når det forudsættes, at gassens koncentration i atmosfæren ikke stiger yderligere. Stiger koncentrationen kan der optræde mætningsfænomener, således at en yderligere stigning ikke øger den samlede IR-absorption proportionalt.

Da GWP-indekset også skal afspejle gassernes akkumulerede opvarmningsbidrag i atmosfæren, må udtrykket for GWP også inkorporere gassernes gennemsnitlige opholdstid i atmosfæren. Opholdstiden kan variere fra dage eller uger for de mest reaktive gasser op til flere hundrede år for de mest stabile - CO<sub>2</sub>, N<sub>2</sub>O og CFC'er. For nogle af gasserne gælder det, at deres nedbrydningsprodukter også er drivhusgasser. Dette gælder f.eks. for kulmonoxid, metan og en række kulbrinter - NMHC'er - hvis endelige oxidationsprodukt er CO<sub>2</sub>. Andre gasser modvirker drivhuseffekten - f.eks. stratosfærisk ozon.

Beregningen af det akkumulerede opvarmningsbidrag foretages i praksis ved hjælp af modelsimuleringer af atmosfærens kemiske sammensætning over en given tidshorizont. GWP for en given drivhusgas defineres som "*den over levetiden integrerede klimapåvirkning af et engangsudslip af 1 kg af gassen i forhold til strålingspåvirkningen af 1 kg CO<sub>2</sub> målt i Watt pr. m<sup>2</sup> beregnet over en levetid på 150 år*".

Effekten af de forskellige drivhusgasser kan dermed omregnes til en ækvivalent mængde CO<sub>2</sub>. Hvis en given gas har middellevetiden  $t$ , og der vælges en tidshorizont  $T$ , således at  $t < T$ , vil hele den udledte gasmængde være nedbrudt inden for tidsintervallet. GWP-indeksets størrelse for den pågældende gas vil derfor afspejle dennes samlede akkumulerede opvarmningsbidrag. Hvis derimod  $T < t$  vil en del af opvarmningsbidraget ligge uden for integrationsintervallet, og GWP-indeksets størrelse vil kun afspejle en del af gassens forventede opvarmningsbidrag. Dette forholds betydning kan illustreres for metan (CH<sub>4</sub>) som har en middellevetid på ca. 12 år, og som ved en valgt tidshorizont på 20 år vil være en lige så væsentlig drivhusgas som



CO<sub>2</sub> - jf. *Skodvin & Fuglestedt (1997)*. Ved en tidshorisont på 500 år vil metans betydning derimod kun udgøre en brøkdel af CO<sub>2</sub>'s effekt.

Valget af tidshorisont er ikke kun et videnskabeligt anliggende, men er i høj grad også af politisk interesse. Dette skyldes, at der er knyttet forskellige miljøeffekter og samfundsmæssige konsekvenser til de forskellige tidshorisonter. Hvis vi værdisætter og prioriterer en beskyttelse mod pludseligt forekommende ikke-lineære klimaeffekter i relativt nære fremtid, eller hvis hastigheden, hvormed potentielle klimaændringer sker, er af største interesse, så er valget af en 20-årig tidshorisont mest relevant. Hvis vi derimod lægger vægt på at beskytte os mod irreversible langtidsændringer, så er valget af en 100- eller 500-årig tidshorisont mest relevant. IPCC - jf. *Skodvin & Fuglestedt (1997)* - anslår længden af tidshorisonterne for følgende 4 væsentlige klimaindikatorer:

- Maximal global temperaturændring - inden for en tidshorisont på 100 år
- Hastigheden på temperaturændringen - inden for en tidshorisont på 20-50 år
- Maximal ændring i havenes vandstand - inden for en tidshorisont på > > 100 år
- Hastigheden på vandstandsændringen - inden for en tidshorisont på > 50 år

Valget af tidshorisont har således konsekvenser for de forskellige landes beregnede udslip af drivhusgasser. Et ekstremt eksempel er New Zealand, som har et stort fåre- og kvæghold og dermed et i forhold til andre drivhusgasser relativt stort nationalt udslip af metan. Ændres horisonten fra 20 til 500 år vil det nationale udslip af drivhusgasser således blive reduceret med 70 %. I de internationale klimaforhandlinger benyttes en tidshorisont på 100 år, der repræsenterer et balanceret gennemsnit til beregning af GWP-indekset.

Det potentielle bidrag til drivhuseffekten kan vægtes normativt i forhold til andre typer af miljøbelastning. Vægten kan bestemmes som forholdet mellem de aktuelle udledninger og de politisk målsatte udledninger for f.eks. år 2008 eller mellem de aktuelle udledninger og udledningerne opgjort for referenceåret 1990 - distance-to-target vægtning, jf. afsnit 5.2. Man kan også for vælge at anvende en vægtningsfaktor baseret på miljøets bæreevne. I så fald kan vægten fastsættes som forholdet mellem den aktuelle udledning og samfundets andel af det miljømæssige råderum bestemt ud fra miljøets bæreevne. Miljøets bæreevne over for en given påvirkning kan defineres som "den styrke af påvirkning der ikke giver nogen detekterbare effekter, hverken akutte eller kroniske, i recipienten for påvirkningen" - jf. *Hauschild (1996)* og afsnit 6.4.

*Hauschild (1996)* gennemgår IPCC's og andres kvantitative opgørelser af det globale systems bæreevne baseret på kapaciteten af de naturlige fjernelsesmekanismer for drivhusgasserne CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> og N<sub>2</sub>O. Han når frem til en samlet global fjernelseskapacitet på  $2,0 \cdot 10^7$  kton CO<sub>2</sub>-

ækvivalenter/år eller 3,8 ton CO<sub>2</sub>-ækvivalenter/person/år beregnet for et globalt befolkningstal på 5,29 mia. mennesker. Dette svarer nogenlunde til IPCC's beregninger af hvilket niveau, verdens samlede udledninger skal ligge på, for at atmosfærens koncentration af drivhusgasser kan stabiliseres på det nuværende niveau. Herved forårsages ikke yderligere global opvarmning, end den der allerede er initieret.

### 5.1.2 Forsuring

*Potentiel aciditet* er et indeks, der kan benyttes som indikator for den samlede nationale emission til atmosfæren af syredannende svovl- og kvælstofforbindelser eller den samlede deposition til det terrestriske og akvatiske miljø - jf. *Adriaanse (1993)* og *Christensen et al. (1994)*. Mængden af potentielt sure komponenter, der f.eks. tilføres jorden, udtrykkes i syreækvivalenter pr. hektar pr. år (eq/ha/år). Depositionen af potentiel aciditet  $Ac_{pot}$  kan defineres som:

$$Ac_{pot} = Nd + Sd - BCd$$

hvor

$Nd$  = total N deposition - NO<sub>x</sub>, NH<sub>x</sub>

$Sd$  = total S deposition - SO<sub>2</sub>, SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>

$BCd$  = total deposition af basiske kationer af ikke-marin oprindelse

Normalt korrigeres der ikke for basekationer - Ca, Mg og K - idet realistiske estimater for emission og deposition af disse ioner ikke foreligger. En syreækvivalent er et mål for den maximale potentielle syredannelse i jorden, og en ækvivalent svarer til 32 g SO<sub>2</sub> (0,5 mol), 46 g NO<sub>2</sub> (1 mol) eller 17 g NH<sub>3</sub> (1 mol).

Svovls forsøringsbidrag er betinget af, at alle tilførte svovlforbindelser omdannes og udvaskes som sulfationer (SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>) ledsaget af en udvaskning af en ækvivalent mængde hydrogenioner. En lignende betingelse er gældende for NO<sub>x</sub>. I det omfang udvaskning af NO<sub>3</sub><sup>-</sup> finder sted, vil denne være ledsaget af hydrogenioner. I produktionsskove fjernes imidlertid årligt ca. 25 pct. af den årlige kvælstoftilførsel med de træer, der fældes. Herved er det kun ca. 75 pct. af den tilførte mængde nitrogenoxider, der reelt kan bidrage til forsuringen af skove - jf. Per Gundersen i følge *Hauschild (1996)*. I hvilket omfang der rent faktisk finder en forsuring sted, er betinget af, at systemerne er "kvælstofmættede", og af, at det overskydende kvælstof udvaskes som nitrat.

For ammoniak gælder de samme overvejelser som for nitrogenoxiderne. Hertil kommer det særlige forhold, at forsøringsbidraget er betinget af, at ammoniak- eller ammoniumforbindelser i jorden gennemgår en nitrifikation og omdannes til nitrat, som så efterfølgende kan udvaskes - forudsat, at NH<sub>4</sub><sup>-</sup> og NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-kvælstoffet ikke optages af planterne eller indbygges i jordens humuspulje. På lokaliteter med sur jordbund som f.eks. højmoser eller sure skovjorder, vil et lavt pH imidlertid forhindre en nitrifikation.

Det antages, at 100 pct. af det tilførte svovl bidrager til forsuren, og at tilført kvælstof på særlige lokaliteter/økosystemer og under særlige omstændigheder ligeledes kan bidrage med op imod 100 pct. til forsuren. Karakteristisk for kvælstof er imidlertid, at den andel, der udvaskes som nitrat-kvælstof, er forbundet med en stor stedbunden variation og usikkerhed. Ud fra en gennemsnitsbetragtning vil det tilførte kvælstofs forsurningsbidrag således blive overestimeret, hvis tilførselsraten sættes til 100 pct. Det skal dog understreges, at eftersom indikatoren "potentiel aciditet" udtrykker det *teoretisk set maximale forsurningsbidrag* fra en given forbindelse, er den principielt ikke behæftet med denne stedbundne usikkerhed.

Den stedbundne variation indgår imidlertid som et vilkår ved fastlæggelsen af forskellige økosystemers *tålegrænse for atmosfærisk syre-deposition* - jf. *Strandberg & Mortensen (1996)*. I praksis fastlægges og omregnes tålegrænsen for syre som den kritiske tålegrænse for svovl under forudsætning af en given deposition af forsurnende kvælstof-forbindelser eller som en funktion af denne - jf. *Christensen et. al. (1998)*. Overskridelsen af tålegrænsen for svovl, hvor definitionen på tålegrænse stort set er identisk med den ovenfor definerede "bæreevne", bestemmes ved hjælp af modelberegninger for hele Europa i et 150 km x 150 km kvadratnet, hvor totalarealet af følsomme økosystemer er kortlagt/estimeret inden for hvert kvadrat. Overskridelsen af grænseværdien - critical load - er baseret på beregninger af emissioner, spredning og deposition af kvælstof- og svovlforbindelser for de enkelte lande. Tålegrænserne for de forskellige økosystemer fastlægges videnskabeligt enten i form af modelberegninger af kritiske steady-state tilstande og tærskelværdier, hvorved ligevægte mellem syrebelastning og syreneutraliseringskapacitet og -hastighed fastlægges, eller mere "semikvantitativt" på basis af ekspertvurderinger.

Potentiel aciditet er af *Hauschild (1996)* benyttet som indeks til miljøvurdering - LCA analyse - af produkter. Emissionen af forsurnende forbindelser forbundet med en given vareproduktion omregnes til SO<sub>2</sub>-ækvivalenter og adderes. *Danmarks Statistik (1998)* beregner forsurningspotentialitet - Potential Acid Equivalents (PAE) for emissionen af svovldioxid, kvælstofoxider og ammoniak samt import/eksport af PAE til og fra Danmark. *Christensen et. al. (1994)* beregner depositionen af syreækvivalenter fordelt på et importeret og et nationalt bidrag, hvor det nationale bidrag igen, for den del af Danmarks emissioner der deponeres i Danmark, er fordelt på samfundssektorer - jf. figur 2.2.

### 5.1.3 Stratosfærisk ozonnedbrydning

De ozonlagnedbrydende gasser har forskellig atmosfærisk levetid og er ikke lige skadelige pr. vægtenhed. For at de forskellige gasser kan sammenlignes og adderes, omregnes deres virkninger derfor til ODP-enheder - Ozone Depletion Potential. De forskellige forbindelser kan opdeles i tre grupper:

- De fuldt halogenerede CFC'er som er kemisk stabile med en relativt lang atmosfærisk levetid.

- De hydrogenholdige HCFC'er, som er mere reaktive, og som har en troposfærisk levetid, der er noget kortere end CFC'ernes.
- De bromerede forbindelser - haloner.

En given forbindelses ODP udregnes som "bidraget til den stratosfæriske ozonnedbrydning efter opnåelse af steady state fra et givet udslip af gassen i forhold til ozonnedbrydningsbidraget ved udslip af en tilsvarende mængde CFC<sub>11</sub>". Ved at multiplicere en kendt udledning af en ozonnedbrydende gas med gassens ODP fås størrelsen af den CFC<sub>11</sub>-udledning, der ved de valgte betingelser ville give det samme bidrag til ozonnedbrydningen. De ozonnedbrydende stoffers effekt-potentiale angives dermed i CFC<sub>11</sub>-ækvivalenter.

Et af de væsentligste elementer i beregningen af ODP for en given gas er valget af tidshorizont for gassens bidrag til ozonnedbrydningen. Ved de hidtidige politiske forhandlinger om afvikling af CFC'erne har man benyttet en beregning af total ODP - eller steady state ODP - hvor man betragter en pulsudledning af gassen fra den slippes ud, indtil den atter er fjernet fra atmosfæren. Herved beregnes det akkumulerede nedbrydningsbidrag for gassens samlede opholdstid i atmosfæren. På grund af CFC'ernes lange middellevetid betyder det, at ozonlagets nedbrydning skal ses i et tidsperspektiv på adskillige hundrede år. Hauschild (1996) anfører, at den angivne beregningsmetode fører til samme resultat, som hvis man lader gassens koncentration i atmosfæren nå en ligevægt og derefter beregner dens bidrag til ozonnedbrydningen.

Ved beregning af det såkaldte "tidsafhængige ODP" vælges en kort tidshorizont på typisk under 50 år, hvorved ODP-værdien kun udtrykker gassens nedbrydningsbidrag over den valgte periode. Hauschild (1996) forventer, at denne metode vil komme i fokus, nu hvor afviklingen af CFC'erne snart er en politisk realitet, og hvor den politiske opmærksomhed retter sig mod erstatningsstofferne - især HCFC'erne. De relativt kortlivede HCFC'eres ODP - beregnet som tidsafhængigt ODP over en relativt kort tidshorizont - vil være væsentligt større end deres totale ODP. Omvendt vil de langlivede CFC'er, der endnu befinder sig i atmosfæren, pludselig miste relativ betydning på grund af en ændret politisk fokusering.

De aktuelle og potentielle bidrag til ozonlagsnedbrydningen kan ligesom GWP og den potentielle aciditet vægtes normativt i forhold til den samlede politiske målsatte udledning eller i forhold til miljøets bæreevne. Denne kan i relation til ozonlagsnedbrydning defineres som den mængde, der kan udledes, uden at stratosfærens indhold af chlor og brom øges måleligt. Bæreevnen kan også mere målrettet fastsættes som den udledning, der på langt sigt vil føre til en stratosfærisk koncentration af chlor, som ikke forårsager dannelse af ozonhuller i de antarktiske og arktiske områder. Herved kan en kritisk chlor-koncentration - afhængigt af definitionen - bestemmes til at variere mellem 1,5 og 2,0 ppbv - jf. Hauschild (1996). Koncentrationen i den lave ende svarer nogenlunde til baggrundskoncentrationen i atmosfæren fra før 1970.

I begge tilfælde skal det globale atmosfæresystems bæreevne beregnes på basis af kapaciteten af de naturlige fjernelsesmekanismer for de forskellige grupper af ozonlagsnedbrydende stoffer. Det er gennem en nedbrydning af CFC'er og haloner i stratosfæren - fotolyse - og af HCFC'er i troposfæren, at der frigives chlor eller brom, som i stratosfæren initierer ozonnedbrydningen. En global fjernelseskapacitet kan estimeres til ca. 44 kt CFC<sub>11</sub> ækv./år. På basis af et globalt befolkningstal på 5,29 mia. mennesker kan tallet omregnes til en gennemsnitlig "bæreevne-baseret global referenceudledning" på ca 8,3 g CFC<sub>11</sub> ækv/person/år.

#### 5.1.4 Fotokemiske oxidanter

Endelig skal nævnes et par indeks, der kan benyttes som indikatorer for udviklingen i forekomsten af fotokemiske oxidanter i troposfæren - med ozon som det væsentligste stof. Perioder med fotokemisk smog forekommer hver sommer regionalt over store dele af Europa - sommer smog. Ozon er en såkaldt sekundær luftforurening, som opstår, når kvælstofoxider (NO<sub>x</sub>) under indvirkning af ultraviolet sollys reagerer med en række letflygtige organiske kulbrinter (VOC'er) metan (CH<sub>4</sub>) og kulmonoxid (CO).

##### *POCP-indeks*

For fotokemisk ozondannelse er det muligt at omregne VOC-udslippet - inkl. CH<sub>4</sub> og CO - til et *POCP-indeks* - Photochemical Ozone Creation Potential - der i sin mest enkle udgave kun omfatter en addition af VOC-gasserne vægtet efter deres oxidative potentiale i forhold til ethylen (C<sub>2</sub>H<sub>4</sub>) og under forudsætning af et givet konstant NO<sub>x</sub>-regime (lav-NO<sub>x</sub> og høj-NO<sub>x</sub> områder) - jf. *Hauschild (1996)*. POCP-indekset, hvor værdierne udtrykkes i ethylen-ækvivalenter, er interessant, fordi de forskellige gasser har forskellige POCP/vægt forhold. Dette medfører vidt forskellige kildeprofiler og dermed udviklingstendenser, når man sammenligner POCP og vægtbaserede VOC-udslip. Der foreligger beregnede gennemsnitlige POCP-værdier for de fleste VOC'er samt gennemsnitsværdier for benzin- og diseldrevne biler, energiproduktion, forskellige industribrancers brug af organiske opløsningsmidler samt fødevarerindustri og landbrug mv.

POCP-indekset benyttes som indikator eller kriterium for fotokemisk ozondannelse ved miljøvurdering af produkter, virksomheders grønne regnskaber, miljøvurdering af projekter mv. - jf. *Hauschild (1996)*. NO<sub>x</sub> medtages imidlertid ikke i beregningen som en ozondannende gas. Kvælstofoxiderne indgår således kun i et givet produkts samlede miljøregnskab, hvis regnskabet omfatter temaer som eutrofiering og forsurening, hvor kvælstofoxiderne indgår, men altså ikke med den vægt, som gassens bidrag til ozondannelsen berettiger til.

##### *TOFP-indeks*

Når de atmosfæriske vilkår fører til dannelse af relativt lave ozonkoncentrationer kan et *TOFP-indeks* (Tropospheric Ozone Formation Potential) i en europæisk sammenhæng beregnes på basis af nationale emissionsopgørelser for de vigtigste primære gasser - NO<sub>x</sub>, VOC, CO, CH<sub>4</sub> - jf. *ETC/AIR QUALITY (1999)*. Indekset kan benyttes som

indikator for det integrerede oxidative potentiale af de fire gasser, og indekset viser samtidig de fire gassers relative bidrag. Der benyttes følgende vægtningsfaktorer:

NMVOC	1,00
NO <sub>x</sub>	1,22
CO	0,11
CH <sub>4</sub>	0,014

Resultatet opgøres i tons NMVOC-ækvivalenter. VOC'erne opgøres således på vægtbasis. Herved bliver de forskellige VOC-forbindelsers forskelle i oxidativt potentiale ikke vægtet med i dette indeks, hvori til gengæld kvælstofoxiderne medregnes. TOFP-indekset har endnu ikke opnået bred faglig anerkendelse i de europæiske lande - jf. *EEA (1999e)* - men foreslås benyttet som én ud af to indikatorer for luftkvalitet i forbindelse med udvikling af et headline indicatorsæt for Europa - Environmental Headline Indicators.

## 5.2 Præferencebaserede miljøindeks

### 5.2.1 Værdisætning og normative miljøindikatorer

I kapitel 2 blev det omtalt, at alle miljøindikatorer reelt kan opfattes som værende normative. Dette skyldes, at de er retningsgivende i den forstand, at enhver ændring i indikatorens værdi enten kan karakteriseres som et fremskridt eller et tilbageskridt. Dette gælder, hvadenten der er tale om værdineutrale kvantitative beskrivelser af miljøforholdene, eller om indikatorer, der relaterer de aktuelle miljøforhold til normbestemte miljøstandarder.

Når miljøindikatorerne under alle omstændigheder må anses for normative, hænger det også sammen med, at valget og konstruktionen af indikatorer eller miljøindeks altid afspejler en eller anden form for værdisætning. Værdisætningen omfatter alt lige fra udvælgelsen af miljømæssige værdier til egentlig prissætning af forskellige miljøkonsekvenser.

Ved opstillingen af miljøindikatorer finder der således implicit eller eksplicit en værdisætning sted i forbindelse med:

- Beskrivelsen og værdisætningen af de miljømæssige værdier og funktioner, som indikatorerne direkte eller indirekte vedrører - økologiske, sociale og økonomiske værdier samt regulerings-, arealanvendelses-, produktions- og informationsfunktioner, jf. *de Groot (1992)* og *Gustafsson (1998)*.
- Indikatorernes mere eller mindre underforståede angivelse af retningen for fremskridt og tilbageskridt i den miljømæssige udvikling.
- Valget af målsætninger for miljøforholdene - det være for de miljørelaterede levevilkår, miljøtilstanden eller for belastningen af miljøet.

- Sammenligningen af de aktuelle miljøforhold med målsætningerne herfor.
- Sammenvejningen af miljøoplysninger eller indikatorer til præferencebaserede miljøindeks for miljø- eller samfundsforholdene under ét.

Fremstillingen det følgende koncentrerer om de præferencebaserede miljøindeks, som altså i en eller anden forstand afspejler en værdisætning i relation til de involverede miljøindikatorer eller -variable. Først omtales to miljøetiske tilgange til værdisætning af miljøgoder - hhv. nyttepositionen og rettighedspositionen - og der argumenteres for, at de præferencebaserede aggregerede miljøindeks primært afspejler nyttepositionen. Dernæst omtales en række sammenvejningsmetoder, som kan benyttes ved konstruktionen af indekserne. Metoderne, der er hentet fra de to discipliner Multiple Criterie Decision Making (MCDM) og Cost Benefit Analyse (CBA) er oprindeligt udviklet med henblik på anvendelse i forbindelse med løsning af prioriteringsproblemstillinger. Endelig diskuteres en række argumenter for og imod opstillingen af sådanne aggregerede indeks. Præsentationen af sammenvejningsmetoderne følges i kapitel 6 op med en omtale af en række miljøindeks, som allerede nu anvendes i praksis.

### 5.2.2 Værdisætning af miljøgoder - nyttepositionen og rettighedspositionen

Der blev i afsnit 2.4 peget på, at målsætningerne på miljøområdet principielt kan fastsættes på to forskellige måder, der hhv. kan opfattes som en subjektiv politisk fastsættelse og en objektiv videnskabelig fastsættelse. Det blev imidlertid anført, at begge fremgangsmåder reelt repræsenterer en værdisætning af miljøforholdene - indfaldsvinklen hertil er blot forskellig. Der er således tale om hhv.

- at acceptere muligheden for at afveje miljøhensyn over for andre hensyn,
- at tage for givet eller underforstå, at naturen skal være upåvirket/sund.

Disse to indfaldsvinkler kan fortolkes som eksempler på, at miljømæssige værdier hhv. kan anskues under en nyttemæssig og en rettighedsmæssig synsvinkel - to synsvinkler, som også i nogen grad hænger sammen med, hvem der giver udtryk for de miljømæssige værdier eller er bærere af dem - jf. *Pearce & Turner (1990)*. Dette udgangspunkt fører således til en skelnen mellem

- værdier udtrykt ved eller baseret på individuelle præferencer,
- værdier udtrykt gennem kollektive præferencer - dvs. udbredte moralske værdier og holdninger til eller tro på, hvad der bør gælde,
- naturens indre værdi.

Denne opdeling af de miljømæssige værdier har givet anledning til to hovedpositioner i relation til miljøetiske spørgsmål, der er helt parallel til de to omtalte synsvinkler på værdierne - nemlig nyttepositionen eller den teleologiske (formålsrettede) position og rettighedspositionen eller den deontologiske (pligtbaserede) position, jf. *Pearce & Turner (1990)*.

### Nyttepositionen

Denne miljøetiske position kan udformes på flere niveauer. Udgangspunktet for dem alle er, at det udelukkende er miljøforholdenes konsekvenser for menneskenes aktivitetsmuligheder og livskvalitet, der bør indgå i de etiske vurderinger.

På det mest begrænsede niveau skal de miljøetiske vurderinger alene baseres på den nulevende befolknings præferencer. Der kan på dette niveau både tages hensyn til miljøets brugsværdier og ikke-brugsværdier - dvs. miljøets værdi for dem, der hhv. aktivt udnytter miljøets ressourcer og blot har nytte af at have viden om tilstedeværelsen af visse miljøgoder.

På et lidt mere udvidet niveau anerkendes også fremtidige generationers præferencer som en del af det etiske vurderingsgrundlag. Problemet er selvfølgelig, at det kan diskuteres, hvordan man skal tage hensyn til disse præferencer. De er for det første ikke kendt, og for det andet er der trods alt tale om personer, som ikke er født endnu - "mulige mennesker" - og det er ikke indlysende, at deres mulige præferencer bør tillægges samme betydning som nulevende personers.

På det mest udvidede niveau fører nyttepositionen til, at alle levende væsener, der kan føle lyst og smerte, bør "høres". Dette synspunkt fører bl.a. til, at også dyrevelfærden bør inddrages i analysen. Problemet er blot, hvordan man tager hensyn til dyrs nytte. Man kan ganske vist normalt se, om et dyr har det godt eller skidt, men hvor godt eller hvor skidt synes vanskeligere at bedømme, og selvom det kan lade sig gøre at udvikle en indikator for dyrs nytte, hvorledes skal den så vurderes i forhold til menneskers nytte.

Der er ikke tvivl om, at nyttemæssige overvejelser har betydning for de miljøetiske vurderinger; men det er spørgsmålet, om nyttepositionen er dækkende for alle de hensyn, som bør indgå heri. Dette vil de fleste formentlig svare nej til - bl.a. med henvisning til én eller flere af følgende grunde:

- Ud over de individuelle præferencer, som i vid udstrækning kan udtrykkes gennem sammenvejningsvægte eller betalingsvilligheder - jf. afsnit 5.2.3 og 5.2.4 - må man også anerkende tilstedeværelsen af, hvad man kunne kalde, sociale præferencer, interesser eller holdninger. Disse kan normalt kun udtrykkes kvalitativt; men de kommer alligevel til udtryk i lovgivning og andre former for regulering af aktiviteterne i samfundet. Denne regulering afspejler formentlig både videnskabelige, historiske, etiske og økonomiske overvejelser.
- Nyttepositionen anerkender i en vis forstand muligheden for at substituere mellem forskellige goder og konsekvenser. Der er



imidlertid mange eksempler fra miljøområdet og det kulturelle område, hvor en sådan mulighed ikke er almindeligt anerkendt - tænk f.eks. på "uerstattelige" kunstværker, historiske mindesmærker og naturarealer samt levende organismer, der lever her.

- Der er en lang tradition for at behandle etiske problemstillinger med udgangspunkt i opfattelser af pligter og rettigheder. Denne pligt- og rettighedsetik er også i høj grad blevet overført til miljøområdet - jf. det følgende.

#### Rettighedspositionen

Denne position hviler i udstrakt grad på, at det enkelte menneske har visse rettigheder, som de andre mennesker må anerkende, hvilket omvendt også indebærer, at det enkelte menneske har visse pligter over for de andre. Det er denne opfattelse, som overføres på fremtidige generationer, naturen og økosystemerne. Også rettighedspositionen er blevet udformet på flere niveauer - jf. Kneese & Schulze (1985) og Pearce & Turner (1990). Se også Nash (1989) for en skildring af, hvorledes opfattelsen af naturens rettigheder har udviklet sig gennem tiderne.

Det mindst begrænsede niveau repræsenteres af en opfattelse af menneskene som naturens vogtere. Menneskene har pligt til at anerkende visse rettigheder hos og dermed at tage hensyn til fremtidige generationer samt en række levende væsener, der anses for at være i besiddelse af en form for bevidsthed. Om så sådanne væsener kan siges at have rettigheder over for menneskene i samme forstand, som menneskene har det indbyrdes over for hinanden, er et åbent spørgsmål. Menneskene kan jo vanskeligt siges i normal forstand at have rettigheder over for levende væsener, som de dårligt nok kan kommunikere med.

På et mere begrænset niveau finder man den økocentriske position, i følge hvilken alle økosystemerne og deres dele har ret til at eksistere og fungere. Mennesket har derfor pligt til at bevare dem intakt. Kneese & Schulze (1985) citerer forstmanden Leopold for følgende: "A thing is right when it tends to preserve the integrity, stability and beauty of the biotic community. It is wrong when it tends otherwise".

Det mest begrænsede niveau repræsenteres af den dybdeøkologiske position. Alle dele af naturen - bevidste som ubevidste - menes at besidde en værdi i sig selv eller en indre værdi, som indebærer lige ret for alle til at eksistere. Det er her et problem mere præcist at præcisere, hvad indre værdi er, og på dette grundlag konkretisere, hvilke konsekvenser dennes eventuelle eksistens har for de etiske overvejelser. Der synes dog åbenbart, at denne opfattelse sætter meget snævre grænser for menneskenes udfoldelsesmuligheder.

Rettighedstankegangen repræsenterer uden tvivl et væsentligt element i de miljøetiske overvejelser; men ligesom nyttepositionen er den ikke uden problemer. Hvad betyder egentlig ret, pligt, fortjeneste osv., når talen er om naturen og dens mange dele. Disse begreber er ikke engang afklaret, når der er tale om relationer mellem mennesker. Der kan sjældent gives entydige etisk korrekte løsninger på interes-

sekonflikter mellem mennesker - det bliver ikke lettere, når konflikterne står mellem menneskene og naturen.

Det må derfor konstateres, at selvom der hersker udbredt enighed om, at også miljøetiske hensyn bør inddrages i vor omgang med naturen, er det bestemt ikke afklaret, hvori disse hensyn konkret består, eller efter hvilke etiske principper de bør vurderes. Det er derfor også et åbent spørgsmål, i hvor høj grad miljøetiske hensyn kan indarbejdes i valget og udformningen af miljøindikatorer og på hvilken måde dette kan gøres meningsfuldt.

Indtil videre er det kun lykkedes at udvikle praktisk anvendelige metoder, som indarbejder præference- eller nyttebaserede etiske hensyn i forbindelse med opstillingen af miljøindikatorer og især -indeks. De to mest udbredte metoder - Multiple Criteria Decision Making (MCDM) og velfærdsøkonomisk Cost Benefit Analyse (CBA) - bliver introduceret i det følgende.

### 5.2.3 Multiple Criteria Decision Making - MCDM

MCDM er betegnelsen for en række forskellige prioriteringsmetoder eller beslutningsstøttesystemer. Metoderne hjælper beslutningstageren til på baggrund af en række kriterier systematisk og konsistent at vælge den eller de foretrukne handlemuligheder - jf. *Hwang & Masud (1979)* og *Lindeneg (1993)*. Metoderne har vundet vid udbredelse i forbindelse med vurderingen af miljøprojekter - se f.eks. *Anselin, Meire & Anselin (1989)* og *Janssen (1992)* - samt i forbindelse med udformningen af miljøindeks - jf. kapitel 6. Det er værd at bemærke, at når metoderne anvendes i forbindelse med projektvurdering, sker det med henblik på at prioritere mellem projekter, mens anvendelsen i forbindelse med miljøindeks i højere grad sigter mod at aggregere miljøinformation eller -indikatorer til et talmæssigt udtryk for udviklingen i miljøforholdene set under ét.

MCDM-metoderne er alle udviklet med henblik på anvendelse af én eller flere beslutningstagere, der er i stand til at udtrykke deres præferencer over for en række prioriteringskriterier. Når metoderne anvendes i forbindelse med udformningen af miljøindeks vil "beslutningstageren" ofte være politikerne, som vælger hvilke miljømæssige værdier, der skal være omfattet af indekset - kriterierne - samt hvilken vægt de enkelte kriterier skal tillægges. I andre tilfælde kan "beslutningstageren" være udvalgte eksperter, udvalgte grupper i befolkningen eller embedsmænd.

For at anvende MCDM-metoderne er det for det første væsentligt, at de relevante kriterier er klart specificeret, og for det andet at kriteriet kan beskrives talmæssigt - f.eks. omkostninger i kr., luftemissioner i tons, besøgstal i antal personer osv. Derfor har metoderne også begrænset anvendelighed i relation til kriterier såsom lighed, retfærdighed, tryk, frihed osv. - kriterier som det alle er vanskeligt at udtrykke kvantitativt. Til gengæld passer kravene om klart specificerede kriterier og kvantificerbarhed udmærket ind i en miljøindikator-sammenhæng. Den enkelte indikator repræsenterer som omtalt i afsnit 2.1 normalt en nærmere specificeret miljømæssig værdi eller

miljøkriterium, og indikatorerne er netop kvantitative udtryk for udviklingen i det pågældende kriterium.

I kapitel 6 vil der blive omtalt nogle eksempler på anvendelsen af MCDM-metoderne i forbindelse med udformningen af aggregerede miljøindeks; men først skal det teoretiske grundlag for de anvendte metoder kort beskrives. Følgende metoder omtales:

- Global Criterion, Ideal Point eller Distance to Target.
- Parametriske metode eller Weighted Summation.
- Analytical Hierarchy Process (AHP) eller Saaty's metode.
- *Global Criterion, Ideal Point eller Distance to target.*

Global Criterion, Ideal Point og Distance to Target er tre forskellige betegnelser for den samme metode. Metoden kan benyttes i en situation, hvor en række forskellige kriterieværdier ønskes sammenvejet til en enkelt værdi, uden at der foreligger information om de nødvendige sammenvejningsvægte. Situationen kan vedrøre en prioritering mellem forskellige aktivitetsmuligheder - f.eks. miljøprojekter - der hver resulterer i et sæt kriterieværdier, eller der kan være tale om ud fra et sæt miljøindikatorer at ville konstruere et sammenfattende miljøindeks.

Metoden forudsætter, at der for hvert kriterie/indikator opstilles en målsætning for dens ønskede værdi - Ideal Point eller Target. I relation til konstruktionen af miljøindeks kan der være tale om målsætninger for værdien af de forskellige indikatorer - critical load værdier, bæredygtighedsmål etc.

Sammenvejningen af de aktuelle kriterieværdier sker herefter ved at summere de relative numeriske forskelle mellem disse og de opstillede målsætningsværdier. Dette kan udtrykkes ved følgende formel:

$$S = \sum_{i=1}^n \frac{|x_i^* - x_i|}{x_i^*} \quad \text{for } i = 1; n$$

hvor  $S$  er den sammenvejede kriterieværdi,  $x_i^*$  er målsætningsværdien for kriterie  $i$ , og  $x_i$  er den aktuelle værdi for kriterie  $i$ . Ved at dividere den numeriske forskel mellem målsat og aktuel kriterieværdi med den målsatte værdi sikrer man sig, at forskellene normeres og dermed numerisk bliver sammenlignelige.

I miljøindikatorssammenhæng står  $S$  for det sammenvejede miljøindeks,  $x_i^*$  for den opstillede målsætning for indikatoren  $i$ , og  $x_i$  for den aktuelle indikatorværdi. Indekset kan herefter fortolkes som et udtryk for, hvor langt den aktuelle situation samlet set befinder sig fra de opstillede målsætninger.

Selve sammenvejningen af indikatorværdierne sker ved at tillægge dem samme vægt. Dette er reelt fuldstændig arbitrært, men afspejler ganske godt den situation, for hvilken Global Criterion metoden er udviklet - nemlig som nævnt en situation, hvor præferencerne over for de enkelte kriterier er ukendte. Metodens anvendelse i miljøindekssammenhæng omtales nærmere i hhv. afsnit 6.1 og 6.2 i forbindelse med omtalen af et hollandsk miljøindikator og -indekssystem samt DTU's livscyklusanalysemetode.

### Parametriske metode eller Weighted Summation

Den parametriske metode kan med hensyn til kravet til information fra beslutningstagerens side opfattes som modsætningen til Global Criterion metoden. Det forudsættes nemlig ved anvendelsen den parametriske metode, at der foreligger information om de forskellige kriteriers vægte - i miljøindekssammenhæng om, hvilke vægte der skal benyttes ved sammenvejningen af de enkelte indikatorer.

Den sammenvejede kriterieværdi  $S$  beregnes som

$$S = \sum_{i=1}^n w_i \cdot x_i \quad \text{for } i = 1; n$$

hvor  $w_i$  er kriterievægtene, og  $x_i$  er kriterieværdierne. Ofte vælges vægtene  $w_i$ , således at de summerer til én. For at undgå numerisk slagside i sammenvejningen - dvs. at udviklingen i en indikator med numerisk høje værdier bliver tillagt relativt stor vægt i forhold til udviklingen i en indikator med numerisk lave værdier - er det samtidig nødvendigt at normere kriterieværdierne.

Den parametriske metode er på grund af det stærke informationskrav vanskelig at benytte i praksis - de færreste beslutningstagere vil kunne udtrykke de forskellige kriteriers relative vægte i præcise talværdier. Metoden er derimod simpel at benytte i forbindelse med følsomhedsanalyser, hvor det undersøges, hvorledes prioriteringen mellem forskellige aktivitetsmuligheder varierer med kriterievægtene.

### *Analytical Hierarchy Process (AHP) eller Saaty's metode*

Analytical Hierarchy Process (AHP) ligger med hensyn til kravet til information om beslutningstagerens præferencer mellem Ideal Point og den parametriske metode. Kravet er nemlig, at beslutningstageren er i stand at sammenligne de enkelte kriterier parvis og afgøre, om de er lige vigtige, om det ene er lidt mere vigtigt end det andet, om det er meget mere vigtigt, om det er særdeles meget mere vigtigt, eller om det er ekstremt meget mere vigtigt.

AHP-metoden omfatter en række trin. Først opstilles et såkaldt kriterietræ, hvor alle relevante forhold opdeles i hovedkriterier, underkriterier hertil, underkriterier til disse osv. Et eksempel på et kriterietræ for miljøindikatorer vedrørende søer og vandløb er vist i figur 5.2.1.



Figur 5.2.1 Eksempel på kriterietræ for miljøindikatorer vedrørende søer og vandløb

Dernæst gennemfører beslutningstageren parvise sammenligninger af kriterierne, således at det afgøres, om de er lige vigtige, om det ene er lidt mere vigtigt end det andet osv. Disse præferencetilkendegivelser omsættes til point, således at f.eks.

Lige vigtigt	= 1 point
Lidt mere vigtigt	= 3 point
Meget mere vigtigt	= 5 point
Særdeles meget mere vigtigt	= 7 point
Ekstremt meget mere vigtigt	= 9 point

Resultaterne af de parvise sammenligninger kan herefter sammenfattes i en resultatmatrice. Et eksempel herpå er vist i tabel 5.2.1.

	Kriterium 1	Kriterium 2	Kriterium 3	Kriterium 4	Tilnærmet egenvektor	Normerede vægte
Kriterium 1	1	1/5	1/5	1/3	1,73	0,05
Kriterium 2	5	1	1/9	1/3	6,44	0,21
Kriterium 3	3	9	1	1/5	13,20	0,42
Kriterium 4	1	3	5	1	10,00	0,32

Tabel 5.2.1 Eksempel på resultatmatrice for parvise sammenligninger af kriterier

Det ses, at kriterium 2 anses for meget mere vigtigt end kriterium 1, mens kriterium 3 kun er lidt mere vigtigt end kriterium 1. Ved omvendt at sammenligne kriterium 1 med 2 ses, at det helt konsistent anses for meget mindre vigtigt end dette. Til gengæld har sammenligningen af kriterium 1 med 3 lidt inkonsistent ført til, at dette også anses for meget mindre vigtigt end dette - dette er inkonsistent, fordi kriterium 3 kun blev anset for lidt mere vigtigt end 1. Sådanne inkonsistenser må man imidlertid acceptere, når beslutningstageren skal foretage mange sammenligninger og reelt ikke har fuldstændigt klare præferencer.

Den endelige fastsættelse af kriterievægtene sker ved at udlede resultatmatrixens egenvektor, som efterfølgende normeres, således at vægtene summerer til én. Denne udledning er også vist i tabel 5.2.1.

Det er selvsagt en styrke ved AHP-metoden, at den stiller realistiske krav til beslutningstagerens evne til at udtrykke præferencer over for

de udvalgte kriterier. Til gengæld forekommer kvantificeringen af de ordinale præferenceangivelser - kriterierne udtrykkes alene som værende mere eller mindre vigtige - til point at være relativt tilfældig. Det er heller ikke helt klart, hvorfor resultatmatricens egenvektor udgør et rimeligt godt grundlag for bestemmelsen af kriterievægtene.

AHP-metoden er også blevet anvendt til konstrueringen af miljøindeks. Et eksempel herpå omtales i afsnit 6.3.

Der er her alene omtalt tre eksempler på MCDM metoder, som kan benyttes til på systematisk vis at sammenveje miljøindikatorer - eller evt. miljøindikatorer og indikatorer vedrørende andre forhold i samfundet. Der er udviklet mange andre metoder, som også vil kunne tages i anvendelse. Det er imidlertid karakteristisk for dem alle, at de kræver en eller anden form for præferencetilkendegivelse fra én eller flere beslutningstageres/eksperters side. Selv i forbindelse med den omtalte Ideal Point metode, som kan benyttes, uden at der foreligger en sådan information, indføres der implicit en vægtning af kriterierne ved at tillægge graden af målsætningsopfyldelse for hvert kriterium lige stor vægt.

I stedet for at basere sammenvejningen på udvalgte personers præferencer kan man i stedet forsøge at tage udgangspunkt i befolkningens præferencer. Det er dette som sker inden for den såkaldte velfærdsøkonomiske tradition, som skal omtales i det følgende.

#### 5.2.4 Velfærdsøkonomi og CBA

Inden for økonomisk teori er der en lang tradition for at forsøge at opstille økonomiske velfærdsindikatorer på grundlag af befolkningens præferencer. En up to date oversigt over denne tradition findes i *Slesnick (1998)*. Der er i de seneste 20 år gjort en betydelig indsats for også at indarbejde miljømæssige hensyn - jf. i øvrigt kapitel 7.

I det følgende skal der først kort gøres rede for det velfærdsøkonomiske idegrundlag. Dernæst omtales Cost Benefit Analysen som den mest operationaliserede form for velfærdsøkonomisk analyse. En række metodiske og praktiske problemer anføres. Endelig lægges der op til behandlingen af hhv. grønt NNP og bæredygtighedsindikatorer i kapitel 7 og 8, hvor den velfærdsøkonomiske tankegang i nogen grad har fundet anvendelse.

Et særdeles centralt resultat fra den velfærdsøkonomiske teori er det såkaldte Arrow's umulighedsteorem - se f.eks. *Sen (1970)*. Dette angiver, at hvis de enkelte personers præferencer alene kan udtrykkes ordinalt - dvs. personerne alene kan udtrykke, at de foretrækker ét gode for et andet og ikke, hvor meget mere de foretrækker det - er det ikke selv med nogenlunde rimelige antagelser om de enkelte personers præferencer muligt ud fra disse at udlede en samlet entydig præferencestruktur for hele befolkningen. Inden for den såkaldte Social Choice er der arbejdet videre ud fra dette resultat, uden at der er fundet en acceptabel endegyldig løsning på problemet.

Hvis man ønsker et samlet udtryk for befolkningens præferencer, er man derfor nødt til at gøre stærkere antagelser om de enkelte personers evner til at udtrykke deres præferencer. Det kan vises, at hvis

disse kan udtrykkes kardinalt - ikke alene rangordne nytten af de enkelte goder, men også angive den relative styrke af nytten - hvis de kan sammenlignes mellem personer, og hvis personernes nytte alene afhænger af deres eget godeforbrug, da er det muligt at opstille en entydig præferencestruktur - en såkaldt velfærdsfunktion - for hele befolkningen.

Disse krav til de enkelte personers præferencer kan bestemt diskuteres, hvad de i høj grad også er blevet - se f.eks. *Ng (1979)*. På den ene side forekommer det ikke urimeligt at antage, at personerne i mange tilfælde kan udtrykke præferencerne kardinalt. Når en person er villig til at betale dobbelt så meget for ét gode som for et andet, kan det udmærket fortolkes som, at den marginale nytte af godet - afgjort ikke den totale nytte - er dobbelt så stor. På den anden side virker det ikke rimeligt, at de enkelte personers nytte antages at være uafhængig af andre personers nytte eller godeforbrug.

Diskussionen skal ikke forfølges videre her; men de nævnte temmelig stærke krav til præferencernes egenskaber er værd at have i erindring, når den velfærdsøkonomiske tankegang i praksis forsøges omsat til kvantitative miljøindeks samt velfærds- og bæredygtigheds-mål. Tankegangen er i korthed: Samfundets velfærd afhænger af befolkningens samlede nytte - et utilitaristisk etisk prioriteringsgrundlag - og af fordelingen heraf. Som indikatorer for den marginale nytte af forskellige forbrugsmuligheder kan man benytte befolkningen betalingsvillighed herfor. Betalingsvillighederne kan herefter benyttes som vægte - *beregningspriser* - ved sammenvejningen af forbrugsændringerne til en samlet indikator for nytten heraf.

Den velfærdsøkonomiske teori er i praksis især blevet udmøntet i udformningen af det metodiske grundlag for Cost Benefit Analyse (CBA) - jf. *Dasgupta, Sen & Marglin (1972)*, *Pearce & Nash (1981)* og *Møller (1984)*. Denne analyseform sigter mod at vurdere den relative fordelagtighed af forskellige ændringer i de samfundsmæssige aktiviteter - typisk egentlige projekter. Vurderingsgrundlaget udgøres principielt af ændringernes konsekvenser for samtlige samfundsmæssige forhold, der bidrager til befolkningens nytte. Normalt begrænses konsekvensbeskrivelsen dog til ændringerne i forbrugsmulighederne i videre forstand - dvs. både markedsomsatte forbrugsgoder og ikke-markedsomsatte goder såsom en lang række miljøgoder.

Konsekvenserne opgøres som mængdemæssige ændringer i udbudet af forbrugsmuligheder, der efterfølgende tillægges beregningspriser med henblik på at opgøre den såkaldte Equivalent Variation (EV), som er det foretrukne velfærdsændringsmål inden for den velfærdsøkonomiske tradition. EV angiver, hvor meget befolkningen for at opretholde det aktuelle nytteniveau mindst skal have som kompensation for at afstå fra den betragtede ændring. Beregningspriserne, der som nævnt fungerer som indikatorer på befolkningens marginale nytte af de goder, hvis udbud påvirkes af ændringen, fastsættes som befolkningens betalingsvillighed for goderne. For markedsomsatte goder svarer beregningspriserne til godernes køberpriser, og for de ikke-markedsomsatte miljøgoder er der udviklet en række prisfastsættelsesmetoder - jf. *Møller (1996)*.

Det er endelig afgørende for den betragtede ændrings velfærdsøkonomiske værdi, hvorledes det opgjorte EV bliver fordelt inden for befolkningen. En velhavende person vil alt andet lige kunne udtrykke større betalingsvillighed end en fattig, uden at dette nødvendigvis er udtryk for at den velhavende opnår større marginal nytte end den fattige. Derfor bør de udtrykte betalingsvilligheder principielt korrigeres for de forskellige personers marginale nytte af indkomst. Denne antages at blive mindre ved højere indkomst, men er ellers særdeles vanskelig at bestemme i praksis.

Den velfærdsøkonomiske tankegang har vundet nogen udbredelse i forbindelse med konstruktionen af miljøindeks - jf. afsnit 7.4 og 7.5 - men ellers især i forbindelse med udviklingen af velfærds- og bæredygtighedsindikatorer. Tankegangen er, at velfærd og bæredygtighed afhænger af forekomsten og fordelingen af en række goder i samfundet. Samtidig anerkendes det, at der kan ske en vis substitution mellem goderne, uden at dette berører den samlede velfærd eller bæredygtighed. Anerkendelsen af disse substitutionsmuligheder nødvendiggør, at udbudet af de forskellige goder på en eller anden måde sammenvejes til en endelig indikator for den samlede velfærd eller grad af bæredygtighed. Det er i denne forbindelse, at den velfærdsøkonomiske tradition for at anvende observerbare markedspriser og direkte eller indirekte afslørede betalingsvilligheder som indikatorer på befolkningens marginale nytter har fundet videre udbredelse. Dette hænger formentlig også sammen med, at en række velfærds- og bæredygtighedsmål tager udgangspunkt i nationalregnskabets opgørelse af forbrug, investeringer og råvareforbrug i kroner og øre. De velfærdsøkonomisk baserede velfærds- og bæredygtighedsindikatorer omtales nærmere i kapitel 7 og 8.

### **5.2.5 Argumenter for og imod opstillingen af aggregerede præferencebaserede miljøindeks**

Der kan være flere formål med værdimæssigt at aggregerer og sammenveje miljøvariable, -indikatorer og -ækvivalenter; men normalt tjener aggregeringen i hvert fald ét af følgende to formål:

- Sammenfatte vanskelig overskuelig information om miljøforholdene - særligt med henblik på at indikere, hvorledes det samlet set går med miljøet.
- Danne grundlag for prioritering af miljøindsatsen.

Informationen om miljøforholdene har normalt en meget omfattende karakter, uanset om den har form af miljøstatistik eller udvalgte indikatorer systematiseret efter miljøtemaer eller samfundsmæssige sektorer jf. kapitel 4. Det kan derfor være svært at afgøre, om udviklingen samlet set kan anses for positiv eller negativ. Det samme gælder, når man ønsker at prioritere mellem en række miljøforanstaltninger, som i forskelligt omfang har positive og negative miljøkonsekvenser. Den endelige prioritering synes at kræve en eller anden form for aggregering af disse. Der kan imidlertid fremføres en række argumenter for og imod værdibaseret aggregering af miljøindikatorer til præferencebaserede miljøindeks.



*For aggregeringen* af indikatoroplysningerne til egentlige miljøindeks taler hensynet til præsentationen af miljøforholdene for lægfolk. Det vil være en fordel for offentligheden at indikatoroplysningerne sammenvejes til nogle få - eventuelt et enkelt - miljøindeks, frem for at få informationen præsenteret i form af et stort antal tabeller og kurver. Politikerne er også vant til at agere på nogle få nationaløkonomiske størrelser - BNP, arbejdsløshedsprocenten, inflationsraten etc. - og har derfor behov for at få nogle tilsvarende få centrale miljøindeks at forholde sig til.

Det gælder formentlig også i mange tilfælde, at for mange data reelt kun giver meget lidt information - "man kan ikke se skoven for bar træer". Der er derfor behov for en bearbejdning/aggregering af data for at øge informationsværdien.

Et enkelt eller nogle få indeks kan måske også bedre fungere som "alarmklokker" end en større mængde indikatorer. De vil muligvis lettere end et større talmateriale kunne sætte gang i en debat om miljøproblemernes omfang og om behovet for at sætte ind over for dem.

Der kan også argumenteres for det hensigtsmæssige i at formulere miljømålsætninger for udviklingen i nogle få indeks frem for at opstille målsætninger for udviklingen i mange belastnings-, tilstands- og konsekvensindikatorer. F.eks. lægger vurderingen af udviklingens bæredygtighed op til anvendelsen af ét samlet bæredygtighedsindeks - jf. i øvrigt kapitel 8. I så fald forudsættes selvsagt accept af en vis mulighed for substitution mellem forskellige miljøværdier og materielle goder - ellers har det ikke mening at vægte dem sammen. Dette gælder også i relation til prioriteringsproblemtillinger - hvis man overhovedet accepterer sådanne på miljøområdet. Disse kan vanskeligt "løses" konsistent og systematisk uden en eller anden form for vægtning af de forskellige miljøkonsekvenser, ligesom der er lagt op til ved konstruktionen af de præferencebaserede miljøindeks.

*Imod aggregeringen* af miljøoplysningerne til egentlige miljøindeks taler, at opmærksomheden ledes bort fra de egentlige miljøproblemer over mod udviklingen i miljøindekset. Herved kan miljødebatten blive afsporet, således at der mere fokuseres på tal og indeksværdier end på at opnå en større forståelse for de miljø- og samfundsmæssige sammenhænge.

Reelt holder paralleliteten mellem det aggregerede miljøindeks og BNP heller ikke. Dette skyldes, at BNP faktisk ikke siger meget i sig selv. BNP, der er mål for værditilvækstskabelsen i samfundet, kan i hvert fald ikke benyttes som indikator på, om den økonomiske udvikling er gunstig - den kan i bedste fald benyttes som indikator for udviklingen i omfanget af den samlede økonomiske aktivitet.

Der vil blive mistet information ved gennem aggregeringen at undertrykke den information, der ligger i udviklingen i de enkelte miljøindikatorer. En videre aggregering end den, der ligger i de videnskabeligt baserede miljøindeks - jf. afsnit 5.1 - vil uundgåeligt indeholde et subjektivt element, der kan blive for dominerende. Udviklingen i miljøindekset bliver herved vanskelig at fortolke. Ud over at

udviklingen i én retning anses for god og i den anden retning for dårlig, kan det være vanskeligt vurdere, hvad en given ændring i indekset egentlig betyder. I stedet for at sammenveje miljøoplysningerne med henblik på at skabe overblik er det derfor bedre at præsentere miljøinformationer lidt ad gangen ledsaget af grundige verbale beskrivelser og forklaringer. Politikerne og befolkningen præsenteres hermed alene for de rå objektive data, og på dette grundlag kan de selv veje for og imod forskellige udviklingstendenser samt debattere sig frem til de fornødne beslutninger vedrørende miljøforholdene

Der kan altså både argumenteres for og imod opstillingen af aggregerede præferencebaserede miljøindeks. Modargumenterne peger imidlertid på, at hvis man trods alt vælger at opstille sammenvejede miljøindeks, er det under alle omstændigheder vigtigt

- at det datamateriale, der ligger til grund herfor, også præsenteres,
- at det fremgår, hvorledes indekset er konstrueret,
- at det står rimeligt klart, hvorledes udviklingen i indekset skal fortolkes.

I det følgende skal der herefter gøres nærmere rede for en række metoder, der kan benyttes til at konstruere aggregerede miljøindeks. Der er som omtalt tale om sammenvejningsmetoder, som i vid udstrækning har fundet anvendelse i forbindelse med løsning af prioriteringsproblemstillinger.

## 6 Praktiske eksempler på præferencebaserede miljøindeks

I dette kapitel præsenteres fem eksempler på miljøindeks, der anvendes i dag, og som gør brug af de forskellige sammenvejningsmetoder, som blev omtalt i kapitel 5. De fem miljøindeks er:

- Det hollandske system.
- UMIP-metoden og livscyklusanalyser.
- Det finske Index of Environmental Friendliness.
- Omkostningerne ved at opfylde miljømålsætningerne - miljøgælden.
- Et svensk miljøbelastningsindeks - EPS enviro-accounting method.

Det forklares, hvorledes det enkelte indeks bliver konstrueret, ligesom dets styrker og svagheder belyses. Det vurderes også, om indekserne lever op til de tre i afsnit 5.2.5 opstillede krav til konstrueringen og anvendelsen af miljøindeks.

### 6.1 Det hollandske system

I *Adriaanse (1993)* præsenteres konstruktionen af et miljøindeks, hvor den i afsnit 5.2.3 omtalte Global Criterion, Ideal Point eller Distance to Target metode bliver benyttet. Indekset er udarbejdet med henblik på at belyse den miljømæssige udviklings bæredygtighed, eller måske snarere i hvilken udstrækning miljøpolitikken samlet set lever op til de opstillede bæredygtighedsmålsætninger. Det er imidlertid tvivlsomt, om indekset lever op til denne hensigt - jf. i øvrigt det følgende.

Indekset er bygget op omkring syv miljøtemaer - klimaforandring, nedbrydning af ozonlaget, forsuring, eutrofiering, miljøgifte, affald og bymiljø. Inden for hver af disse temaer udvælges en række indikatorer, som afspejler belastningen af den til temaet knyttede del af miljøet - altså reelt pressure-indikatorer. De til de forskellige miljøtemaer knyttede belastningsindikatorer er følgende:

- *Klimaforandring* - CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub>, N<sub>2</sub>O samt CFC og Haloner,
- *Ozonlaget* - CFC og Haloner,
- *Forsuring* - SO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub> og NH<sub>3</sub>,
- *Eutrofiering* - N og P,
- *Miljøgifte* - pesticider i landbruget, andre pesticider, miljøfarlige stoffer og radioaktive stoffer,

- *Affald* - fast affald,
- *Bymiljø* - støj og lugtgener.

De forskellige belastningsindikatorers størrelse angives i første omgang i passende mængdemæssige enheder. Ved brug af passende ækvivalensbaserede vægte sammenvejes indikatorerne efterfølgende til tema-indikatorer, hvis størrelse for hvert tema måles i temaspecifikke belastningsækvivalenter - jf. afsnit 5.1.

For klimaforandring udtrykkes tema-indikatoren således i CO<sub>2</sub>-ækvivalenter (Ceq) der beregnes ved at multiplicere den årlige udledning af hver af de betragtede luftarter med luftartens Global Warming Potential (GWP). På tilsvarende vis for ozonlaget, hvor de samlede udledninger udtrykkes i ozon-depletion equivalents (Oeq) som for hver luftart udtrykker dennes ozon-depletion potential (ODP). For forurening angives de årlige depositioner af de udvalgte stoffer i ton. Disse mængder kan efterfølgende omregnes til forureningsækvivalenter (Aeq) ved brug af faktorer, der udtrykker de udvalgte stoffers forureningspotentiale.

Med hensyn til eutrofieringen forløber beregningerne på fuldstændig tilsvarende vis ved brug af faktorer, der udtrykker N og P's eutrofieringspotentiale, til at omregne de udledte mængder til eutrofieringsækvivalenter (Eeq). Det videnskabelige grundlag for denne omregning er dog væsentligt svagere end i de tre foregående tilfælde. Vægtene 1:10 - altså én ton P betyder ti gange så meget for eutrofieringen som én ton N - er alene baseret på det gennemsnitlige forhold mellem indholdet af P og N i forskellige dele af miljøet - der er ti gange så meget N som P. Grundlaget for at udtrykke miljøbelastningen i passende temaækvivalenter er endnu svagere, når det gælder de tre sidste temaer.

Belastningen med miljøgifte udtrykkes i spredningsækvivalenter (Deq) der for hver af de 550 stoffer, som er omfattet af indikatoren beregnes som

$$Deq = \frac{E}{MAC} \cdot T$$

Hvor *E* er den årligt tilførte - evt. forbrugte eller producerede - mængde af det pågældende stof, *MAC* er den maksimalt acceptable koncentration af stoffet i miljøet - målt som kg stof pr. kg jord, vand eller luft - og *T* er en korrektionsfaktor, der udtrykker stoffets nedbrydningstid.

Indikatoren er alene konstrueret med henblik på at angive, hvor stor del af miljøet - målt i kg - der årligt belastes svarende til den fastsatte maksimumsgrænse for stoffet. Et stofs spredningsækvivalenter forøges endvidere med dets nedbrydningstid - et stof, der befinder sig længe i miljøet anses alt andet lige for mere skadeligt end et stof med kortere opholdstid. Der er derimod ikke gjort noget forsøg på at skelne mellem stofferne på grundlag af arten af disses potentielle skade-

lige effekter. Den samlede belastning med miljøgifte opgøres herefter som summen af det årlige antal *Deq* for hvert af de betragtede stoffer.

Indikatoren for udviklingen i fast affald opgøres i affaldsækvivalenter (*Weq*) der helt enkelt svarer til mængden af en række affaldsprodukter målt i millioner tons. Der er ikke gjort forsøg på at skelne mellem affaldsprodukterne med hensyn til deres belastning af miljøet.

Endelig måles indikatoren for bymiljø i gene-ækvivalenter (*Neq*) der angiver andelen af befolkningen, som i et givet år er negativt påvirket af hhv. støj- og lugtgener. Antallet af *Neq* i et givet år er altså lig med summen af to procent-angivelser. Det forudsættes altså, at generne ved støj og lugt kan sammenlignes, og at de belaster de berørte personer lige meget.

Sammenfattende gælder det, at udviklingen i miljøbelastningen inden for de forskellige miljøtemaer udtrykkes ved hjælp af forskellige belastningsækvivalenter, der hver især er resultatet af en sammenvejning af forskellige belastningstypers bidrag til den samlede belastning inden for temaet. I nogle tilfælde hviler sammenvejningen på et videnskabeligt grundlag, i andre tilfælde er grundlaget knapt så velargumenteret.

Med de beskrevne sammenvejningsmetoder er det herefter muligt at opgøre en række økonomiske sektors bidrag til belastningen inden for de enkelte temaer. De udvalgte sektorer er landbrug, trafik, industri, energi, raffinaderier, bygge- og anlægsvirksomhed samt husholdninger og detailhandel. Denne fremgangsmåde forudsætter selvfølgelig, at der for hver belastningstype foreligger oplysninger om hver sektors belastning.

Endelig konstrueres et miljøindeks for sektorernes samlede belastning af miljøet, og det er i denne forbindelse, at Ideal Point metoden tages i anvendelse. Hensigten med det opstillede indeks er i første række at belyse, i hvor høj grad den samlede belastning af miljøet lever op til de opstillede målsætninger for en bæredygtig belastning af miljøet. Gennem besvarelsen af dette spørgsmål, angives det dog også, om udviklingen har ført til en reduceret eller forøget miljøbelastning. Der skal ikke her gøres nærmere rede for, hvorledes de bæredygtige belastningsniveauer er fastsat - de afspejler en kombination af videnskabeligt fastlagte tålegrænser og politisk fastsatte belastningsmålsætninger.

For hvert tema udtrykkes det bæredygtige belastningsniveau i et vist antal belastningsækvivalenter. For mange af temaindikatorerne er der fastsat bæredygtige belastningsniveauer for hver belastningstype under den enkelte indikator. Disse separate bæredygtighedsniveauer udtrykkes i belastningsækvivalenter i overensstemmelse med de ovenfor beskrevne omregningsmetoder, og de summeres efterfølgende til et samlet bæredygtighedsniveau for den enkelte indikator. De fastlagte bæredygtighedsniveauer er følgende årlige belastninger:

Klimaforandring:	10 <i>Ceq</i>
Ozonlaget:	0 <i>Oeq</i>
Forsuring:	400 <i>Aeq</i>

Eutrofiering:	86 Eeq
Miljøgifte:	12 Deq
Affald:	3 Weq
Bymiljø:	9 Neq

Sammenvejningen af de aktuelle belastningsniveauer til et miljøindeks for, hvor langt disse niveauer samlet set er fra bæredygtighedsniveaet, sker ved først at beregne forholdene mellem de aktuelle belastningsniveauer og bæredygtighedsniveauerne og dernæst lægge disse forholdstal sammen til det endelige indeks - målt i en ny enhed EPq (Environmental Pressure Equivalent). Fremgangsmåden er eksemplificeret i *tabel 6.1.1*.

For hver af de seks miljøtemaer er angivet den faktiske belastning i 1980 og 1991 samt de opstillede målsætninger for en bæredygtig belastning - både den faktiske belastning og målsætningen er opgjort i den for temaet valgte belastningsækvivalent. Der er set bort fra ozon-temaet, idet målsætningen her er et fuldstændigt belastningsophør. Den efterfølgende beregning af temaets bidrag til det samlede miljøindeks vil derfor ikke give mening i dette tilfælde. Denne beregning gennemføres nemlig for de øvrige temaer ved at dividere den faktiske belastning med den målsatte belastning. De således opnåede forholdstal, der for at undgå decimaler forhøjes med en faktor 100, er udtryk for den reciprokke til graden af målopfyldelse - eller graden af bæredygtighed - inden for de enkelte temaer.

År	Klimaforandring	Forsuring	Eutrofiering	Miljøgifte	Affald	Bymiljø	I alt EPq
<b>1980</b>							
Faktisk belastning	286 Ceq	6.700 Aeq	302 Eeq	241 Deq	15,3 Weq	46 Neq	
Bæredygtigheds-målsætning	10 Ceq	400 Aeq	86 Eeq	12 Deq	3,0 Weq	9 Neq	
I alt Epq	2.860 Epq	1.675 EPq	351 EPq	2.008 EPq	510 Epq	511 Epq	7.915 EPq
<b>1991</b>							
Faktisk belastning	241 Ceq	4.700 Aeq	273 Eeq	222 Deq	14,1 Weq	60 Neq	
Bæredygtigheds-målsætning	10 Ceq	400 Aeq	86 Eeq	12 Deq	3,0 Weq	9 Neq	
I alt Epq	2.410 Epq	1.175 EPq	317 EPq	1.850 EPq	470 Epq	667 Epq	6.889 EPq

Tabel 6.1.1 Beregningen af et miljøindeks ved anvendelse af Global Criterion metoden - Kilde: Adriaanse (1993) s. 145 - 146

Forholdstallene er principielt ubenævnte, men tillægges enheden EPq. Da de er opgjort i samme skala, er de umiddelbart sammenlignelige. Graden af målopfyldelse er størst inden for eutrofieringstemaet - den reciprokke hertil er som vist i tabellen mindst - mens den mindst i relation til klimatemaet.

Det endelige miljøindeks beregnes ved at summere forholdstallene. Det ses, at indekset er faldet fra 7.915 EPq i 1980 til 6.889 EPq i 1991. Indekstallenes niveau har selvsagt ingen selvstændig fortolkning; men udviklingen i tallene kan benyttes som indikator på, om den stedfundne udvikling samlet set har bevæget sig i retning af en opfyldelse af de opstillede bæredygtigheds-målsætninger.

Der er imidlertid tale om en særdeles tvivlsom indikator, som lider under følgende svagheder:

- Det er tvivlsomt, om ønsket om miljømæssig bæredygtighed kan udtrykkes i en række isolerede temarelaterede belastningsmålsætninger.
- Alle de betragtede miljøtemaer tillægges reelt samme vægt.
- Den valgte temaopdeling er i nogen grad tilfældig og har med den valgte vægtningsmetode ikke helt gennemskuelige konsekvenser for udviklingen i det samlede miljøindeks.
- Der tages ikke højde for, at graden af målopfyldelse kan have vidt forskellige konsekvenser for miljøforholdene, afhængigt af hvilket miljøtema der er tale om.

Spørgsmålet om, hvorledes samfundets ønske om en bæredygtig udvikling kan udtrykkes i form af konkrete målsætninger er bestemt ikke afklaret - jf. kapitel 8 - og skal ikke diskuteres nærmere her. Det er imidlertid væsentligt at være opmærksom på, at indeksværdierne i høj grad afhænger af de opstillede målsætninger. Derfor er det også alene udviklingen i værdierne over tid, der har mening som en indikator på, om det går den rigtige eller den forkerte vej. Til gengæld bliver det herved særdeles vigtigt, at de målsatte værdier ikke ændres. Hvis dette sker har det end ikke mening at sammenligne indeksværdierne over tid.

Ved at basere miljøindekset på en simpel summation af de beregnede opfyldelsesgrader tillægges hvert miljøtema reelt lige stor vægt - eller graden af målopfyldelse inden for hvert tema gør det i hvert fald. Dette er helt i overensstemmelse med Global Criterion metoden, som netop er anvendelig, når man ikke har information om de forskellige kriteriers betydning - jf. afsnit 5.2.3. Det er imidlertid særdeles tvivlsomt, om dette er en særlig heldig antagelse på miljøområdet. Selvom de forskellige miljøproblemers betydning måske ikke direkte kan præciseres i et sæt konkrete vægte, er dette ikke nødvendigvis udtryk for, at problemerne tillægges lige stor betydning. Der er al mulig grund til at tro, at dette ikke er tilfældet - jf. afsnit 6.3.

Fortalerne for det opstillede miljøindeks vil formentlig påpege, at miljøproblemerne netop ikke tillægges lige stor betydning. Miljøindikatorer for temaer, der har lav målopfyldelsesgrad, indgår i indekset med større vægt end de indikatorer, som har en høj målopfyldelsesgrad. Dette er korrekt; men målopfyldelsesgraderne er ikke nødvendigvis et godt udtryk miljøproblemerne relative alvorlighed. De observerede målopfyldelsesgrader kan således udmærket være udtryk for forskellige grader af vanskeligheder ved at opfylde målsætningerne, og de vil kun ved et tilfælde afspejle betydningen for levevilkårene af at opfylde den ene eller den anden miljømålsætning.

Udviklingen i det samlede indeks afhænger også af, hvorledes man vælger at opdele de omfattede temaer. Hvis f.eks. affaldstemaet blev opdelt på organisk og uorganisk affald, ville affaldsproblemstillingen automatisk opnå en større vægt i det samlede indeks, og udviklingen

heri ville blive påvirket af den samlede affaldsmængdes sammensætning, hvilket ikke er tilfældet i indeksets nuværende form.

Under alle omstændigheder vil de miljøproblemer, som ikke er omfattet af indekset - dvs. for hvilke der ikke er formuleret målsætninger - blive tillagt nulvægte. Dette er ganske vist ikke en svaghed, der er specielt knyttet til indeks baseret på Global Criterion metoden. Den gælder for så vidt alle indekstyper, idet indeksene selvsagt kun måler udviklingen i de miljøforhold, som er omfattet heraf. Der vil dog være en tendens til, at jo mere detaljeret beskrivelsen af miljøbelastningen er, jo større sandsynlighed er der for, at miljøindekset bliver tilstrækkeligt dækkende. Den hollandske metodes relativt grove opdeling på syv miljøtemaer er formentlig ikke særligt dækkende. I UMIP-metoden, som omtales i afsnit 6.2, er der gået væsentligt mere detaljeret til værks. Muligvis opnår man det mest dækkende indeks ved at lade beskrivelsen af miljøbelastningen være styret af de forhold, som fundamentalt set er bestemmende for befolkningens levevilkår - miljøets produktivitet som produktionsfaktor, sundhed og rekreative muligheder, jf. omtalen af EPS-metoden i afsnit 6.5.

Endelig gælder det, at en given ændring i målopfyldelsesgraden for ét miljøtema kan have helt forskellig betydning for miljøforholdene i forhold til en forholdsmæssigt tilsvarende ændring i målopfyldelsesgraden for et andet tema - selv hvis man holder sig til de af hvert tema omfattede miljøforhold. En 10 pct.'s ændring i målopfyldelsesgraden for forsuring kan i den givne udgangssituation være næsten uden betydning for de forsuringsrelaterede miljøforhold, mens en tilsvarende procentvis ændring i målopfyldelsesgraden for eutrofiering kan have stor betydning de af eutrofieringen afhængige miljøforhold. Sådanne forhold samt eventuelle indbyrdes positive og negative sammenhænge mellem udviklingen inden for de forskellige temaer opfanges ikke af det opstillede miljøindeks.

Det må altså konkluderes, at miljøindeks baseret på Global Criterion, Ideal Point eller Distance to Target metoden er vanskelige at give en præcis indholdsmæssig fortolkning, og at denne, selv når der er tale om at fortolke observerede udviklingsforløb i indeksene, er omgærdet med stor usikkerhed.

## 6.2 UMIP-metoden og livscyklusanalyser

Livscyklusanalyser benyttes bl.a. i forbindelse med udvikling af miljøvenlige industriprodukter. Resultatet af analyserne vil normalt foreligge i form af oplysninger om produkternes forskellige former for belastning af miljøet gennem produkternes livscyklus. Det vil imidlertid ofte vise sig, at det ikke er muligt alene ud fra belastningsbeskrivelserne at pege på én produkttype eller én produktionsmåde som værende den entydigt mest miljøvenlige. Én produkttype kan give anledning til forskellige former for miljøbelastning, som ikke genfindes hos en anden produkttype, eller det ene produkt kan belaste miljøet mindre end det andet på ét område, men mere på et andet miljøområde. Noget tilsvarende kan gøre sig gældende for forskellige produktionsmåder.



Til at håndtere denne problemstilling er der i samarbejde mellem DTU, Miljøministeriet og Dansk Industri udviklet et beslutningsstøttesystem, ved hjælp af hvilket de forskellige former for miljøbelastning sammenvejes til et indeks, der udtrykker det enkelte produkts samlede miljøbelastning. Beslutningsstøttesystemet benævnes UMIP-metoden - Udvikling af Miljøvenlige IndustriProdukter, jf. *Hauschild (red.) (1996)*. UMIP-metoden anvender også i vid udstrækning Global Criterion metoden til at fastsætte sammenvejningsvægtene, men kombinerer denne metode med andre vægtfastsættelsesmetoder.

Inden for UMIP-metoden arbejdes der med 9 miljøtemaer:

1. *Drivhuseffekt* - CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub>, N<sub>2</sub>O samt HCFC'er og kulmonoxid.
2. *Stratosfærisk ozonnedbrydning* - CFC'er, HCFC'er, Haloner og Methylbromid.
3. *Fotokemisk ozondannelse* - NO<sub>x</sub> og VOC'er.
4. *Forsuring* - SO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub>, NH<sub>3</sub>, HF, H<sub>2</sub>S og forskellige syrer.
5. *Næringssaltbelastning* - N-forbindelser og P-forbindelser.
6. *Økotoxicitet* - miljøfarlige stoffer til vand, jord og renseanlæg.
7. *Toksicitet for mennesker i miljøet* - miljøfarlige stoffer til luft, overfladevand, jord og grundvand.
8. *Ressourceforbrug* - råstoffer, vand og træ.
9. *Arbejds miljø* -kemiske påvirkninger, støjpåvirkninger, påvirkning ved ensidigt gentaget arbejde, ulykkesrisiko.

De syv første temaer opfattes som forskellige former for miljøbelastning. For disse beregnes temaindikatorer, som efterfølgende sammenvejes i et miljøbelastningsindeks. De to sidstnævnte temaer opfattes som selvstændige miljøproblemer, for hvilke der udarbejdes hvert sit miljøindeks. Anvendelsen af UMIP-metoden resulterer altså i beregningen af tre miljøindeks for et givet produkt:

- Miljøeffektindeks
- Ressourceforbrugsindeks
- Arbejds miljøindeks

Metoden lægger ikke op til en yderligere sammenvejning af disse indeks i et samlet miljøpåvirkningsindeks for produktet. Den endelige vægtning eller prioritering af miljøbelastnings-, ressourceforbrugs- og arbejdsmiljøhensynet overlades altså til beslutningstageren.

### 6.2.1 Miljøeffektindekset

Ud fra et givet produkts belastning af miljøet med de mange forskellige belastningstyper, forløber beregningen af det endelige miljøeffektindeks på nogenlunde samme måde som i det hollandske indeks - jf. afsnit 6.1. De forskellige belastningstypers størrelse angives i første omgang i passende mængdemæssige enheder. Ved brug af ækvivalensvægte sammenvejes belastningerne efterfølgende til temaindikatorer, hvis størrelse for hvert tema måles i temaspesifikke belastningsækvivalenter - jf. afsnit 5.1. Det for hvert miljøtema opgjorte antal belastningsækvivalenter normaliseres herefter ved inden for det pågældende tema at sætte produktets temaspesifikke belastning i for-

hold til den normale årlige belastning pr. person fra alle aktiviteter i samfundet. Endelig sammenvejes de normaliserede belastninger med vægte, der bl.a. er baseret på Global Criterion metoden. Indekset beregnes altså på følgende måde:

$$\text{miljøeffektindeks} = \sum_{i=1}^7 \frac{\text{produktbelastning}_i}{\text{gns. belastning}_i \text{ pr. person pr. år}} \cdot v_i$$

Årsagen til, at belastningerne normeres på grundlag af belastningen pr. person pr. år og ikke alene på grundlag af belastningen pr. år, er, at det herved bliver muligt at sammenstille globale, regionale og lokale belastningstyper. Er der tale om globale miljøproblemer - drivhuseffekten og stratosfærisk ozonnedbrydning - benyttes således verdens aktuelle årlige belastning pr. person som normeringsgrundlag, mens normeringen for de øvrige fem regionale/lokale miljøproblemer baseres på den aktuelle årlige belastning pr. person i Danmark.

Vægtene  $v_i$  bestemmes for de syv miljøtemaer i overensstemmelse med Global Criterion metoden, således at vægtene bestemmes som forholdet mellem den aktuelle belastning pr. år og den målsatte belastning - dvs.

$$v_i = \frac{\text{aktuel belastning}_i \text{ pr. år}}{\text{målsat belastning}_i \text{ pr. år}} \quad \text{for } i = 1;7$$

De miljøtemaer, hvor den aktuelle belastning ligger relativt langt fra at opfylde den opstillede målsætning, tillægges altså større vægt i indeksberegningen end miljøtemaer, hvor den aktuelle belastning ligger relativt tæt på den målsatte. Svaghederne ved denne form for vægtfastsættelse er omtalt i afsnit 6.1.

UMIP-metoden lægger også op til, at de målsatte belastninger ved vægtfastsættelsen udskiftes med bæredygtige belastninger - jf. afsnit 5.1. Herved vil fastsættelsen af vægtene for de syv første temaer fuldstændig svare til den metode, som bliver benyttet i den i afsnit 6.1 omtalte hollandske metode. De for Danmark fastsatte bæredygtighedsniveauer er dog i sagens natur nogle andre end de hollandske.

I forhold til den hollandske metode adskiller UMIP metoden sig imidlertid ved for de to sidste miljøtemaer - 8. Ressourceforbrug og 9. Arbejdsmiljø - at beregne særskilte indeks, hvis sammenvejningsvægte også fastsættes på et helt andet grundlag end Global Criterion.

### 6.2.2 Ressourceforbrugsindekset

Ressourceforbruget vedrører forbruget af en lang række råvarer, og det opgøres som den over produktets livscyklus forbrugte mængde (netto) af den enkelte råvare divideret med produktets anslåede funktionelle levetid. Herved opnås et tilnærmet udtryk for det produktrelaterede årlige forbrug af råvarerne. Det årlige forbrug normeres herefter ved at sætte det i relation til den globale produktion pr.

år pr. person i verden. Man har altså for et givet produkts forbrug af en given råvare

$$\text{ressourceforbrug} = \frac{\frac{\text{nettoforbrug}}{\text{levetid for funktionelle enhed}}}{\text{global produktion pr. person i verden pr. år}}$$

Den til forbruget af en given råvare knyttede indekxsvægt fastsættes herefter som forholdet mellem den årlige globale produktion af den pågældende råvare og den kendte globale reserve heraf. Vægten for den  $i$ 'te råvare beregnes altså som

$$v_s(i) = \frac{\text{årlig global produktion}_i}{\text{kendt reserve}_i} = \frac{1}{\text{forsyningshorisont}_i}$$

Ved at fastsætte den enkelte råvares indekxsvægt på denne måde er det altså valgt at benytte råvarenes relative knaphed som vægte. Et mål for knapheden kan således være forsyningshorisonten - dvs. hvor mange år den aktuelle årlige produktion kan fortsætte før de kendte reserver er udtømt. Det fremgår af formlen, at råvarenes vægte er omvendt proportionale med forsyningshorisonterne, således at råvarer med en kort horisont tillægges en større vægt end råvarer med lange horisonter.

Der er tale om en relativt grov sammenvejningsmetode, der tilsigter at vægte de forskellige råvarer efter sandsynligheden for, at forbruget af dem vil skabe fremtidige problemer knyttet til udtømningen af råvarerne. Det er klart, at disse sandsynligheder afhænger af mange flere forhold end forsyningshorisonten, som i øvrigt varierer i takt med, at nye råvareforekomster opdages. Herved skabes der en vis ustabilitet i vægtningsystemet. Sandsynlighederne for, at råvareforbruget vil give anledning til forsyningsrelaterede problemer, afhænger også af efterspørgselsforholdene for de varer, hvori råvarerne indgår, af mulighederne for at substituere forbruget af de pågældende råvarer med andre produkter og af den fremtidige teknologiske udvikling.

Et formentlig bedre alternativt vægtningsgrundlag ville være råvarenes markedspriser. Disse udtrykker i højere grad varernes relative knaphed bestemt ved både forsyningshorisont, efterspørgselsintensitet samt aktuelle og fremtidigt forventede substitutionsmuligheder. Herudover kan dog også politiske hensyn spille ind, og råvarenes markedspriser, som i perioder kan variere meget, vil også ligesom forsyningshorisonten udgøre et relativt ustabil vægtningsgrundlag. Se i øvrigt afsnit 7.3.1 om prissætning af råstofbeholdninger og -forbrug.

### 6.2.3 Arbejds miljøindekset

Produktets arbejdsmiljøbelastning udtrykkes i belastningstider - dvs. hvor lang tid ansatte gennem produktets livscyklus er udsat for arbejdsmiljøbelastninger, der overskrider gældende grænseværdier. Der arbejdes med seks forskellige belastningstyper - kræftfremkaldende stoffer, reproduktionsfremkaldende stoffer, allergifremkaldende

dende stoffer, nervesystemskadende stoffer, støj og ensidigt gentaget arbejde - hvortil kommer arbejdsulykker, som ikke måles i tid, men i antal. For det givne produkt kan der på denne måde opstilles en arbejdsmiljøprofil, der viser det samlede belastningsomfang inden for de syv belastningstyper over produktets livscyklus.

Belastningsomfangene normeres ved at relatere disse til de gennemsnitlige årlige belastningsomfang pr. arbejdstager i Danmark. De gennemsnitlige belastningsomfang beregnes ud fra oplysninger om, hvor mange arbejdstagere der udsættes for de forskellige belastningstyper. Disse tal omsættes til timer ved at multiplicere det med det gennemsnitlige antal arbejdstimer pr. fuldtidsbeskæftiget - 1.540 timer. Endelig divideres med det samlede antal personer i arbejdsstyrken - 2,6 mill. personer - hvorved normaliseringsfaktorerne opnås som antal belastningstimer pr. arbejdstager pr. år. For ulykkerne tages der udgangspunkt i det gennemsnitlige antal anmeldte arbejdsulykker pr. år, og normaliseringsfaktoren udtrykkes derfor som et gennemsnitligt antal ulykker pr. arbejdstager pr. år. Normaliseringsfaktoren for den *i*'te arbejdsmiljøbelastning beregnes altså som

$$\text{normaliseringsfaktor}_i(i) = \frac{1}{\frac{\text{årligt antal belastede arbejdstagere}_i \cdot 1.540 \text{ timer}}{2.600.000 \text{ arbejdstagere}}}$$

De normaliserede belastningsomfang tildeles herefter indekxvægte på grundlag af antallet af årligt anmeldte arbejdsskader inden for hver af de syv arbejdsskadetyper. Vægten for den enkelte belastningstyper fastsættes således som forholdet mellem antal anmeldte arbejdsskader og antallet af arbejdstagere - altså som

$$v_i = \frac{\text{årligt antal anmeldte arbejdsskader}_i}{2.600.000 \text{ arbejdstagere}}$$

De opstillede vægte afspejler sandsynlighederne for, at der anmeldes en arbejdsskade inden for hver af syv forskellige arbejdsskadetyper. I perioden 1984 - 1991 blev der anmeldt langt flest arbejdsulykker pr. arbejdstager, og denne skadestype vejer derfor tungest i arbejdsmiljøindekset, hvorimod reproduktionsskader, hvoraf der kun blev anmeldt få i perioden, vejer mindst i indekset.

Når de normerede belastningsoplysninger sammenvejes med vægte, der svarer til sandsynlighederne for anmeldte arbejdsskader, vil det resulterende arbejdsmiljøindeks udtrykke sandsynligheden for, at produktet over dets livscyklus vil give anledning til anmeldelser af arbejdsskader. Det er imidlertid et problem, at de benyttede vægte udelukkende afspejler hyppigheden af de forskellige skader og ikke alvoren heraf - en arbejdsulykke, der resulterer i en brækket finger, opleves formentlig ikke som lige så alvorlig som en svær kræftsygdom.

De beregnede vægte/sandsynligheder er formentlig også i sig selv behæftet med betydelig usikkerhed. Der kan således ofte gå lang tid mellem, at en skadelig arbejdsmiljøbelastning har fundet sted, og at der sker en anmeldelse - dvs. den foretagne sammenstilling af aktu-

elle belastningsforhold og aktuelle skadesanmeldelser giver et skævt billede af sammenhængen mellem disse. Det kan også være svært at relatere en given anmeldt sygdom til en bestemt belastning.

#### 6.2.4 Sammenfatning

Ved UMIP-metodens beregning af et miljøeffektindeks benyttes Global Criterion Metoden, og indekset svarer derfor metodemæssigt fuldstændig til det hollandske. Det er derfor også behæftet med de samme svagheder som dette - jf. afsnit 6.1. Da UMIP-metoden er udviklet med henblik på anvendelse i forbindelse med livscyklusanalyser, har det været naturligt ud over de traditionelle miljøtemaer, der primært vedrører, hvad man kan kalde det ydre miljø, også at inddrage ressourceforbrugs- og arbejdsmiljøtemaerne, som spiller en helt central rolle i forbindelse med udviklingen af miljøvenlige produkter. Ved udformningen af indeks for disse to temaer er der imidlertid valgt andre sammenvejningsmetoder end Global Criterion metoden. Denne metode er formentlig heller ikke velegnet til at sammenveje forbruget af forskellige råstoffer, idet der vanskeligt kan opstilles målsætninger for dette forbrug. Denne indvending gælder kun i mindre udstrækning arbejdsmiljøforhold, for hvilke der formentlig godt kan opstilles belastningsmålsætninger.

De valgte indekseringsmetoder for ressourceforbrugsindekset og arbejdsmiljøindekset lider imidlertid især under ikke at skelne mellem den samfundsmæssige betydning af de forskellige typer ressourceforbrug og arbejdsmiljøskader. Arbejdsmiljøindeksets sammenvejningsgrundlag udgøres alene af sandsynlighederne for, at belastningen fører til uønskede konsekvenser. Hverken alvorligheden eller varigheden af konsekvenserne indgår i sammenvejningsgrundlaget. Ressourceforbrugsindekset er nok det svagest begrundede, idet forsyningshorisonten, der benyttes som sammenvejningsgrundlag, ikke engang kan siges at afspejle sandsynligheden for at brugen af ressourcen vil føre til uønskede konsekvenser.

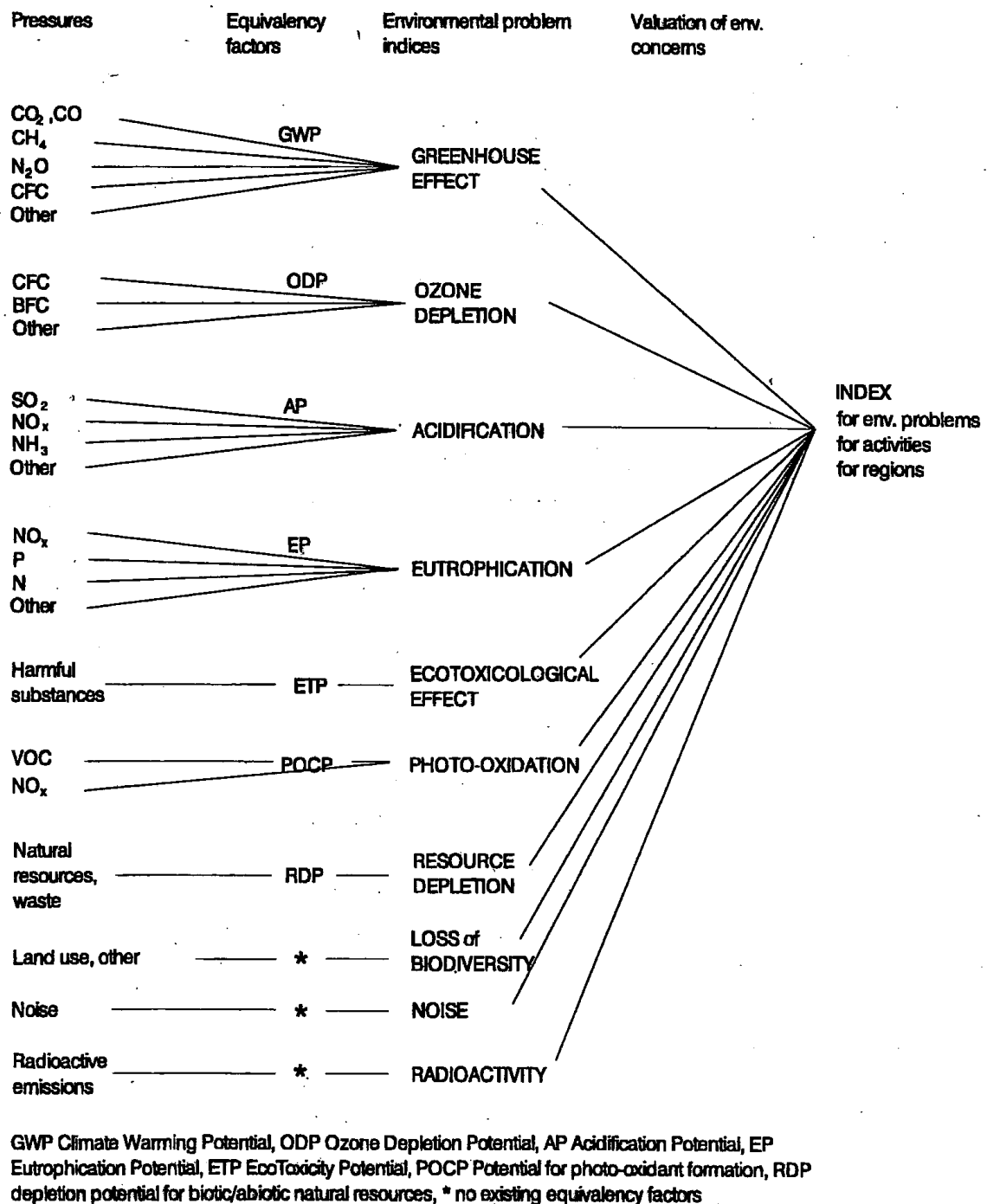
Fra et indekserings- og prioriteringssynspunkt er den væsentligste svaghed ved UMIP metoden, at den ikke resulterer i ét, men i tre indeks for det betragtede produkts belastning af miljøet. Da indeksene er konstrueret efter hver sin metode, vil det ikke på nogen måde være forsvarligt at sammenveje dem, og det vil også være stort set umuligt at give en sådan sammenvejning en meningsfuld fortolkning. Ved prioritering mellem forskellige produkter og produktionsmåder efterlades beslutningstageren herved i en delvist uafklaret situation.

#### 6.2.5 Det finske Index of Environmental Friendliness

I *Puolamaa et. al. (1996)* præsenteres et Indeks of Environmental Friendliness, hvor Analytical Hierarchy Process metoden (AHP) benyttes til at sammenveje en række indikatorer for udvalgte miljøtemaer - jf. afsnit 5.2.3. Dette finske metodestudium er udarbejdet for Eurostat.

Det opstillede indeks udarbejdes for 19 industrisektorer inden for minedrift, fremstillingsvirksomhed og forsyningsvirksomhed, og det omfatter indikatorer for 10 miljøproblemer - jf. *figur 6.3.1* - men metoden kan let udvides til at omfatte flere sektorer og miljøproblemer.

Det er alene de til rådighed værende data, som har begrænset undersøgelsens omfang.



Figur 6.3.1 Principskitse for Indeks of Environmental Friendliness

Som det fremgår af figur 6.3.1 beskrives miljøproblemerne ved hjælp af belastningsindikatorer - pressure-indikatorer - der er udformet som miljøbelastningsækvivalenter - jf. afsnit 5.1. Beregningen af de fleste af belastningsækvivalenterne følger anerkendte metoder; men, som det fremgår af figuren, er der problemer med at udvikle passende ækvivalenter til måling af biodiversitet, støj og radioaktivitet. I disse tilfælde benyttes en enkelt indikator som belastningsindikator.

For efterfølgende at kunne sammenveje de forskellige miljøbelastningsækvivalenter til det endelige miljøindeks er det nødvendigt at normere disse. Dette gøres på følgende måde: For hver af de miljøbelastende sektorer  $i$  er sektorens belastning vedrørende hvert af de betragtede miljøproblemer  $j$  beregnet som et vist antal belastningsækvivalenter,  $b_{ij}$ . Disse belastningsækvivalenter normeres efterfølgende ved at sætte dem i forhold til samfundets samlede belastning vedrørende det betragtede problem - ligeledes udtrykt i belastningsækvivalenter  $b_j(tot)$ . Dvs. hver sektors normerede belastning opgøres som  $b_{ij}/b_j(tot) = b_{ij}(nom)$ .

Miljøindekset - Index of Environmental Friendliness - beregnes endelig som en sammenvejet sum af de normerede belastningsækvivalenter. Indekset kan både opgøres for den enkelte sektor og for hele samfundet. Hvis de benyttede vægte for hvert miljøproblem benævnes  $w_j$ , beregnes Index of Environmental Friendliness  $IEF$  for den enkelte sektor  $i$  og for samfundet som helhed hhv. som

$$IEF_i = \sum_j w_j \cdot b_{ij}(nom)$$

$$EIF = \sum_j w_j \cdot \sum_i b_{ij}(nom)$$

I den finske undersøgelse er det som omtalt valgt at benytte Analytical Hierarchy Process metoden (AHP) som grundlag for at rangordne miljøproblemerne og fastsætte vægtene  $w_j$  herfor. Det centrale problem ved anvendelsen af denne metode er udvælgelsen af de personer, hvis præferencer skal danne grundlag for fastsættelsen af vægtene. I denne undersøgelse er det valgt at lade personkredsen omfatte en række aktører på miljøområdet. Der er benyttet følgende kriterier i forbindelse med udvælgelsen:

- Personerne skal være relevante aktører i relation til de betragtede miljøproblemer.
- Personerne skal dække alle de betragtede miljøproblemområder.

Den udvalgte personkreds omfattede repræsentanter fra otte samfundsgrupper - industrisektoren, trafiksektoren, landbrugserhvervet, NGO'er på miljøområdet, det administrative område (miljø, handel og industri, trafik samt finans), politikere (Miljøudvalget), forskningen og pressen. Det rimelige i at benytte netop disse personers præferencer som grundlag for vægtfastsættelsen kan i høj grad diskuteres. Der er givetvis tale om personer, som både kender til miljøproblemerne og måske især er stærkt interesseret heri; men de repræsenterer næppe befolkningens præferencer - jf. *Sjöberg (1999)*, hvor forskellige befolkningsgruppers opfattelser af risiko omtales. Det kan imidlertid også diskuteres, om dette er nødvendigt.

Personerne blev i personlige interview stillet 55 spørgsmål, der alle i overensstemmelse med AHP metoden vedrørte parvise sammenligninger af de betragtede miljøproblemers relative alvorlighed. Til at angive denne blev benyttet den i afsnit 5.2.3 omtalte skala fra 1 til 9. Interviewene resulterede i de i *tabel 6.3.1* angivne vægte.

	Biodiversity	Resources depl.	Greenhouse effect	Ecotox. effect	Noise exp.	Ozone depl.	Photo-oxidation	Aqua. acidification	Eutrophication	Terr. acidification	Radiation	Inconsistencies min - max
Agriculture	5,3	8,1	15,6	11	1,7	14,1	10,1	6,5	4,6	5,1	17,8	0.17 - 0.27
Manufacture	9	9,4	14,2	10,6	2,6	14,2	7,4	7,3	8,9	7,9	8,6	0.07 - 0.69
Env. journalists	10,1	9,6	15,5	10,7	1,8	17,1	8,7	4,6	4,3	5,8	11,9	0.13 - 0.19
Env. NGOs	27,1	10,5	11,8	9,3	1,5	14	5,1	3,3	4,1	3,7	9,6	0.06 - 0.25
Administration	12,2	7,7	20	8,1	2,5	14,1	4,8	5,2	7,3	6,2	11,9	0.02 - 0.55
Traffic	7,6	12,8	13,8	11,2	4,3	8,7	7,2	6,7	6,4	8,8	12,4	0.03 - 0.18
Env. scientists	16,2	11,3	22,3	8,7	2,5	10,5	5,2	5,1	5	8,2	4,9	0.10 - 0.47
Politicians	12,5	4,8	9,9	10,4	2,8	16,5	9,8	5,5	6,2	6,4	15,3	0.02 - 0.25
All groups	12,5	9,3	15,4	10	2,5	13,7	7,3	5,5	5,8	6,5	11,6	0.02 - 0.69

Tabel 6.3.1 Vægtningen af 11 forskellige miljøproblemer ved anvendelse af AHP-metoden

Det ses, at drivhusgas-, ozonnedbrydnings- og biodiversitetsproblemerne i gennemsnit tillægges størst vægt, mens støj-, forsørings- og eutrofieringsproblemerne tillægges mindst vægt. For nogle af miljøproblemerne - især biodiversitets-, strålings-, ressourcudtømnings- og drivhusgasproblemerne - er der imidlertid stor variation mellem de enkelte samfundsgruppers vægte. Noget tilsvarende gjorde sig i øvrigt også gældende mellem personer inden for samme samfundsgruppe - i alt 52 personer fordelt på de otte grupper blev stillet de 55 spørgsmål - men dette fremgår ikke af tabellen, som kun viser gruppegennemsnit.

Sammenfattende kan der peges på følgende svagheder ved AHP-metoden og den gennemførte undersøgelse:

- Kvalitativt udtrykte præferencer omsættes til point på en skala 1 - 9.
- Det er uklart, hvorfor parameterværdierne i svarmatrixens egenvektor kan benyttes som vægte, og hvorledes de skal fortolkes.
- Valget af de adspurgte personer er formentlig ikke repræsentativt for befolkningen, og valget må under alle omstændigheder siges at være omgærdet med nogen tilfældighed.
- I den aktuelle undersøgelse får alle de adspurgte personers svar ikke samme vægt. De 52 personer er ulige fordelt på de 8 grupper, og ved først at beregne gennemsnitsvægte for hver gruppe og dernæst de samlede gennemsnitsvægte som uvejede gennemsnit af gruppevægtene bliver personer i grupper med mange personer tillagt mindre vægt end personer i grupper med få personer.

Disse svagheder gør det vanskeligt at fortolke udviklingen i et miljøindeks, der er konstrueret på grundlag af AHP-bestemte vægte. Indekset kan formentlig fortolkes som udtryk for, hvorledes en nærmere bestemt gruppe af personer samlet set vurderer udviklingen i miljøforholdene; men måden hvorpå sammenvejningsvægtene er konstrueret efterlader nogen tvivl, om hvor godt disse repræsenterer gruppens præferencer.



### 6.3 Omkostninger ved at opfylde miljømålsætning - miljøgælden

Hverken det hollandske miljøindeks - jf. afsnit 6.1 - eller UMIP-metodens miljøbelastningsindeks - jf. afsnit 6.2 - der begge gør brug af Global Criterion metoden, tager i tilstrækkelig grad hensyn til alvoren af de sammenvejede miljøbelastningers konsekvenser for levevilkårene i samfundet. Det finske Index of Environmental Friendliness - jf. afsnit 6.3 - forsøger at indarbejde dette aspekt, men vurderingen af miljøproblemernes relative alvor er i høj grad subjektiv.

Med henblik på at udtrykke denne alvor på en mere objektiv måde er det blevet foreslået at sammenveje de forskellige belastningstyper på grundlag af de relative omkostninger ved at reducere disse til acceptable niveauer - se f.eks. *Huetting (1989)*. Tankegangen svarer fundamentalt til den, der ligger til grund for Global Criterion metoden. De relative omkostninger ved at reducere de aktuelle belastningsniveauer til acceptable niveauer - politiske målsætninger eller fastsatte bæredygtighedsniveauer - er således udtryk for, hvor mange ressourcer samfundet skal benytte for at opnå de acceptable niveauer, og resourceforbrugene afspejler, hvor langt der er igen, dvs. hvor store anstrengelser samfundet skal gøre sig for at opfylde målsætningerne. Hermed kan de omkostningsbaserede vægte også tages som udtryk for, hvor alvorlige de forskellige miljøproblemer er. Hvis det ikke kræver nævneværdige ressourcer at opnå en ønsket belastningsreduktion, er problemet tilsyneladende ikke særligt stort, mens det omvendte gælder, hvis det er nødvendigt at benytte mange ressourcer herpå.

Metoden lider imidlertid under en række svagheder:

- Hvilke omkostninger er der tale om?
- Hvorledes skal omkostningerne opgøres?
- Omkostningerne afspejler ikke miljøproblemernes omfang set ud fra deres betydning for befolkningens levevilkår.

Man kan skelne mellem tre forskellige omkostningsbegreber - budgetøkonomiske, nationaløkonomiske og velfærdsøkonomiske omkostninger, jf. *Møller (1997)*. Med de budgetøkonomiske omkostninger opgøres, i hvor høj grad forskellige befolkningsgrupper og institutioner berøres finansielt gennem de foranstaltninger, som fører til opfyldelsen af de opstillede miljømålsætninger. De nationaløkonomiske omkostninger vedrører foranstaltningernes konsekvenser for nationalregnskabsstørrelser såsom BNP og det samlede private og offentlige forbrug. Endelig repræsenterer de velfærdsøkonomiske omkostninger et forsøg på at beskrive, hvorledes befolkningens velstand i bredere forstand påvirkes af foranstaltningerne - jf. omtalen af det velfærdsøkonomiske grundlag for Cost Benefit Analyser i afsnit 5.2.4.

Set i relation til konstruktionen af et miljøindeks forekommer de budgetøkonomiske omkostninger at være irrelevante som sammenvejningsgrundlag. Omkostningerne for samfundet ved at opfylde de forskellige miljømålsætninger kan godt udtrykkes ved de national-

økonomiske omkostninger; men de velfærdsøkonomiske omkostninger må på grund af disses væsentlige større dækning af de velstandsmæssige forhold i samfundet foretrækkes - bl.a. omfatter de velfærdsøkonomiske omkostninger principielt også de forskellige miljømæssige konsekvenser af at opfylde en given miljømålsætning med et givet sæt af foranstaltninger.

De velfærdsøkonomiske omkostninger er imidlertid særdeles vanskelige at opgøre. Det er for det første forbundet med betydelige problemer at prissætte de forskellige konsekvenser af de påtænkte foranstaltninger. Prissætningen skal reelt både omfatte konsekvenserne for udbudet af de markedsomsatte forbrugsgoder som følge af omallokeringen af de markedsomsatte råstoffer og produktionsfaktorer og konsekvenserne for de ikke-markedsomsatte goder - herunder miljøgoder - der har betydning for befolkningens levevilkår, jf. i øvrigt afsnit 7.3.3. For det andet kan omkostningerne både opgøres på grundlag af detaljerede beskrivelser af de teknologiske muligheder for at opfylde miljømålsætningerne og af de hermed forbundne omkostninger - den såkaldte bottom up metode - og på grundlag af økonomiske modelbaserede analyser af de adfærdsmæssige konsekvenser af opfylde målsætningerne gennem forskellige styringsmæssige indgreb - den såkaldte top down metode. De to metoder har hver deres fordele og ulemper, og der kan ikke siges at herske klar konsensus om, hvorledes de to metoder med fordel kan forenes. Problemstillingen er yderligere beskrevet i *Nielsen (1998)* og *Møller et. al. (2000)*. For det tredje bør det ideelt være de minimale omkostninger ved at opfylde hver af de opstillede miljømålsætninger, som bør danne grundlag for at fastsætte vægtene. For at opfylde dette krav kræves systematisk brug af optimeringsrutiner i forbindelse med omkostningsfastsættelsen, hvilket giver anledning til yderligere praktiske problemer.

Endelig kan det diskuteres, om de omkostningsbestemte vægte bør fastsættes på grundlag af de relative totale eller de relative marginale omkostninger ved at opfylde miljømålsætningerne. De totale omkostninger udtrykker den samlede "afstand" fra den aktuelle miljøbelastning til opfyldelsen af målsætningerne, mens de marginale omkostninger, der ofte benyttes som prisindikatorer i miljøøkonomiske analyser, udtrykker den ekstra omkostning, samfundet med de givne målsætninger påføres gennem en yderligere belastning af miljøet. Fortolkningen af miljøindekset afhænger af, hvilken af de to omkostningstyper der benyttes som vægte. Benyttes de totale omkostninger, ligger fortolkningen tæt op af de indeks, hvor Global Criterion metoden anvendes - der benyttes fortsat "afstands"-baserede vægte, idet afstandene nu blot er udtryk for værdien af nødvendige ressourceforbrug for at opfylde målsætningerne. Benyttes derimod de marginale omkostninger som vægte, bliver der reelt tale om at opgøre ekstraomkostningerne for samfundet ved at belaste miljøet yderligere - indekset bliver udtryk for en samlet marginal omkostning.

De relative omkostninger ved at opfylde miljømålsætningerne er imidlertid ikke et ideelt udtryk for de forskellige miljøproblemers alvorlighed. Man kan udmærket tænke sig miljømålsætninger, som det ikke vil koste særligt meget for samfundet at opfylde - f.eks. forbudet mod at udlede stoffer, der nedbryder ozonlaget - men hvis op-

fyldelse er helt afgørende for levevilkårene på jorden på længere sigt. Omvendt kan der være miljømålsætninger, som det er særdeles omkostningsbelastende for samfundet at opfylde, men hvor gevinsterne ved at opfylde dem ikke står mål hermed.

Sammenfattende kan man sige, at konstruktionen af et miljøindeks, hvor de relative omkostninger ved at opfylde de opstillede miljømålsætninger benyttes som vægte, med hensyn til fortolkningen af indekset repræsenterer en forbedring i forhold til udelukkende at benytte Global Criterion metoden. De relative totale omkostninger er således et klarere udtryk for "afstandene" til opfyldelsen af målsætningerne end de procentvise forskelle mellem aktuel og målsat belastning. Hvis de marginale omkostninger benyttes som vægte er fortolkningen som angivet endnu mere klar.

Der er imidlertid som omtalt en lang række både principielle og praktiske problemer ved at opgøre de nødvendige omkostninger. Dette begrænser i høj grad metodens praktiske anvendelighed. Hertil kommer, at hvis det med miljøindekset tilstræbes at gennemføre en sammenvejning af de forskellige belastningsformer med udgangspunkt i disses alvorlighed, er anvendelsen af omkostningsbestemte vægte bestemt heller ikke ideel. For at imødekomme dette ønske er man nødt til at basere sammenvejningen på befolkningens miljømæssige præferencer. Det finske Index of Environmental Friendliness er et forsøg herpå; men her bliver kun en begrænset del befolkningens præferencer inddraget. Der er imidlertid også gjort forsøg på at udvikle miljøindeks, som lever op til den velfærdsøkonomiske intention om at basere afvejningen af forskellige hensyn på hele befolkningens præferencer. Et eksempel på et sådan indeks omtales i det følgende afsnit om EPS-metoden.

## **6.4 Et svensk miljøbelastningsindeks - EPS enviro-accounting method**

I Sverige har man udviklet den såkaldte EPS enviro-accounting metode - jf. *Steen & Ryding (1992)*. Metoden er ligesom UMIP-metoden - jf. afsnit 6.2 - udviklet med henblik på anvendelse i forbindelse med livscyklusanalyser, der skal danne grundlag for udformningen af miljøvenlige produkter. EPS-metoden lægger imidlertid ikke op til konstruktionen af et miljøindeks ved brug af en MCDM baseret sammenvejningsmetode. Der sigtes derimod mod en egentlig pris-sætning af de undersøgte produkters miljøbelastning efter de metoder, som benyttes i den velfærdsøkonomisk baserede Cost Benefit Analyse - jf. afsnit 5.2.4.

Ved at basere sammenvejningen af de forskellige belastningstyper på velfærdsøkonomiske beregningspriser er det valgt at lade belastningens konsekvenser for miljøforholdene og i sidste ende for befolkningens levevilkår være det grundlæggende udgangspunkt for sammenvejningen. For at foretage denne er det derfor nødvendigt

- at estimere, i hvilken udstrækning en ændring i produktionen af et givet produkt med hertil knyttet ressourceforbrug og emissioner

vil påvirke miljøtilstanden og de hermed forbundne levevilkår for befolkningen

- at prissætte de beskrevne ændringer i miljøtilstanden og levevilkårene.

Ved at fokusere på levevilkårsændringerne lægges der eksplicit op til i forbindelse med sammenvejningen af de forskellige belastningstyper at lade disses vægte afspejle, hvor alvorlige de pågældende belastninger anses for at være. Herved kommer alvorligheden af miljøproblemer ligesom i det finske miljøindeks i centrum; men hvor det finske studie lod alvorligheden vurdere af en række interessenter, lægges der med den svenske metodes velfærdsøkonomiske grundlag op til at lade alvorligheden vurdere af befolkningen. Betalingsvillighederne for de forskellige typer af miljørelaterede levevilkår - beregningspriserne herpå - benyttes således som indikatorer på de marginale nytter af ændringer i disse vilkår.

Metoden er reelt alt for ambitiøs - både beskrivelsen af de forskellige belastningstypers og ressourceforbrugs konsekvenser for miljøtilstanden og levevilkårene og prissætningen af disse konsekvenser er forbundet med meget store problemer. Der skal ikke her gøres nærmere rede for disse problemer. Beskrivelsen af konsekvenserne falder således uden for den egentlige værdisætningsproblematik, som er emnet for dette kapitel, og prissætningsproblemerne omtales nærmere i kapitel 7 vedrørende opgørelsen af det Grønne Nettonationalprodukt. I det følgende skal derfor alene gives en kortfattet beskrivelse af hovedelementerne i EPS-metoden.

EPS-metoden beskriver miljøkonsekvenserne som konsekvenserne af det betragtede produkts miljøbelastning for fem såkaldte "safeguard subjects". Disse omfatter:

- Biodiversitet,
- Produktion (landbrugsprodukter, fiskefangster, træproduktion etc.),
- Menneskelig sundhed,
- Ressourcer (forbrug af udtømmelige råstofreserver),
- Æstetiske værdier.

Hensigten er herefter over det betragtede produkts livcyklus at opgøre konsekvenserne af dets miljøbelastning og ressourceforbrug for disse safeguard subjects. Konsekvenserne herfor udtrykkes i såkaldte enhedseffekter.

EPS-metoden lægger ikke op til én bestemt beskrivelse af biodiversitetseffekterne, men peger på muligheden for som effektmål at anvende den rate, hvormed forskellige dyre- og plantarter globalt set rykker til kategorier af stadig større sjældenhed. Antal arter, der uddør, er en anden mulighed.

Opgørelsen af konsekvenserne for produktionen i samfundet giver stort set sig selv. Konsekvenserne kan i de fleste tilfælde udtrykkes i en passende mængdemæssig enhed - ton, liter osv.

Sundhedseffekterne omfatter alle former for fysiske og psykiske gener - støj, lugt, hud osv. - samt sygdomme og død. Effekter måles bedst i ændringer i hyppighederne af de forskellige gener, sygdomme og dødsfald.

Forbruget af udtømmelige ressourcer kan umiddelbart opgøres i passende mængdemæssige enheder.

Endelig lægger EPS-metoden op til betydelig fleksibilitet, når det gælder målingen og prissætningen af ændringer i æstetiske værdier - f.eks. forureningsskader på bygninger og ændringer i landskabelige værdier.

Selve prissætningen af enhedseffekterne - altså det betragtede produkts konsekvenser for de opstillede safeguard subjects - bør i følge EPS-metoden ske ved brug af en af de prissætningsmetoder, som er udviklet på grundlag af velfærdsøkonomisk teori. Priserne skal derfor opfattes som indikatorer på den marginale nytte af ændringer inden for de enkelte safeguard subjects - jf. i øvrigt afsnit 7.3. Disse relative priser, som i EPS metoden udtrykkes i ELU (Environmental Load Units) er helt afgørende for udviklingen i det endelige miljøbelastningsindeks. Én ELU svarer til én ECU. Som numéraire for priserne benyttes prisen på at reducere den forventede levetid for én person med 50 pct. Denne pris sættes til 1 mill. ELU. Alle andre priser udtrykkes i forhold hertil. De benyttede priser inden for de forskellige safeguard subjects er sammenfattet i tabel 6.5.1.

Konsekvens	Pris
Biodiversiteten - generel og global konsekvens herfor	5·10 <sup>11</sup> ELU
Produktion	
- 1 kg af en hvilken som helst afgrøde	0,2 ELU
- 1 kg kød eller fisk	1,0 ELU
- 1 kg træ	0,025 ELU
- 1 kg knapt drikkevand	0,003 ELU
Dødsfald - 50 pct.s reduktion i middellevetiden pr. person	10 <sup>6</sup> ELU
Sygdom	
- smertefuld eller alvorlig	10 <sup>5</sup> ELU pr. mandeår
- anden sygdom	10 <sup>4</sup> ELU pr. mandeår
Miljøgener	
- svære gener	10 <sup>3</sup> ELU pr. mandeår
- moderate gener	10 <sup>2</sup> ELU pr. mandeår

Tabel 6.5.1 EPS-metodens priser på safeguard subjects

Prisen på ændringer i biodiversiteten er fastsat på grundlag af forskellige udtrykte betalingsvilligheder for at bevare dyrearter eller opretholde rekreative muligheder. Ud fra disse anslås det, at hver person i verden er villig til at betale 100 ELU for at bevare biodiversiteten. Med 5 mia. mennesker i verden bliver dette en samlet betalingsvillighed på  $5 \cdot 10^{11}$  ELU. Dette beløb benyttes som generel pris på ændringer i artsrigdommen på jorden.

Priserne på produktionsændringer i de primære erhverv fastsættes på grundlag af de gældende verdensmarkedspriser. Disse anses for at være et godt udtryk for betalingsvilligheden for disse erhvervsprodukter.

Det betragtede produkts miljøbelastning kan også have konsekvenser for produktionen i andre erhverv end de primære - f.eks. gennem luftforureningsskader på bygninger, anlæg og materiel. Priserne på sådanne skader fastsættes på grundlag af de omkostningsforøgelser, erhvervene oplever. Endelig fastsættes priserne på vedvarende energi også ud fra fremstillingsomkostningerne.

Priserne på dødsfald, sygdomme og andre miljøgener er fastsat på grundlag af resultaterne fra en lang række prissætningsstudier. Disse resultater er meget varierende, og der er benyttet vidt forskellige metoder til at afsløre betalingsvillighederne for at undgå de angivne miljørelaterede sundhedskonsekvenser. De i EPS-metoden anvendte priser er således fastsat gennem af en temmelig håndfast fortolkning af de omtalte prissætningsstudiers resultater.

EPS-metodens ressourcepriser er ikke angivet i tabel 6.5.1. De fastsættes imidlertid på grundlag af opportunity costs ved at benytte de pågældende udtømmelige råstoffer. Opportunity costs svarer til meromkostningerne ved fremover, når de mere værdifulde råstofforekomster er udtømt, at skulle udvinde råstofferne af silikater. Meromkostningerne beregnes som forskellen mellem de aktuelle omkostninger ved at udvinde det anvendte råstof og de i et basisforløb beregnede omkostninger ved at udvinde råstoffet af silikater. Benyttes der råstoffer fra forekomster med en større lødighed end i silikaterne, påføres samfundet således en opportunity omkostning. Tilsvarende påføres samfundet en fremtidig miljøbelastning ved fremover at skulle benytte mere energi i råstoffremstillingen.

Det er ikke muligt at opstille generaliserede priser for ændringer i æstetiske værdier. ESP-metoden lægger derfor op til en prissætning heraf i hvert enkelt tilfælde.

EPS-metodens miljøbelastningsindeks har en klar fortolkning. Hensigten er således at udtrykke ændringen i samfundets nytte som følge af de ændringer i miljøforholdene, som gennem hele det betragtede produkts livscyklus kan henføres til dette. Denne målsætning er imidlertid særdeles ambitiøs. Det forudsættes således både, at konsekvenserne af produktets belastning for de opstillede safeguard subjects kan beskrives, og at ændringer inden for disse kan prissættes meningsfuldt. Den praktiske udformning af EPS-metoden bærer da også præg heraf. Både konsekvensbeskrivelsen og prissætningen hviler i de fleste tilfælde på et meget tyndt grundlag.

Prissætningen gennemføres som angivet i høj grad ved ud fra en række ikke altid sammenlignelige prissætningsstudier at vælge en repræsentativ pris. Denne er derfor i væsentlig højere grad udtryk for en subjektivt skønnet vægt end en egentlig velfærdsøkonomisk baseret pris. Derfor kan EPS-metoden også i nogen grad opfattes som et eksempel på anvendelsen af den Parametriske metode - jf. afsnit 5.2.3 - hvor en enkelt eller en gruppe af beslutningstagere er villige til at udtrykke klare relative vægte på de forskellige kriterier.

## 6.5 Afsluttende bemærkninger

Et præferencebaseret miljøindeks er i dette kapitel blevet opfattet som et forsøg på at sammenveje miljøinformation/indikatorer med henblik på at opnå et aggregeret mål for udviklingen i miljøbelastningen eller -tilstanden - dette være sig som resultat af de samfundsmæssige aktiviteter i bred forstand eller som resultat af produktionen af en enkelt vare, som det f.eks. sker i forbindelse med livscyklusanalyser. Indekset kan, afhængigt af hvorledes det konstrueres, udtrykke flere forskellige forhold:

- Omfanget/alvorligheden af den samlede miljøbelastning.
- Forholdet til givne miljømålsætninger - herunder bæredygtighedsmålsætninger.
- Absolut mål for f.eks. levevilkårene.

Alt afhængigt af hvorledes miljøindekset konstrueres, skal indeksets niveau og udviklingen heri selvsagt fortolkes på forskellig måde. Alle de omtalte miljøindeks udtrykker på hver deres måde omfanget og måske især udviklingen i omfanget af miljøbelastningen. Uanset hvorledes sammenvejningsvægtene fastsættes, vil det i alle tilfælde være entydigt, om en given ændring i indekset skal fortolkes som en miljøforbedring eller -forværring. En sådan sammenligning af indekseværdier er både relevant over tid og i relation til forskellige produkters eller projekters miljøbelastninger på samme tid.

Nogle af indeksene kan endvidere fortolkes som udtryk for, hvor langt den registrerede miljøbelastning befinder sig fra opfyldelsen af de opstillede miljømålsætninger, eller i hvor høj grad forskellige miljøbelastningsændringer bidrager til opfyldelse af målene. Dette gælder indeks opbygget efter Global Criterion metoden - herunder indeks, hvor der benyttes omkostningsbestemte vægte.

Endelig kan nogle af indeksene fortolkes som udtryk for udviklingen i de miljørelaterede levevilkår. Dette gælder i nogen grad miljøindeks opbygget i overensstemmelse med AHP-metoden eller andre tilsvarende præferencebaserede MCDM metoder og i måske i endnu højere grad indeks, hvor sammenvejningsvægtene fastsættes i overensstemmelse med velfærdsøkonomisk prissætning af miljøkvalitetsændringer.

Der er også eksempler på, at forskellige sammenvejningsmetoder kombineres - f.eks. Global Criterion og den parametriske metode, jf. *Novem/RIVM (1995)*. Sådanne indeks er imidlertid vanskeligere at

fortolke. I tilfældet med kombinationen af Global Criterion og den parametriske metode er problemet måske ikke så stort. Vægtene vil i dette tilfælde fortsat kunne fortolkes som udtryk for afstanden til målopfyldelse - de forskellige afstande er blot tillagt forskellig vægt afhængigt af, hvor alvorligt miljøproblem der er tale om - men det vil være uklart, i hvor høj grad vægtene afspejler objektivt konstaterbare afstande eller subjektive præferencer. Ved andre kombinationer af vægtningsmetoderne kan det resulterende indeks blive endnu vanskeligere at fortolke.

Uanset hvilken metode der vælges som grundlag for sammenvejningen af miljøindikatorerne til et egentligt præferencebaseret miljøindeks, vil det være et problem, at vægtene sandsynligvis ændres over tid. Problemet er et velkendt indekseringsproblem - skal man bruge faste eller løbende vægte. Normalt "løses" problemet ved at benytte begge sæt af vægte, således at det bliver muligt at analysere vægtenes betydning for udviklingen i indekset.

Ud over selve fortolkningen af, hvad miljøindekset udtrykker, kan man også diskutere, om indikatorens/indeksets niveau skal kunne tillægges betydning, eller om det alene er udviklingen heri, der bør lægges vægt på. Dette afhænger selvsagt af, om formålet med indekset alene er at belyse, om miljøforholdene bliver forbedret eller forværret, eller om hensigten er at angive, om forholdene har den ønskede kvalitet, og hvor langt vi i givet fald befinder os en ønskværdig tilstand. I det første tilfælde kan man nøjes med at konstruere et indeks, hvor kun ændringerne heri kan fortolkes, mens der i det andet tilfælde også kræves, at indeksets niveau kan tillægges betydning.

Det må formodes, at den væsentligste interesse ved konstruktionen af miljøindeks knytter sig til beskrivelsen af udviklingen i de fire tidligere omtalte miljørelaterede levevilkår - dvs. udviklingen i råstofbeholdningerne, miljøets produktivitet som produktionsfaktor, sundheden og de rekreative muligheder. Ofte fremhæves også biodiversiteten som en selvstændig miljømæssig værdi; men reelt er hensynet hertil omfattet af de nævnte levevilkår. En ændring i biodiversiteten kan således på længere sigt have betydning for vore muligheder for at udnytte miljøets fornybare ressourcer og dermed for miljøets produktivitet som produktionsfaktor. Biodiversiteten kobles også undertiden sammen med vore muligheder for at behandle og bekæmpe en række forskellige sygdomme, hvilket kan have betydning for sundhedsforholdene. Endelig afhænger miljøets rekreative værdi også i mange tilfælde af biodiversiteten - de fleste vil have en større naturoplevelse ved at besøge et naturskovsområde end ved et besøg i en nåleskovsplantage med grantræer på snorlige rækker.

Hvis det er udviklingen i levevilkårene, man ønsker at beskrive, opnås der ikke meget ved blot at beskrive udviklingen i en række miljøbelastningsindikatorer og efterfølgende sammenveje disse. I mange tilfælde vil man herved ikke få taget tilstrækkeligt højde for, at belastningerne i mange tilfælde virker sammen ved, at konsekvenserne af én belastningstype afhænger af omfanget af én eller flere andre belastningstyper. Det forhold vil man i højere grad kunne indbygge i miljøindekset, hvis sammenvejningen bygger på en forestilling om belastningernes betydning for levevilkårene.



Man kan i denne situation vælge at gøre to ting:

Forsøge at beskrive udviklingen i levevilkårene under ét og vurdere, om de er blevet forbedret eller forværret.

Forsøge at opstille kriterier for ønskværdige levevilkår og vurdere, om udviklingen er i overensstemmelse hermed.

Det er sådanne forsøg, der gøres i forbindelse med opstillingen af såkaldte grønne nationalregnskaber og bæredygtighedsindikatorer, som skal omtales i de to følgende kapitler.

## 7 Grønne nationalregnskaber og det miljøkorrigerede NNP

De i kapitel 6 omtalte eksempler på miljøindeks har alle primært sigtet mod at aggregere miljøoplysninger til et mere samlet mål for udviklingen i miljøforholdene. Problemstillingen har derfor overvejende vedrørt principperne for sammenvejning af miljøoplysninger - det være nationale miljøindikatorer knyttet til udvalgte miljøtemaer eller produktrelaterede miljøkonsekvenser, som disse beskrives i livscyklusanalyser. Miljøoplysningerne antages således at foreligge, og interessen har herefter udelukkende været rettet mod at sammenveje disse.

Der er imidlertid i de seneste 20 år også blevet gjort en række forsøg på at opstille mere integrerede systemer for beskrivelsen af interaktionen mellem de samfundsmæssige aktiviteter og udviklingen i miljøforholdene samt gjort adskillige forsøg på at operationalisere det i 1988 af Brundtlandkommissionen lancerede bæredygtighedsbegreb - jf. Brundtlandkommissionen (1988). En række af disse forsøg vil blive omtalt i det følgende - i indeværende kapitel det miljøkorrigerede nettonationalprodukt og i kapitel 8 en række bæredygtighedsindikatorer.

Det er dog ikke hensigten at give en udtømmende fremstilling af disse meget omfattende emners mange problemstillinger. Fremstillingen koncentrerer sig ligesom for miljøindeksenes vedkommende alene om den række af kvantitative mål, der er udviklet med henblik på at belyse udviklingen i miljøforholdene, samfundets velstand og udviklingens bæredygtighed. Indgangsvinklen er i en vis udstrækning økonomisk, hvilket afspejler, at det indtil videre især er denne tilgang, der er blevet udmøntet i kvantitative mål.

### 7.1 Nettonationalproduktet og miljøets funktioner i forhold til levevilkårene

Nettonationalproduktet, NNP, opgøres i det traditionelle nationalregnskab som bruttonationalproduktet, BNP, fratrukket forbruget af fast realkapital (afskrivningerne). NNP er således udtryk for den del af den samlede værditilvækst i samfundet, der kan forbruges, uden at beholdningen af fast realkapital reduceres. Hermed afspejler NNP i vid udstrækning Hicks' definition af indkomst som det maksimale beløb, der kan forbruges i løbet af en periode, samtidig med at formuen ved periodens udgang er uændret i forhold til dens størrelse ved periodens start - jf. *Hicks (1943)*.

NNP, som det opgøres i dag, opfylder imidlertid ikke en række ønsker om ud fra nationalregnskabets indkomstopgørelse

- at kunne angive samfundets sande indkomst eller forbrugsmuligheder,

- at kunne belyse velfærdsudviklingen i samfundet,
- at kunne belyse den samfundsøkonomiske udviklings bæredygtighed.

Ønskerne er bl.a. affødt af nationalregnskabets manglende beskrivelse af de samfundsøkonomiske aktiviteters forbrug af miljøets tjenester. Miljøet har således som tidligere omtalt en række værdiskabende funktioner i forhold til levevilkårene i samfundet:

- Leverandør af udtømmelige råstoffer.
- Produktionsfaktor - understøtter væksten i fornybare ressourcer og nedbryder forurening.
- Leverandør af miljøforbrugsgoder såsom sundhed og rekreative muligheder.

Værdien af disse funktioner og de samfundsøkonomiske aktiviteters påvirkning heraf er ikke i tilstrækkelig grad belyst i det traditionelle nationalregnskab. Der er derfor blevet foreslået en række tilføjelser hertil, som i høj grad har været koncentreret om korrektioner af NNP.

Uanset om hensigten med den miljømæssige korrektion af NNP er at angive den sande indkomst, at belyse velfærdsudviklingen eller at belyse udviklingens bæredygtighed, opstår der i de fleste tilfælde et behov for at opgøre omfanget af miljøets tjenester og prissætte dem.

Der skal i dette afsnit først gøres rede for de tre forskellige formål med at korrigere den traditionelle NNP-opgørelse og for de hertil knyttede behov for værdisætning af miljøgoder. Det skal dernæst diskuteres, i hvilken udstrækning de forskellige eksisterende velfærdsøkonomiske metoder til værdisætning af miljøgoder kan benyttes i forbindelse med opfyldelsen af disse behov.

## **7.2 Formålene med den miljømæssige korrektion af NNP**

### **7.2.1 Den sande indkomst**

Den sande indkomst som begreb bygger ligesom NNP direkte på Hicks' indkomstdefinition. I forhold til NNP opgøres den sande indkomst imidlertid ved at tage hensyn til forbruget af hele samfundsformuen og ikke kun forbruget af realkapitalen.

De miljømæssige dele af samfundsformuen omfatter beholdningen af råstoffer og drikkevand, beholdningen og kvaliteten af fornybare ressourcer, der udnyttes kommercielt, og beholdningen af miljøgoder, der forbruges på ikke-markedsmæssige vilkår. I SNA nationalregnskabssystemet - jf. *United Nations (1993)* - er råstof- og drikkevandsbeholdningerne samt beholdningen af kommercielt udnyttede fornybare ressourcer omfattet af systemets balance for ikke-finansielle aktiver. I praksis er værdien af disse beholdninger imidlertid sjældent opgjort i de enkelte landes nationalregnskaber. Dette gælder også det danske nationalregnskab. Beholdningen af miljøgo-

der, der forbruges på ikke-markedsmæssige vilkår, er ikke omfattet af SNA-systemet. Den manglende opgørelse af den miljømæssige del af samfundsformuen skyldes store praktiske vanskeligheder med at opgøre beholdningernes størrelse og ikke mindst med at prissætte dem.

For at opgøre den sande indkomst er det nødvendigt at beregne ændringen i værdien af samfundsformuen. Denne ændring er udtryk for den del af den samlede værditilvækst, som ikke bør forbruges, men må afsættes til investeringer i formuegoder for at erstatte de opbrugte goder. Ellers er samfundet ikke lige så godt stillet ved periodens udgang som ved dens start. Der er altså behov for at prissætte ændringen i beholdningen af råstoffer og rent drikkevand, ændringen i beholdningen af fornybare kommercielt udnyttede ressourcer og ændringen i beholdningen af miljøgoder, der er bestemmende for vore muligheder for ikke-kommerciel brug af miljøet.

### 7.2.2 Velfærdsindikator

Det andet formål med at korrigere den traditionelle NNP-opgørelse er at opstille en indikator for velfærden i samfundet. Her lægges vægten ikke på at opgøre, inden for hvilke grænser der kan forbruges, uden at samfundet på længere sigt bliver ringere stillet, men på at opgøre, hvad der faktisk forbruges.

Man kan sige, at der i øjeblikket foreligger to indfaldsvinkler til opstillingen af økonomiske velfærdsindikatorer:

En traditionel praktisk indfaldsvinkel, hvor velfærdsindikatoren opbygges på grundlag af oplysninger fra nationalregnskabet suppleret med opgørelser over forbruget af en række ikke-markedsomsatte goder.

En nyere teoretisk indfaldsvinkel, hvor velfærdsindikatoren søges udviklet på grundlag af velfærdsøkonomisk teori.

Den traditionelle indfaldsvinkel repræsenteres bl.a. af Nordhaus & Tobin's berømte arbejde fra 1972 - jf. *Nordhaus & Tobin (1972)* - og senere ved det af Daly & Cobb udviklede indeks for bæredygtig økonomisk velfærd - jf. *Daly & Cobb (1989)* samt afsnit 8.3. I Danmark er der senest opstillet en velfærdsindikator i *Jensen (1995)*.

Tankegangen bag udformningen af den traditionelle velfærdsindikator repræsenteres udmærket ved det danske arbejde. Udgangspunktet er værdien af det samlede forbrug - altså (BNP + nettoimport - bruttoinvesteringer - lagerændringer). Bemærk, at der tages udgangspunkt i BNP og ikke NNP, hvilket som omtalt skyldes, at velfærden antages at afhænge af, hvad der faktisk forbruges, og ikke hvad der kan forbruges, hvis også de formuemæssige forhold tages i betragtning. Det samlede forbrug korrigeres herefter for en række forhold, som hhv. antages at bidrage negativt og positivt til velfærden - jf. *Jensen (1995)* s. 20. Der foretages to miljømæssige korrektioner vedrørende hhv. de defensive miljøudgifter og omkostningerne ved forurening.

I forhold til opgørelsen af den sande indkomst trækkes de defensive miljøudgifter nu ud af indkomst- og forbrugsopgørelsen. Dette skyldes, at de defensive udgifter ikke anses for velfærdsskabende - de modvirker blot miljøforringelser, som ellers ville være indtruffet. Ud over de praktiske vanskeligheder med at afgrænse de defensive udgifter, er det dog kun under visse forudsætninger, at argumentationen for at trække dem ud af velfærdsopgørelsen teoretisk set er korrekt - jf. nedenfor.

Den anden miljømæssige korrektion vedrører omkostningerne ved forurening. I det danske arbejde er værdien af disse omkostninger som udgangspunkt opgjort fra omkostningssiden - altså som de hypotetiske omkostninger ved at modvirke miljøbelastningen. Hvis man imidlertid er interesseret i at belyse de faktiske velfærdsmæssige konsekvenser af forureningen, er det værdien af de mistede benefits, som er det korrekte mål. Kun hvis belastningsomfanget er optimalt - de marginale bekæmpelsesomkostninger er lig med de marginale skadesomkostninger - kan bekæmpelsesomkostningerne benyttes som mål for omkostningerne ved forurening. De hypotetiske omkostninger ved at modvirke miljøbelastningen er derimod væsentlige som mål for, hvor meget det koster at opfylde bestemte miljømålsætninger. Omkostningerne kan også fortolkes som udtryk for værdien af miljøets tjenester som forureningsmodtager. De er således udtryk for værdien af samfundets ressourcebesparelse ved ikke at skulle modvirke miljøbelastningen. Det er formentlig primært af praktiske årsager, at man har valgt den omkostningsbaserede prissætning af forureningskonsekvenserne.

Den traditionelle praktiske indfaldsvinkel til arbejdet med velfærdssindikatorer, er præget af en relativt pragmatisk indstilling. Der foreligger ikke altid et gennearbejdet teoretisk fundament for sammensætningen af velfærdsindeksets elementer, og hvis et sådant foreligger, afviges der alligevel ofte herfra af praktiske årsager. Det er derfor ikke altid helt klart, hvad den endelige indikator viser.

Denne situation er formentlig en del af baggrunden for Mähler's og Dasgupta's udarbejdelse af et miljøkorrigeret NNP-mål på et velfærdsøkonomisk grundlag - jf. *Mähler (1991)* og *Dasgupta (1995)*. De opstiller en model, der bl.a. omfatter tre miljøgoder - et strømgode, f.eks. rekreative tjenester, og to lagergoder, f.eks. ren luft, hvis udbud afhænger af forureningen, og fornybare ressourcer, hvis udbud kan påvirkes positivt ved ressourceindsats og negativt ved udnyttelse. Inden for modellens rammer bestemmes et optimalt udviklingsforløb. På grundlag heraf udledes et velfærdsmål, hvor velfærden i løbet af en periode måles som NNP fratrukket defensive miljøudgifter og tillagt værdien af strømmiljøgodet, ændringen i værdien af lagermiljøgodet "rent miljø" og ændringen i værdien af de fornybare ressourcer. Resultatet er selvfølgelig betinget af den valgte model, og i forhold til de traditionelle velfærdsindikatorer kan der peges på to markante forskelle.

For det første afhænger velfærden af NNP og ikke alene af forbruget. Dvs. at netto-investeringerne i løbet af perioden også anses for velfærdsskabende, idet de forøger de fremtidige forbrugsmuligheder. For det andet medregnes både værdien af strømmiljøgodet og æn-

dringerne i værdierne af lagermiljøgoderne i velfærdsopgørelsen. Herved bliver det i modsætning til i det traditionelle oplæg korrekt, at opfatte de defensive foranstaltninger som input, der skaber velfærd i form af forbedret miljøtilstand. I det traditionelle oplæg medregnes værdien af miljøgoderne ikke, og derfor er det forkert at trække de defensive udgifter ud af velfærdsopgørelsen.

### 7.2.3 Vurdering af bæredygtighed

Det tredje formål med at korrigere den traditionelle NNP-opgørelse kan være ønsket om at vurdere udviklingens samfundsøkonomiske og miljømæssige bæredygtighed. Dette ønske hænger snævert sammen med ønsket om at opgøre den sande indkomst. Det er således normalt ikke økonomisk bæredygtigt til stadighed at forbruge den faste realkapital. Dette nedsætter produktions- og forbrugsmulighederne på længere sigt.

Ved at udvide formuebegrebet til også at omfatte miljøkapitalen, bliver det principielt muligt både at belyse udviklingens økonomiske og miljømæssige bæredygtighed. Udviklingen kan anses for bæredygtig, hvis samfundsformuen ikke reduceres - dvs. hvis det samlede forbrug ikke overstiger den sande indkomst opgjort som det traditionelle NNP fratrukket forbruget af miljøformuen. Dette kan også udtrykkes som, at den ægte opsparing skal være positiv - jf. afsnit 8.2, hvor denne bæredygtighedsindikator omtales.

## 7.3 Prissætning af miljøgoder

Arbejdet med at opgøre den sande indkomst samt forsøgene på at opstille en velfærdsindikator og på at vurdere den økonomiske udviklings bæredygtighed har vist et behov for at prissætte en række miljøgoder. Det drejer sig om:

- Ændringer i råstofbeholdningerne.
- Ændringer i værdien af de kommercielt udnyttede fornybare ressourcer.
- Ændringer i værdien af beholdningen af ikke-kommercielt udnyttede miljøgoder.
- Værdien af miljøets forbrugsgodetjenester.

En prissætning af disse goder er i realiteten en forudsætning for at belyse de omtalte problemstillinger med udgangspunkt i nationalregnskabet NNP-opgørelse. Dermed dog ikke være sagt, at problemstillingerne ikke kan belyses på andre måder, som ikke forudsætter prissætning af miljøgoderne - jf. kapitel 8.

I nationalregnskabet opgøres godernes værdier i markedspriser. Dette gælder både strøm- og beholdningsopgørelserne. Værdien af den samlede produktion opgøres således som de producerede mængder multipliceret med markedspriserne på de producerede varer og tjenester. Tilsvarende opgøres værdien af beholdningerne som mængderne multipliceret med de gældende markedspriser.

Markedspriserne kan i overensstemmelse med traditionel økonomisk teori fortolkes som udtryk for den marginale nytte af goderne - dvs. som betalingsvilligheden for den sidste enhed af det enkelte gode. For at de beregnede miljøgodeværdier kan være sammenlignelige med nationalregnskabets værdiopgørelser, bør de anvendte priser på miljøgoderne derfor også være udtryk for den marginale betalingsvillighed for disse goder.

Herved fremkommer de beregnede totalværdier for miljøgoderne også alene som mængder multipliceret med priser. Der er således ikke tale om i egentlig forstand at beregne godernes totale værdi for befolkningen - dvs. den totale betalingsvillighed for goderne, inkl. consumers surplus. Et sådant forsøg må også anses for absurd, når det for mange miljøgoder gælder, at et udbud og en kvalitet under et vist niveau er uacceptabelt. Dette svarer til, at den totale værdi er uendelig høj.

For meningsfuldt at kunne prissætte miljøgoderne er det derfor nødvendigt, at visse helt fundamentale krav til miljøforholdene er opfyldt. Formuleringen af disse krav er ikke et værdisætningsproblem, men et problem, der må løses i en kombineret naturvidenskabelig og politisk vurderingsproces - jf. kapitel 5.

### 7.3.1 Råstoffer

Opgørelsen af ændringerne i råstofbeholdningerne kan i sig selv være forbundet med store praktiske vanskeligheder. Der skelnes normalt mellem påviste reserver, teknisk udnyttelige reserver og økonomisk udnyttelige reserver. Alle tre opgørelser er forbundet med usikkerhed.

Værdien af råstofferne i undergrunden kan udtrykkes ved nutidsværdien af den ressourcerente, der kan indtjenes over udvindingsperioden. Denne værdi kan i praksis bestemmes på tre forskellige måder - nutidsværdimetoden, jordværdimetoden og netto-prismetoden, jf. *Landefeld & Hines (1985)*.

Ved nutidsværdimetoden skønnes der over de faktiske udvindings- og afsætningsforhold og dermed over den forventede faktiske ressourcerenteindtjening gennem hele den planlagte udvindingsperiode. Opstillingen af dette skøn er i praksis særdeles vanskeligt.

Ved jordværdimetoden antages nutidsværdien af ressourcerenteindtjeningen at være afspejlet i råstofforekomsternes markedspris eller i koncessionsafgifter og royalties. Argumentet er, at betalingerne for udvindingsrettighederne baseres på forventningerne til indtjeningen. Denne forudsætning holder formentlig sjældent i praksis. Den forudsætter nemlig, at der er fuld forudseenhed på markedet for råvareforekomster, og at ikke andre forhold end indtjeningsmulighederne spiller ind ved fastsættelsen de økonomiske udvindingsvilkår. Hertil kommer, at der i de fleste tilfælde ikke er noget marked for råvareforekomster, og at koncessionsvilkårene sjældent ændres i overensstemmelse med de erfarede faktiske indtjeningsmuligheder i løbet af udvindingsperioden.

Netto-prismetoden forudsætter, at den aktuelle udvindingstakt er optimal - dvs. den følger Hotelling's regel. I så fald er den aktuelle ressourcerenteindtjening også udtryk for nutidsværdien af indtjeningen i de følgende perioder over hele udvindingshorisonten. Nutidsværdien af forekomsten kan derfor beregnes som den aktuelle ressourcerente pr. råstofenhed multipliceret med beholdningens størrelse. Denne forudsætning forekommer heller ikke særlig realistisk. For det første har udvindingsselskabet sjældent den fornødne information om fremtidige afsætnings- og omkostningsforhold til at kunne fastlægge et optimalt udvindingsforløb. For det andet har udvindingsselskabet heller ikke nødvendigvis, hvis koncessionsperioden er tidsbegrænset, incitament til at følge et samfundsmæssigt optimalt udvindingsforløb.

*El Serafy (1989)* foreslår en fjerde metode til beregning af afskrivningerne på råstofbeholdningerne. Han forudsætter, at den aktuelt årligt udvundne mængde holdes uændret. Udvindingshorisonten  $T$  kan derfor beregnes ved at dividere råstofbeholdningen med den udvundne mængde. Herefter kan det vises, at afskrivningerne kan beregnes som  $BNP/(1 + r)^T$ , hvor  $BNP$  er den med råstofudvindingen forbundne værditilvækst, og  $r$  er kalkulationsrenten. Denne metode er forholdsvis let at benytte i praksis; men i forhold til netto-prismetoden har den nogenlunde de samme fordele og ulemper - jf. *Hartwick & Hageman (1993)*.

Der er således mange især praktiske problemer forbundet med at beregne værdien af periodens ændringer i råstofbeholdningerne. Hvis de faktiske ændringer ønskes afspejlet mest muligt i opgørelsen, er nutidsværdimetoden formentlig at foretrække; men den er også vanskeligst at benytte i praksis. Her synes netto-prismetoden at udgøre et brugbart alternativ.

### 7.3.2 Kommercielt udnyttede fornybare ressourcer

De væsentligste kommercielt udnyttede fornybare ressourcer omfatter grundvand, landbrugsjord, skovarealer samt havets dyre- og planteliv. Værdien af disse ressourcer afspejles, ligesom det gælder for råstofferne, i mulighederne for at indtjene ressourcerente.

Opgørelsen af ændringen i værdien af de kommercielt udnyttede fornybare ressourcer kræver ikke alene viden om de udvundne ressourcemængder og den naturlige tilvækst i perioden, men også om, hvorledes belastningen fra periodens økonomiske aktiviteter påvirker ressourcemængder og kvalitet. Med det sidstnævnte forhold tænkes især på forureningens konsekvenser for miljøets produktivitet som produktionsfaktor nu og i fremtiden. Det er ændringerne i denne produktivitet, som er bestemmende for ændringen i de fornybare ressourcers kommercielle værdi. Produktivitetsændringerne kan principielt beskrives med udgangspunkt i naturvidenskabeligt baserede dose/response-sammenhænge kombineret med viden om mulighederne for tilpasning til de nye produktionsvilkår. En sådan beskrivelse er i de fleste tilfælde forbundet med store praktiske vanskeligheder. Ikke alene er mange dose/response-sammenhænge særdeles dårligt belyst, men også den adfærdsmæssige tilpasning til de ændrede produktionsvilkår er normalt ubeskrevet.



Det kan diskuteres, om prissætningen bør baseres på den forventede ressourcerenteindtjening i det faktisk forventede udnyttelsesforløb, i et økonomisk optimalt udnyttelsesforløb eller i et bæredygtigt udnyttelsesforløb. Disse udnyttelsesforløb er ikke nødvendigvis ens. Producenterne vælger ikke altid det samfundsøkonomisk optimale udnyttelsesforløb. Kortsigtede hensyn og fri adgang til at udnytte ressourcerne kan føre til overudnyttelse heraf. Selvom det økonomisk optimale udviklingsforløb normalt er foreneligt med en bevaring af dele af økosystemerne, opfylder det niveau, hvorpå de bevares, ikke nødvendigvis de i samfundet formulerede bæredygtighedskrav.

Svaret på, hvilket udnyttelsesforløb der skal lægges til grund for ressourcerenteberegningerne, afhænger af hensigten med disse. Er hensigten at opgøre den sande indkomst inden for nationalregnskabs rammer, bør ressourcerenteberegningen i overensstemmelse med regnskabstankegangen baseres på det forventede faktiske udnyttelsesforløb. Hvis der er tale om at opstille en velfærdsindikator, kan det overvejes at udføre beregningen på grundlag af et økonomisk optimalt udnyttelsesforløb. Nutidsværdien af ressourcerenteindtjeningen i dette forløb er således udtryk for ressourcens maksimale velfærdsskabende potentiale, og dette kan udmærket opfattes som ressourcens værdi i en velfærdsmæssig sammenhæng. Endelig kan der argumenteres for lade det bæredygtige udnyttelsesforløb ligge til grund for prissætningen, hvis der i samfundet arbejdes på at skabe et bæredygtigt samfundsøkonomisk udviklingsforløb. I så fald har de kommercielt udnyttede fornybare ressourcer ikke større værdi, end svarende til den ressourcerenteindtjening, der kan opretholdes i et sådant forløb.

### 7.3.3 Ikke-markedsomsatte miljøforbrugsgoder

De ikke-markedsomsatte miljøforbrugsgoder falder i to hovedgrupper - rekreative tjenester og sundhed. Opgørelsen af ændringen i værdien af miljøets evne til at levere disse goder forudsætter også, at de økonomiske aktiviteters konsekvenser for denne evne kan beskrives ved naturvidenskabeligt baserede dose/response-sammenhænge. Der tænkes i første række på miljøbelastningens konsekvenser for sundheden samt for udbudet og kvaliteten af en række naturgoder. Disse sammenhænge er normalt dårligt belyst, hvilket i sig selv vanskeliggør opgørelsen af forbruget af denne del af miljøformuen. Selve prissætningen af konsekvenserne må dog anses for et mindst lige så stort problem.

Da hverken de rekreative tjenester eller sundheden omsættes på et marked, eksisterer der ikke ligesom for råstofferne og de kommercielt udnyttede fornybare ressourcer observerbare priser, som kan benyttes ved prissætningen. De omtalte goder er endvidere i vid udstrækning kollektive goder, hvoraf alle brugere principielt forbruger den samme mængde. Er brugernes nyttefunktioner ikke ens, indebærer det endvidere, at de enkelte brugeres marginale nytte af goderne er forskellige. Den samlede marginale nytte af et kollektivt gode opnås derfor som summen af brugernes marginale nytter eller betalingsvilligheder. Det er bestemmelsen af denne samlede marginale betalingsvillighed for de enkelte miljøforbrugsgoder, der er målet for prissætningen.

Der er udviklet en række velfærdsøkonomisk baserede prissætningsmetoder for ikke-markedsomsatte miljøgoder. I det følgende omtales først en række indirekte metoder, hvor betalingsvilligheden estimeres ud fra brugernes adfærd på markeder, hvor miljøtilstanden øver indflydelse på efterspørgsels- og udbudsforholdene. De indirekte metoder omfatter:

- Metoder der bygger på substitutionsmuligheder mellem miljøkvalitet og markedsomsatte forbrugsgoder - f.eks. husholdningsproduktionsfunktionen og Cost of Illness metoden.
- Metoder der bygger på svag komplementaritet mellem miljøkvalitet og markedsomsatte forbrugsgoder - f.eks. Travel Cost metoden.
- Metoder der er bygget op omkring den hedoniske prisfunktion.

Dernæst omtales gruppen af direkte metoder, hvor betalingsvilligheden afsløres gennem interview af brugerne - Contingent Valuation

Det teoretiske grundlag for de indirekte metoder er grundigt beskrevet i *Freeman III (1994)*. Contingent Valuation behandles udførligt i *Mittchell & Carson (1989)*. Samtlige metoder er behandlet i *Møller (1996)*. Metoderne er alle udviklet med henblik på velfærdsøkonomisk vurdering af projekter - Cost Benefit Analyse - og det skal i det følgende vurderes om de også kan benyttes i forbindelse med korrektionen af NNP.

#### 7.3.4 Substitution - Cost of Illness metoden

Udgangspunktet for prissætningen af miljøgoder på grundlag af substitutionsforholdet mellem et miljøgode og et markedsomsat gode er en nyttefunktion, hvori begge goder indgår. Er der mulighed for substitution mellem de to goder, kan den marginale værdi af miljøgodet fastsættes som værdien af de markedsomsatte goder, der skal til for at erstatte en marginal ændring i udbudet af miljøgodet. Metoden har især været benyttet i forbindelse med prissætning af sundhedskonsekvenser - dvs. ændringer i hhv. dødsrisiko og sygdomsrisiko.

Prisen på ændringer i dødsrisikoen er således blevet opgjort på grundlag af omkostningerne ved at modvirke disse ændringer - udgifter til køb af røgdetektorer, hvis brandrisikoen ændres, eller omkostningerne ved at vælge en mere sikker transportrute, hvis risikoen for dødsulykker ændres.

Prisen på ændringer i sygdomsrisikoen opgøres som summen af

- ændringen i værdien af produktionsomfanget målt ved ændringen i de berørte individers løn eller restindkomst,
- ændringen i ressourceforbruget i forbindelse med behandlingen af sygdomstilfældene,
- ændringen i ressourceforbruget ved forebyggende og andre defensiva foranstaltninger,

- ændringen i individernes nytte ved at deres generelle velbefindende ændres i takt med sygdoms-hyppigheden.

De to første elementer i denne opgørelse omtales normalt som Cost of Illness, og de er undertiden direkte blevet benyttet som udtryk for prisen på ændringer i sygdomsrisikoen. Dette fører til en undervurdering af prisen. Også udgifterne til defensive foranstaltninger og værdien af ændringen i det generelle velbefindende bør medregnes. Dette vanskeliggør metodens praktiske anvendelighed. Det anvises nemlig ikke, hvorledes prisen på det generelle velbefindende skal fastsættes.

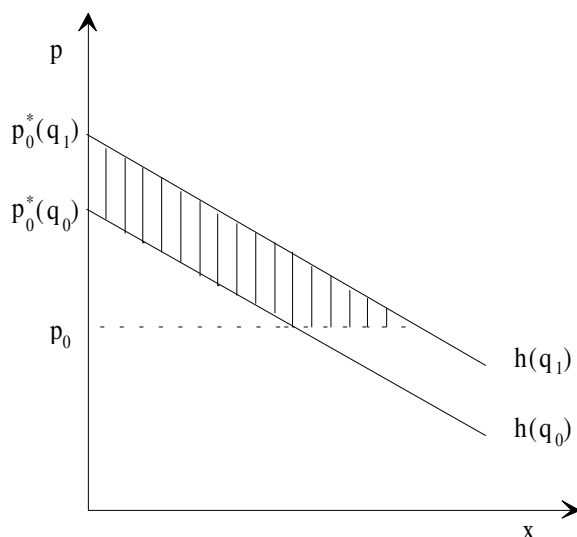
Det er tvivlsomt, om prissætning baseret på substitutionsmodellen kan benyttes i forbindelse med de ønskede korrektioner af NNP. Metoden lægger i høj grad op til at prissætte ændringer i sundhedsniveauet på grundlag af de marginale omkostninger ved at opretholde niveauet. Disse omkostninger er allerede i vid udstrækning i form af defensive udgifter omfattet af NNP-opgørelsen. Alene prissætningen af det almene velbefindende mangler, og substitutionsmetoden løser som nævnt ikke dette problem.

### 7.3.5 Svag komplementaritet - Travel Cost metoden

Ved svag komplementaritet mellem et markedsomsatte gode og et miljøgode forstås, at efterspørgslen efter det markedsomsatte gode stiger, hvis udbudet eller kvaliteten af miljøgodet stiger - forudsat at prisen på det markedsomsatte gode ikke er så høj, at efterspørgslen er nul. I så fald fører miljøkvalitetsændringen ikke til en ændring i efterspørgslen.

Under disse forudsætninger kan ændringen i velfærden ved en ændring i miljøforholdene opgøres på grundlag af den heraf forårsagede forskydning i den kompenserede efterspørgselskurve for det markedsomsatte gode. Den kompenserede efterspørgselskurve angiver efterspørgslen efter et gode ved forskellige priser og fastholdt nytteniveau. I forhold til den normale efterspørgselskurve er der kompenseret for prisændringernes indkomsteffekt.

Velfærdsændringen svarer til arealet mellem den kompenserede efterspørgselskurve før ændringen og efter ændringen - jf. figur 7.3.1. Ved en forbedring af miljøkvaliteten fra  $q_0$  til  $q_1$  forskydes den kompenserede efterspørgselskurve efter det markedsomsatte gode  $x$  fra  $h(q_0)$  til  $h(q_1)$ . Der vil altså for enhver pris  $p$  på godet  $x$  blive efterspurgt en større mængde. Værdien af velfærdsændringen ved en forbedring af miljøkvaliteten fra  $q_0$  til  $q_1$  er angivet ved det skraverede areal på figuren. Ved en marginal ændring i miljøgodeudbudet kan værdien af velfærdsændringen opgøres som prisen på det komplementære markedsomsatte gode.



Figur 7.3.1. Velfærdsændringen ved en ændring i miljøkvaliteten, når miljøgodet,  $q$ , og et markedsomsat gode,  $x$ , er svagt komplementære

Metoden har dannet grundlag for udformningen af den såkaldte Travel Cost metode, der især er blevet benyttet ved prissætning af rekreative områder. Det antages, at transport til et rekreativt område er et komplementært gode til områdets miljømæssige kvalitet. På basis af oplysninger om antallet af besøgende, der bor i forskellig afstand fra området, de totale omkostninger - direkte transportomkostninger, tidsforbrug, afskrivninger på transportmiddel og eventuel entré - ved at nå frem til området samt de forskellige besøgendes socioøkonomiske baggrund estimeres en generel efterspørgselskurve efter besøg i det rekreative område. Denne kurve kan efterfølgende benyttes til at udlede specifikke efterspørgselskurver for befolkningsgrupper, der bor i forskellig afstand fra området. Ud fra disse kurver og de faktiske besøgsomkostninger kan hver befolkningsgruppes konsumentoverskud ved at benytte lokaliteten beregnes. Endelig kan det samlede konsumentoverskud opgøres som summen af de enkelte gruppers overskud.

Metoden har især været benyttet til at bestemme det til specifikke rekreative områder knyttede totale konsumentoverskud; men den samlede marginale værdi af området kan også udledes ved at summere de enkelte befolkningsgruppers totale transportomkostninger. Marginalværdien skal som tidligere omtalt benyttes i forbindelse med de miljømæssige korrektioner af NNP. Det kan imidlertid være vanskeligt at benytte resultaterne fra Travel Cost metoden i forbindelse med disse korrektioner. Dette skyldes, at resultaterne er lokalitetsspecifikke, og at metoden er vanskelig at benytte ved prissætning af ændringer i miljøkvaliteten.

Det til et givet rekreativt område knyttede konsumentoverskud er udtryk for områdets velfærdsmæssige værdi. Overskuddet kan indgå i vurderinger af alternative anvendelsesmuligheder for området; men som generel pris - overskuddet pr. besøg - på miljøets rekreative ydelser er det mindre velegnet. Hertil er de rekreative områder for forskellige. For at opgøre de rekreative ydelsers værdi kræves principielt, at der for hvert område estimeres en marginal betalingsvillighed, hvilket er umuligt i praksis.

Hvis Travel Cost metoden ønskes benyttet ved prissætning af ændringer i miljøkvaliteten, er det nødvendigt, at kvalitetsændringens konsekvenser for efterspørgslen og dermed for transportadfærdien kan belyses. Velfærdsændringen opgøres som omtalt på grundlag af forskydningen i efterspørgselskurven - jf. figur 7.3.1. I praksis er det sjældent muligt at estimere den nye efterspørgselskurve. Det må derfor erkendes, at Travel Cost metoden primært har sin force ved prissætningen af eksisterende rekreative områder af en given kvalitet og ikke i forbindelse med opgørelsen af ændringer i miljøformuen som følge af miljøkvalitetsændringer.

### 7.3.6 Den hedoniske prisfunktion

En hedonisk prisfunktion forklarer prisen på et gode som en funktion af en række attributter ved godet. En af disse attributter kan være kvaliteten af et miljøgode. Den partielt afledte af prisfunktionen med hensyn til kvaliteten af miljøgodet er derfor udtryk for den marginale betalingsvillighed for godet. Foreligger der en hedonisk prisfunktion, kan der på grundlag heraf bestemmes marginale betalingsvilligheder for brugerne af det kollektive miljøgode, og disse kan efterfølgende summeres til en samlet værdi for den marginale betalingsvillighed. Ved at multiplicere denne pris med udbudet af godet opnås en samlet værdi herfor, som direkte kan benyttes i forbindelse med korrektionen af NNP.

Hedoniske prisfunktioner, hvori der indgår miljøvariable, er primært blevet opstillet for priser på beboelsesejendomme og i mindre udstrækning for arbejds lønninger. Ud fra ejendomsprisfunktionerne har det især været muligt at prissætte forskellige trafikstøjniveauer og luftforureningsgener. Formålet med opstillingen af lønfunktionerne har været at prissætte arbejdsmiljøforhold - herunder sygdoms- og dødsrisici - men de hidtidige forsøg er, så vidt det kan skønnes, faldet mindre heldigt ud.

Den væsentligste svaghed ved den hedoniske metode er formentlig dens begrænsede anvendelsesområde. For at kunne benytte metoden, er det nødvendigt at antage, at de betragtede miljøforhold har haft en af såvel udbyder som efterspørger klart erkendt indflydelse på prissættelsen. Indtil videre er det som omtalt primært støj og luftforurening i byer, som er blevet prissat på denne måde; men disse priser kan til gengæld direkte benyttes sammen med nationalregnskabet priser.

Lykkes det også at prissætte sundhedsrisici ved hjælp af denne metode, vil resultaterne kunne benyttes i kombination med Cost of Illness metodens resultater. Forskellen mellem de to metoders priser kan således fortolkes som værdien af den generelle velvære, der mistes ved at være syg - forudsat at individerne under lønforhandlingerne tager højde for værdien af den mistede produktion samt for værdien af ressourceforbruget i sundhedssektoren til behandling og eventuelle forebyggende foranstaltninger. Denne forudsætning holder formentlig sjældent i praksis, hvor man oppebærer løn under sygdom og sygdomsbehandling er subsidieret.

### 7.3.7 Contingent Valuation

Contingent Valuation er en samlebetegnelse for en række interview-metoder, ved hjælp af hvilke den interviewede direkte anmodes om at udtrykke sin betalingsvillighed for et miljøgode. Herved adskiller metoderne sig fundamentalt fra de hidtil omtalte prissætningsmetoder, hvor betalingsvilligheden indirekte søges afsløret på grundlag af befolkningens adfærd på markeder, hvor miljøforholdene antages at have indflydelse på udbuds- og efterspørgselsforholdene. Med de hidtil omtalte metoder er det kun muligt at belyse godernes brugsværdier. Med Contingent Valuation er det også muligt at belyse ikke-brugsværdier.

Hensigten med interviewmetoderne er at få den adspurgte til at leve sig ind i en hypotetisk eller betinget markedssituation for et givet miljøgode og derefter få vedkommende til at anslå, hvor meget han i givet fald ville betale for godet. For at den hypotetiske markedssituation skal fungere tilfredsstillende, er det særdeles vigtigt, at miljøgodet eller den betragtede ændring i miljøtilstanden samt markedsbetingelserne beskrives meget nøje, og at situationen af den adspurgte accepteres som realistisk. Contingent Valuation er under stadig udvikling, og meget af arbejdet vedrører netop designet af interviewundersøgelserne, således at fejlkilderne reduceres mest muligt. Senest er metoderne blevet grundigt vurderet af en ekspertgruppe under den amerikanske National Oceanic and Atmospheric Administration, NOAA - jf. NOAA (1993).

Resultatet af interviewene er normalt en fordelingskurve for betalingsvilligheden. For nogle af metoderne antages det, at fordelingskurven har en bestemt form - lineær, normalfordeling, logistisk fordeling etc. Ud fra fordelingskurven kan der herefter udledes en gennemsnitlig betalingsvillighed, som multipliceret med antallet af personer, for hvem miljøgodet har betydning, resulterer i et udtryk for godets samlede værdi.

I forbindelse med interviewundersøgelserne spørges de interviewede normalt om deres totale betalingsvillighed - dvs. betalingsvilligheden inkl. et eventuelt konsumentoverskud. Denne betalingsvillighed er ikke umiddelbart relevant i en nationalregnskabssammenhæng, hvor de anvendte priser fortolkes som marginale betalingsvilligheder. Den betingede markedssituation kan dog udformes således, at de adspurgte bliver bedt om at oplyse marginale betalingsvilligheder.

De marginale betalingsvilligheder kan benyttes ved prissætningen af miljøets forskellige ikke-markedsomsatte forbrugsgodetjenester. Det er imidlertid et problem, at de fleste interviewundersøgelser er partielle. Befolkningen bliver bedt om at udtrykke betalingsvilligheder under forudsætning af, at alt andet er lige. Man kan altså ikke kombinere undersøgelsesresultater til et udtryk for den samlede værdi af miljøgoderne. For at opnå et sådant udtryk er det i realiteten nødvendigt at konstruere et samlet hypotetisk marked for samtlige relevante miljøgoder og bede befolkningen om at oplyse relative marginale betalingsvilligheder for de forskellige goder.

Selvom det lykkes at gennemføre en sådan undersøgelse, er det fortsat tvivlsomt, om resultaterne kan kombineres med nationalregnska-

bets opgørelser. Hvis befolkningen faktisk skal betale de tilbudte priser for miljøgoderne, ændres de markedsomsatte goders relative priser, hvilket får konsekvenser for nationalregnskabsopgørelsen. Dette problem opstår ikke i samme grad ved de andre prissætningsmetoder, hvor miljøgodernes priser udledes fra betalinger, der faktisk har fundet sted.

Contingent Valuation metoderne har et langt bredere anvendelsesområde end de indirekte prissætningsmetoder og det er muligt ved brug af disse metoder såvel at belyse miljøgodernes brugs- som ikke-brugsværdier. Resultaterne af metodernes prissætning er dog primært anvendelige i forbindelse med velfærdsøkonomisk vurdering af konkrete miljøgoder eller af ændringer i udbudet og kvaliteten af goderne.

#### **6.4 Afslutning**

Hensigten med korrektionerne af nationalregnskabs NNP-opgørelse kan være at opgøre den sande indkomst, at opstille en velfærdsindikator eller at vurdere udviklingens bæredygtighed.

De ønskede miljømæssige korrektioner viser et behov for at prissætte ændringer i råstofbeholdningerne, ændringer i de kommercielt udnyttede fornybare ressourcers faktorproduktivitet, miljøets ydelser af ikke-markedsomsatte forbrugsgodtjenester og ændringer i den del af miljøformuen, der vedrører disse tjenester.

Råstoffernes pris afspejles i mulighederne for ressourcerenteindtjening. Der foreligger flere forskellige metoder til beregning heraf. Hvilken der bør foretrækkes, afhænger af hensigten med prissætningen og de praktiske muligheder for at benytte metoderne. Det er derfor vanskeligt at pege på én metode som den, der bør foretrækkes.

Opgørelsen af ændringen i de kommercielt udnyttede fornybare ressourcers produktivitet kræver kendskab til sammenhængene - dose/response-funktioner - mellem denne og de samfundsøkonomiske aktiviteters belastning af miljøet samt til de økonomiske agents reaktioner på de ændrede miljøvilkår. Foreligger der en sådan viden, kan prissætningen gennemføres på grundlag af ressourcerenteberegninger ud fra eksisterende og forventede markedspriser.

Opgørelsen af miljøets ydelser af ikke-markedsomsatte forbrugsgodtjenester er i sig selv en vanskelig opgave, bl.a. fordi der for mange tjenester ikke foreligger naturlige mængdemæssige måleenheder. Ændringerne i de fremtidige ydelser som følge af de samfundsøkonomiske aktiviteters miljøbelastning kræver, ligesom det gjaldt for faktorproduktiviteterne, kendskab til de relevante dose/response-sammenhænge. Selve prissætningen må ske ved brug af en eller flere af de udviklede velfærdsøkonomiske prissætningsmetoder for ikke-markedsomsatte miljøgoder. Disse metoder er imidlertid primært udviklet med henblik på vurdering af velafgrænsede ændringer i udbudet og kvaliteten af miljøgoderne. Mulighederne for at benytte dem i forbindelse med korrektioner af NNP er begrænsede. Mange af metoderne dækker kun nogle få miljøgoder, og der er i høj grad tale om partielle analyser, hvis resultater næppe kan generaliseres til nationalregnskabsniveau.

Generelt bør man derfor være forsigtig med at belyse problemstillinger såsom velfærd og bæredygtighed ud fra aggregerede indkomst- og forbrugsopgørelser eller aggregerede indeks, der kræver prissætning af miljøgoder. Tal er taknemmelige, og der kan tegnes fine kurver på grundlag heraf; men tallenes evne til at udtrykke det, de intenderer, er mildest talt tvivlsom.

I det følgende skal omtales en række forsøg på at opstille indikatorer for, om udviklingen i miljømæssig forstand kan siges at være bæredygtig. Der er både tale om indikatorer, som er inspireret af det netop omtalte miljøkorrigerede NNP, og om indikatorer, som udelukkende vedrører miljøforholdene. For alle indikatorerne er hensigten at belyse forholdet mellem den aktuelle udnyttelse af de miljømæssige ressourcer og en mere eller mindre objektivt fastsat ramme for miljøets bæreevne.



## 8 Aggregerede bæredygtighedsindikatorer

Siden bæredygtighedsbegrebet i 1988 blev lanceret af Brundtlandkommissionen - jf. *Brundtlandkommissionen (1988)* - er der gjort utallige forsøg på at konkretisere begrebets indhold og på at opstille målbare indikatorer, ved hjælp af hvilke det skulle være muligt at beskrive udviklingens "grad af bæredygtighed". Litteraturen om bæredygtighedsproblemstillingen er overvældende; men blandt centrale oversigtsværker kan nævnes *Atkinson et. al. (1997)*, *Munasinghe & Shearer (1995)* og et temanummer om bæredygtighed *Land Economics (1997)*. Der skal ikke i det følgende gøres yderligere forsøg på nærmere at indholdsbestemme bæredygtighedsbegrebet. Hensigten er udelukkende at introducere nogle enkelte centrale forsøg på ved hjælp af indikatorer at måle udviklingens "grad af bæredygtighed". Som det vil fremgå af fremstillingen, afspejler de hver især meget forskellige opfattelser af bæredygtighedsbegrebets indhold og af kravene til opfyldelse af bæredygtighedsmålsætningen.

Normalt fremhæves tre aspekter eller dimensioner af bæredygtighedsideen - hhv. det økonomiske, det økologiske og det sociale aspekt - som værende de centrale elementer i en nærmere specificering af ideens indhold. Det bliver herved nødvendigt at specificere krav til anvendelsen af samfundets økonomiske ressourcer - produktionsfaktorer - til anvendelsen af de miljømæssige ressourcer - fornybare såvel som ikke-fornybare - samt til de sociale forhold - herunder specielt til fordelingen af værditilvæksten eller indkomsten i samfundet. De i det følgende omtalte bæredygtighedsindikatorer vedrører primært det økonomiske og det økologiske aspekt.

### 8.1 Bæredygtighedsopfattelser

Der kan anlægges flere forskellige synspunkter på, i hvor høj grad menneskeheden bør eller har ret til at gribe ind i naturen. Disse forskellige bæredygtighedsopfattelser kan overordnet set systematiseres på følgende måde - jf. *Turner (1992)*:

- Meget svag bæredygtighed
- Svag bæredygtighed
- Stærk bæredygtighed
- Meget stærk bæredygtighed

Alle opfattelserne afspejler en fælles forståelse af bæredygtighed, som et udviklingsforløb, der holder sig inden for nærmere specificerede rammer. Rammerne fastlægges således, at bestemte hensyn til nulevende og fremtidige generationer af mennesker, dyr og planter opfyldes. De forskellige bæredygtighedsopfattelser afspejler en forskellig specifikation af disse hensyn. Uanset hvilken bæredygtighedsopfattelse der tages udgangspunkt i, vil der normalt være utallige ud-

viklingsforløb, som opfylder de opstillede bæredygtighedskrav - disse fastlægger således alene de etiske og økonomiske rammer for den acceptable udvikling.

Ved meget svag bæredygtighed stilles der alene krav om, at værdien af samfundets samlede formue - omfattende såvel menneskeskabte som naturskabte formuegoder - ikke må være faldende over tid. Dette vil nemlig sikre, at værdien af forbrugsmulighederne for fremtidige generationer ikke forringes i forhold til den nulevende generation. Derimod stilles der ingen specifikke miljømæssige krav, idet menneskeskabte formuegoder i forbrugsmæssig henseende antages fuldt ud at kunne substituere naturværdier.

Ved svag bæredygtighed slækkes der på denne opfattelse af substitutionsmulighederne, og det anerkendes, at visse naturværdier trods alt må opretholdes intakte, for at der kan være tale om en bæredygtig udvikling. Hvilke naturværdier der er tale om, er ikke helt klart; men kravet kan udmærket forenes med en ide om, at visse typer af miljøbelastning skal holdes inden for nærmere fastsatte grænser - critical loads eller safe minimum standards. Er disse begrænsninger overholdt, er kravene til et bæredygtigt udviklingsforløb i øvrigt de samme som for meget svag bæredygtighed.

Ved formuleringen af det stærke bæredygtighedskrav går der endnu et skridt videre i begrænsningen af menneskenes udfoldelsesmuligheder. Der stilles således krav om, at naturkapitalens værdi ikke må reduceres. Naturkapitalen omfatter formentlig samtlige fornybare miljøressourcer, men ikke udtømmelige råstofbeholdninger. Hvis disse ikke måtte udnyttes, ville menneskeheden gå glip af betydelige forbrugsmuligheder, hvorfor kravet i dette tilfælde alene som ved svag bæredygtighed er, at udtømningen af råstofressourcerne bør substitueres med menneskeskabt kapital - f.eks. kulbrinter med vedvarende energianlæg. Værdien af naturkapitalen derimod må ikke forringes. Dette giver dog mulighed for en vis substitution mellem naturgoder.

Det meget stærke bæredygtighedskrav tillader ikke engang en sådan substitution. Naturen skal lades uberørt, dvs. "efterlades i den stand vi fandt den". Dette udelukker, så vidt det kan skønnes, ikke nødvendigvis en udnyttelse af fornybare ressourcer såsom flora og fauna i skove samt fiskeressourcer - blot det sker inden for de grænser, den naturlige reproduktion sætter. I visse udgaver af den meget stærke bæredygtighedsopfattelse udelukkes måske endog denne mulighed; thi miljøet og naturen opfattes overhovedet ikke som en ressource, men som en organisme med en egen værdi - den dybdeøkologiske opfattelse, jf. *Armstrong & Botzler (1993)*. Hvad dette betyder for menneskets muligheder for at dyrke jorden, jage og fiske er ikke klart. Under alle omstændigheder synes konsekvensen for menneskets udfoldelsesmuligheder at være særdeles omfattende - disse begrænses til de for menneskets overlevelse allernødvendigste aktiviteter.

De forskellige opfattelser af hvilke begrænsninger, menneskehedens udfoldelsesmuligheder bør være underlagt, afspejler ud over forskellige miljøetiske og økonomiske holdninger også forskellige opfattelser af naturens sårbarhed. Disse rækker lige fra en opfattelse af natu-

ren som et robust system med stor elasticitet og mange ligevægtsskabende mekanismer til en opfattelse af naturen som et særdeles sårbart system, der meget let bringes ud af ligevægt med fatale konsekvenser til følge. Det vil nok være mest korrekt at beskrive naturen som et system, hvoraf visse dele er temmelig robuste og andre dele uendeligt sårbare. Begrænsningerne af menneskenes udfoldelsesmuligheder må fastlægges i overensstemmelse hermed.

I det følgende skal det vises, hvorledes en række forskellige bæredygtighedsindikatorer afspejler forskellige bæredygtighedsopfattelser. Fremstillingen omfatter følgende kvantitative mål:

- Ægte Opsparing
- Daly/Cobb Indekset
- Distance to Target indeks
- Økologisk Råderum
- Økologiske Fodspor

For en fremstilling, hvor en række af disse indikatorer er beregnet for Skotland med henblik på indbyrdes sammenligning, se i øvrigt *Hanley et. al. (1999)*.

## 8.2 Ægte Opsparing

Samfundets ægte opsparing  $GS$  (Genuine Saving) er for en lukket økonomi i en given periode defineret som

$$GS = Y - C - D_m - D_n$$

hvor  $Y$  er indkomstdannelsen i perioden - bruttonationalproduktet -  $C$  er periodens private og offentlige forbrug,  $D_m$  er periodens afskrivninger på den faste real kapital, og  $D_n$  er periodens afskrivninger på naturkapitalen.

Denne definition er meget snævert forbundet med den i afsnit 7.2.1 omtalte definition af den sande indkomst. Den sande indkomst eller det sande nettonationalprodukt  $NNP_s$  blev således her defineret som

$$NNP_s = (Y - D_m) - D_n = NNP - D_n$$

hvorfor det gælder

$$GS = NNP_s - C$$

Ligesom den sande indkomst er udtryk for den del af periodens indkomstskabelse, der kan forbruges, uden at samfundsformuen - såvel menneskeskabt kapital som naturkapital - forringes, er den ægte opsparing udtryk for den del af den sande indkomst, som er til rådighed for investeringer til udbygning af samfundsformuen, efter at periodens forbrug er afholdt. Hvis periodens ægte opsparing er ikke-

negativ, tages dette som udtryk for, at periodens anvendelse af produktionsfaktorerne arbejdskraft, realkapital og miljø i forbrugsejemed har været bæredygtig.

Når den ægte opsparing er blevet foreslået som bæredygtighedsindikator - jf. *Pearce & Atkinson (1993)* - hviler det på følgende argumentation: For at bevare den nulevende og de fremtidige generationers forbrugsmuligheder er det nødvendigt, at samfundsformuens værdi fastholdes på det nuværende niveau. Dette sker ved at investere i fast realkapital og naturkapital i et omfang, der mindst svarer til periodens afskrivninger herpå. Afskrivningerne på den faste realkapital opgøres som reduktionen i nutidsværdien af dens fremtidige indtjeningsmuligheder. Naturkapitalen afskrives svarende til nutidsværdien af den mistede fremtidige ressourcerente - for udtømmelige råstofressourcer svarer dette til periodens ressourcerente. Den opstillede bæredygtighedsregel bygger således på "Hartwicks regel" om, at det for at bevare samfundsformuen er nødvendigt at geninvestere den fra udnyttelsen af udtømmelige ressourcer indtjente ressourcerente - jf. *Hartwick (1977)*.

Anvendelsen af den ægte opsparing som bæredygtighedsindikator afspejler klart en meget svag bæredygtighedsopfattelse. Det antages, at der er fuld substitution mellem realkapital og miljøkapital samt mellem forskellige former for naturkapital - f.eks. skov og fiskeresourcer. Dette synes fra et miljømæssigt synspunkt at være en klart uacceptabel forudsætning, som i sig selv diskvalificerer den ægte opsparing som bæredygtighedsindikator.

Dette indtryk forstærkes yderligere af en række andre problemer ved at behandle bæredygtighedsproblemstillingen på den angivne måde:

- Prissætningen af naturkapitalen.
- Det er uklart, på hvilket niveau samfundsformuen bør fastholdes.
- Det internationale aspekt af bæredygtighedsproblemstillingen er ikke belyst.

### 8.2.1 Prissætningen

Opgørelsen af den ægte opsparing forudsætter, at afskrivningerne på naturkapitalen kan opgøres i kroner. Dette betyder, at forringelsen af miljø- og naturgodernes mængde og kvalitet prissættes. I afsnit 7.3 blev der i relation til beregningen af det sande NNP gjort rede for mulighederne herfor. Prissætningen viste sig at være forbundet med utallige problemer og mulighederne herfor derfor at være stærkt begrænsede. Reelt er det kun nedskrivningen af værdien af udtømmelige råstoffer, som kan beregnes nogenlunde entydigt og forsvarligt.

I en bæredygtighedssammenhæng kan man endvidere spørge, om priser eller betalingsvilligheder, som udtrykker befolkningens aktuelle præferencer over for en række miljøgoder, er et særligt godt prissætningsgrundlag. De aktuelle præferencer afspejler nemlig ikke nødvendigvis bæredygtighedshensyn. Så selvom man indrettede samfundet efter de udtrykte miljømæssige præferencer, ville dette

ikke nødvendigvis være miljømæssigt bæredygtigt. Hvis man indså dette, ville præferencerne muligvis ændres.

Der knytter sig et særligt prissætningsproblem til fastsættelsen af diskonteringsfaktoren, som kan være afgørende for, hvor meget nutidsværdien af såvel den faste realkapital som naturkapitalen skal nedskrives. Diskonteringsfaktorens størrelse kan også have væsentlig betydning for den endelige fordeling af forbrugsmulighederne generationerne imellem. Dette afhænger af, hvorledes hensynet til denne fordeling bliver formuleret - jf. i øvrigt *Chichilnisky (1997)* og *Heal (1998)*.

### 8.2.2 Formueniveauet

Kravet om en ikke-negativ ægte opsparing og dermed om mindst at fastholde samfundsformuens værdi omfatter i realiteten ikke nogen nærmere angivelse af, på hvilket niveau samfundsformuen som et minimum bør fastholdes. Det er imidlertid også spørgsmålet, om dette er nødvendigt. Hvis blot samfundsformuen fastholdes på det nuværende niveau, vil de fremtidige generationer med den meget svage bæredygtighedsopfattelse blive lige så godt stillet som den nulevende generation.

Dette synspunkt er som nævnt vanskeligt at acceptere fra et miljømæssigt synspunkt. Allerede den svage bæredygtighedsopfattelse stiller krav om, at visse naturværdier trods alt må opretholdes intakte. Herved sættes der grænser for, hvor meget naturkapitalen kan nedskrives. Fastsættelsen af en sådan grænseværdi for naturkapitalens størrelse må formentlig ske under hensyntagen til en kombination af naturvidenskabeligt formulerede tålegrænser og befolkningens politisk formulerede ønsker vedrørende miljøstandarder.

Hvis kravet til naturkapitalen er opfyldt i udgangssituationen, kan udviklingens bæredygtighed herefter som beskrevet ovenfor analyseres ved brug af den ægte opsparing. Blot naturkapitalen ikke reduceres under det ønskede niveau, kan udviklingens bæredygtighed nemlig afgøres på grundlag af den ægte opsparing - forudsat at man anerkender den svage bæredygtighedsopfattelse.

Hvis naturkapitalen derimod ikke opfylder bæredygtighedskravene i udgangssituationen, er en ikke-negativ ægte opsparing ikke tilstrækkelig garanti for udviklingens bæredygtighed. Der er behov for at etablere et helt nyt udviklingsforløb, hvor miljøkravene er opfyldt, og hvor der ikke forbruges mere end svarende til den sande indkomst i dette bæredygtige forløb. En sådan problemstilling kan imidlertid ikke analyseres inden for nationalregnskabet's rammer.

*Huetting (1989)* forsøger ganske vist at definere, hvad han kalder et "bæredygtigt nationalprodukt", som det aktuelle NNP fratrukket omkostningerne ved at reducere miljøbelastningen til et bæredygtigt niveau; men en sådan opgørelse bryder i realiteten afgørende med fundamentale regnskabsprincipper om kun at registrere faktiske forhold. Hvis de nødvendige foranstaltninger faktisk blev gennemført, må det forventes, at produktions- og efterspørgsels sammensætningen i samfundet og dermed også varernes og tjenesternes relative

priser ville ændres væsentligt. Hermed bliver der behov for at opstille et helt nyt regnskab, der afspejler de nye samfundsøkonomiske og miljømæssige forhold. Den af Hueting foreslåede "simple" korrektion af NNP må derfor anses for at være af relativ tvivlsom værdi. Dette erkender han også selv og peger samtidig på, at problemstillingen derfor ikke så meget er et spørgsmål om at korrigere nationalregnskabets værditilvækststopgørelse som om at opstille betingelser for og beregne konsekvenser af at etablere et bæredygtigt udviklingsforløb.

### 8.2.3 Det nationale og det internationale niveau

Bæredygtighedsproblemstillingen kan reelt heller ikke, som det sker med den ægte opsparring, alene analyseres på det nationale niveau. Følges nemlig denne geografiske afgrænsning, er det kun miljøforholdene inden for nationens egne grænser og dermed ændringen i nationens egen samfundsformue, som er omfattet af den ægte opsparringsberegning. Dette er imidlertid en for snæver afgrænsning i forhold til bæredygtighedsproblemstillingen, idet beregningen alene omfatter konsekvenserne for nationens egne miljøforhold af hhv. dens egne økonomiske aktiviteter og af udlandets aktiviteter - import af grænseoverskridende forurening. Der tages hverken højde for den del af nationens miljøbelastning, som rammer udlandet - eksport af grænseoverskridende forurening - eller for miljøkonsekvenserne i udlandet af nationens import af varer og tjenester herfra. Denne svaghed tages der dog for enkelte belastningstypers vedkommende højde for gennem internationalt fastsatte nationale kvoter for miljøbelastningen - f.eks. SO<sub>2</sub>- og CO<sub>2</sub>-kvoter.

Sammenfattende gælder det, at den ægte opsparring ikke udgør et tilstrækkeligt grundlag at vurdere den samfundsøkonomiske udviklings bæredygtighed. En sådan vurdering må også omfatte en opgørelse af omkostningerne ved at rette udviklingen ind mod et bæredygtigt forløb og en opgørelse af konsekvenserne for udlandet af nationens økonomiske aktiviteter. Disse behov giver udover problemerne med at prissætte miljøgoderne anledning til nogle yderligere særdeles vanskelige prissætningsproblemstillinger. Disse vedrører prissætning i forbindelse med strukturelle skift i udbudet af goder - de relative priser ændrer sig - og prissætning af miljøkonsekvenser uden for nationens grænser. Disse problemstillinger skal dog ikke behandles her.

Selvom den ægte opsparrings egnethed som bæredygtighedsindikator derfor i høj grad kan betvivles, er der både herhjemme - jf. *Hansen (1997)* og *Det Økonomiske Råd (1998)* - og i udlandet - jf. *Atkinson et. al. (1997)* - gjort adskillige forsøg på at beregne denne indikator. Hovedvægten i beregningerne er dog hidtil blevet lagt på at opgøre afskrivningerne på de udtømmelige råstofressourcer. Dette kan både gennemføres meningsfuldt og er også centralt for vurderingen af udviklingen i samfundets produktionsgrundlag.

### 8.3 Daly/Cobb Indekset

Daly og Cobb lancerede deres Index of Sustainable Economic Welfare (*ISEW*) i 1989 - jf. *Daly & Cobb (1989)*. Indekset lægger sig som omtalt i afsnit 7.2.2 tæt op af en længere tradition for at udvikle velfærdsindikatorer. Disse udvikles i erkendelsen af, at de sædvanlige økonomiske succesindikatorer - stigningen i bruttonationalproduktet, arbejdsløshedsprocenten, inflationsraten etc. - ikke er særligt gode indikatorer for udviklingen i velfærden.

*ISEW* beregnes som

$$ISEW = C_{adj} + P + G + W - D - E - N$$

hvor  $C_{adj}$  er nationalregnskabets private forbrug justeret for skævheder i indkomstfordelingen,  $P$  er ikke-defensivt offentligt forbrug,  $G$  stigningen i værdien af realkapitalen og samfundets netto beholdning af udenlandske aktiver,  $W$  er ikke-monetariserede bidrag til velfærden - f.eks. pasning af egne børn -  $D$  er private defensive miljøudgifter,  $E$  er værdien af miljøforringelser og  $N$  er afskrivninger på naturkapitalen.

Tankegangen bag *IESW*-formlen minder i nogen grad om den, der ligger til grund for det i afsnit 7.2.2 omtalte miljøkorrigerede NNP som udtryk for den sande indkomst, der er til rådighed for forbrug i perioden. *IESW* opgøres ligesom NNP i kroner, og prissætningen af de miljørelaterede korrektioner vil være forbundet med de samme vanskeligheder, som blev omtalt i forbindelse med omtalen af det miljøkorrigerede NNP og den ægte opsparring - jf. afsnit 7.3. Hertil kommer, at sammensætningen af *IESW*-indeksets elementer forekommer at være noget mere tilfældig og usammenhængende end NNP-konstruktionen, og at *IESW* i højere grad kan opfattes som en indikator for velfærden i den enkelte periode end som en indikator for graden af bæredygtighed.

I overensstemmelse med traditionel velfærdsøkonomisk tankegang er den centrale indikator for velfærden værdien af samfundets private  $C$  og offentlige forbrug  $P$ . Det private forbrug korrigeres endvidere for indkomstfordelingsuligheder, således at den riges forbrug tæller mindre end den fattiges - hvilket i øvrigt også er i overensstemmelse med velfærdsøkonomisk tankegang. I modsætning til den ægte opsparring forsøges det således med *IESW* også at inddrage bæredygtighedsidens sociale dimension.

Det samlede forbrug korrigeres herefter for defensive miljøudgifter - de private  $D$  og de offentlige, som er fratrukket ved opgørelsen af det samlede offentlige forbrug  $P$ . Disse opfattes ikke som velfærdsskabende, men alene som bidrag til at begrænse miljøskaderne. Som omtalt i afsnit 7.2.2 er denne korrektion kun konsistent med velfærdstankegangen, hvis værdien af miljøets ydelser også medregnes som en del samfundets forbrugsmuligheder. Herved bliver det muligt at opfatte de defensive udgifter som input i frembringelsen af miljøgoder. Værdien af miljøets ydelser indregnes imidlertid ikke i fuld udstrækning i *IESW*, hvorfor denne indikator i lighed med en række andre velfærdsindikatorer er behæftet med den angivne svaghed.

De to øvrige miljørelaterede korrektioner vedrørende omkostningerne som følge af miljøforringelser  $E$  og afskrivninger på naturkapitalen  $N$  kan meget vel føre til dobbeltregning, hvis man ikke passer på. Afskrivningen på naturkapitalen er helt parallel til afskrivningerne på den faste realkapital - jf. beregningen af den ægte opsparing i afsnit 8.2. Denne afskrivning omfatter principielt forringelser i kvaliteten af samtlige miljøgoder, som løbende danner grundlag for miljøets ydelser - jf. omtalen af miljøets funktioner i afsnit 7.1. Den resterende omkostning ved miljøforringelserne -  $E$  i formelen for  $IESW$  - bør derfor alene vedrøre en reduktion i værdien af de løbende miljørelaterede tjenester. Da en del af denne reduktion imidlertid indregnes i værdien af den del af forbrugsmulighederne, som afhænger af miljøets produktivitet som produktionsfaktor, bør  $E$  alene omfatte forringelser i værdien af periodens miljøforbrugsgoder - f.eks. værdien af, at sundhedstilstanden er forringet, eller af, at de rekreative muligheder er blevet reduceret. Problemet er imidlertid, at  $IESW$  i stedet for blot at omfatte en ændring i værdien af disse goder periode for periode burde omfatte hele værdien, således at der blev skabt den fornødne sammenhæng med indregningen af de defensive miljøudgifter i indikatoren.

Korrektionen vedrørende værdien af realkapitalen og samfundets formuemæssige position over for udlandet  $G$  er helt i overensstemmelse med traditionel tankegang. Samfundets velfærd stiger, når dets fremtidige forbrugsmuligheder øges gennem udbygning af kapitalapparatet.

Endelig er korrektionen vedrørende ikke-monetariserede bidrag til velfærden også i høj grad standard i forbindelse med opstillingen af velfærdsindikatorer. Tankegangen er, at når forbrug af tjenester, der hidtil ikke har været markedsomsat, bliver omfattet af markedet, registreres dette umiddelbart som en stigning i nationalregnskabets opgørelse af forbruget og dermed som en velfærdsstigning - og dette selvom forbruget af tjenesterne hele tiden har været der. Et godt eksempel er fortidens forbrug af børnepasningstjenester, som blev udbudt af datidens hjemmegående husmødre. Disse tjenester blev ikke formidlet over markedet, og var derfor ikke omfattet af nationalregnskabets forbrugsopgørelse. I dag er det meste af børnepasningen lagt ud i offentlige og private institutioner, og værdien af disses ydelser er nu omfattet af nationalregnskabet.

Ud over de af  $IESW$  omfattede korrektioner indarbejder andre velfærdsindikatorer også korrektioner for f.eks. ressourceforbrug til behandling af sygdomme og skader, for ændringer i omfanget af fritid, for omfanget af analfabetisme samt for en hel række andre forhold, som antages at have betydning for befolkningens velfærd. Disse muligheder for yderligere korrektioner skal imidlertid ikke uddybes nærmere.

Derimod er der grund til at spørge, om en velfærdsindikator som  $IESW$  reelt lever op til sit formål om at være en indikator for økonomisk bæredygtig velfærd. Dette er tvivlsomt. Ligesom den ægte opsparing bygger den på en meget svag bæredygtighedsopfattelse. Indikatoren kan således udmærket bevæge sig i en positiv retning, selvom miljøets kvalitet udvikler sig negativt - blot stigningen i det



samlede forbrug og i værdien af realkapitalen er tilstrækkelig stor. Hertil kommer, at *IESW* i endnu højere grad end den ægte opsparring alene er rettet mod forholdene i den betragtede periode. Hvor den ægte opsparring for at være bæredygtig skal være ikke-negativ - svarende til et krav om at værdien af samfundsformuen ikke må være faldende - lægger brugen af *IESW* ikke op til anvendelsen af et lignende krav. Blot værdien af det korrigerede forbrug ikke udvikler sig i en negativ retning, anses udviklingen umiddelbart for at være bæredygtig. Dette er uheldigt, når det korrigerede forbrug i hvert fald over en vis periode udmærket kan være voksende, samtidig med at samfundsformuen nedskrives. På et tidspunkt vil denne nedskrivning formentlig slå igennem i form af reducerede forbrugsmuligheder; men da kan det være for sent at opdage, at udviklingen i den mellemliggende periode muligvis hverken har været økonomisk eller miljømæssig bæredygtig.

Sammenfattende må det konstateres, at de velfærdsøkonomisk inspirerede bæredygtighedsindikatorer - både den ægte opsparring og *IESW* - lider under betydelige svagheder. De bygger begge på en meget svag bæredygtighedsopfattelse, som ikke i tilstrækkelig grad tager højde for de miljørelaterede grænser, som menneskenes aktiviteter trods alt må være underlagt. Hertil kommer noget nær uoverkommelige problemer med at prissætte en lang række af de miljøgoder, som er omfattet af indikatorerne. I lyset af disse svagheder ved de velfærdsøkonomiske bæredygtighedsindikatorer skal der i det følgende omtales en række indikatorer, som i højere grad tager udgangspunkt i miljøets bærekapacitet, og som ikke fordrer en egentlig prissætning af miljøgoderne.

## 8.4 Distance to Target indeks

Ved i overensstemmelse med den meget svage bæredygtighedsopfattelse at formulere bæredygtighedskravet på et så aggregeret niveau, at der blot stilles krav om fastholdelse af den samlede samfundsformue, antages det implicit, at ingen dele af formuen er essentielle, i den forstand at der altid skal være en minimal mængde af det enkelte formuegode til rådighed. For en række miljøgoder er dette formentlig ikke en holdbar antagelse. F.eks. synes der på sundhedsområdet og i nogen grad også på naturområdet at være en bred accept af, at en vis minimumsstandard skal være opfyldt. Ud over kravet om at bevare samfundsformuen synes den almindeligt udbredte bæredygtighedsopfattelse derfor også at indebære et krav, om at visse miljøstandarder under alle omstændigheder skal være opfyldt.

Som omtalt i kapitel 5 samt afsnit 6.1 og 6.2 kan miljøindeks opbygget ved brug af den inden for MCDM udviklede Global Criterion, Ideal Point eller Distance to Target metode udmærket udformes som bæredygtighedsindikatorer. Hvis de ideelle miljøforhold, i forhold til hvilke den aktuelle situation bliver vurderet, opstilles som miljømæssige bæredygtighedskrav, vil indekset i en eller anden forstand udtrykke "afstanden" til bæredygtige forhold. Man taler derfor også ofte om et "Distance to Target" bæredygtighedsindeks. Det hollandske system - jf. afsnit 6.1 - lægger eksplicit op til en sådan fortolkning, og UMIP-metoden - jf. afsnit 6.2 - åbner også mulighed herfor.

Ved at vurdere graden af bæredygtighed i forhold til en række fastsatte miljøbelastningsmålsætninger afspejler distance to target indekset en svag bæredygtighedsopfattelse. Hvis de opstillede bæredygtighedsmålsætninger er opfyldt, betragtes udviklingen som værende bæredygtig. Tankegangen er for så vidt ganske uproblematisk, da den synes at være i god overensstemmelse med den ovenfor omtalte almindelige opfattelse af miljømæssig bæredygtighed. Blot samfundets aktiviteter overholder de udstukne miljømæssige grænser, anses de for at være bæredygtige.

Der kan imidlertid rejses en række spørgsmål vedrørende denne måde at opfatte miljømæssig bæredygtighed på:

- Kan miljømæssig bæredygtighed udtrykkes fyldestgørende gennem opstillingen af en række grænser for miljøbelastningen?
- Hvad med udviklingens økonomiske bæredygtighed?
- Er distance to target indekset et hensigtsmæssigt mål for graden af bæredygtighed?

Der kan principielt svares bekræftende på det første spørgsmål, forudsat at der er fuldt overblik over belastningens miljømæssige konsekvenser, og at der er taget klart stilling til hvilke krav til levevilkårene i bred forstand, der skal være opfyldt, for at udviklingen kan betegnes som bæredygtig. Disse krav vil under alle omstændigheder være et resultat af en politisk beslutningsproces.

I praksis foreligger der selvsagt ikke en sådan omfattende viden, og målsætningerne fastsættes i regelen på baggrund af en afvejning af en lang række forskellige hensyn - forsigtighed, erhvervsinteresser, viden om tålegrænser osv. En række eksempler på opstillingen af sådanne målsætninger for miljøets bæreevne er omtalt i afsnit 5.1. Fremgangsmåden kan for så vidt ikke være meget anderledes - problemet er blot, at der ikke fastsættes klare målsætninger for alle bæredygtighedsrelevante belastningstyper. Dermed bliver det resulterende bæredygtighedsindeks ikke tilstrækkeligt dækkende.

Distance to target indekset dækker ikke det økonomiske aspekt af bæredygtighedsproblemstillingen - altså spørgsmålet om der sker en rationel udnyttelse af samfundets udtømmelige og fornybare ressourcer. Det vil ikke være korrekt at betegne udviklingen som bæredygtig, hvis udnyttelsen af ressourcerne er ineffektiv. Det miljørelaterede distance to target bæredygtighedsindeks, bør derfor kombineres med et mål for udviklingens ressourceudnyttelsesmæssige bæredygtighed - f.eks. den ægte opsparring eller noget tilsvarende. Om en sådan kombination af to forskellige bæredygtigheds mål kan gennemføres meningsfuldt, er dog uklart.

Generelt må det vurderes, at distance to target indekset ikke er noget godt mål for graden af bæredygtighed. Problemerne ved at sammenveje miljøbelastningsindikatorer på den angivne måde er allerede omtalt i afsnit 6.1. Den væsentligste svaghed ved metoden er således, at der ikke tages hensyn til miljøproblemernes relative alvorlighed. Dette kan der reelt kun rettes op på ved på en eller anden måde også

at indrage befolkningens præferencer i fastsættelsen af sammenvejningsvægtene - jf. afsnit 6.3.

## 8.5 Det økologiske råderum

Et af de mest ambitiøse forsøg på at fastsætte grænser for de samfundsmæssige aktiviteter er forsøget på at afgrænse et egentligt økologisk råderum for disse - jf. *Hille (1998)* og *Miljøstyrelsen (1997)*. Bestemmelsen af råderummet har både en ressourcemæssig økologisk dimension og en lighedsdimension:

- Det samlede råderum bestemmes som mængden af de ressourcemæssige, miljømæssige og økologiske tjenester, som menneskeheden kan trække på, uden at naturen og økosystemerne herved lider irreversible skader - altså en bestemmelse af det samlede råderum ud fra, hvad der vil være økologisk bæredygtigt.
- Råderummet for det enkelte menneske bestemmes som dette menneskets forholdsmæssige andel af menneskehedens samlede råderum - dvs. der anlægges et strengt lighedskriterium på fordelingen af råderummet inden for samme generation. Hvorledes råderummet skal fordeles mellem generationer er lidt mere uklart; men fordelingen må under alle omstændigheder både tage hensyn til den forventede befolkningsvækst og den forventede teknologiske udvikling.

På grundlag af denne overordnede bestemmelse af råderummet kan der gennemføres en mere konkret afgrænsning heraf. Denne udformes naturligt som grænser for hhv. ressourceforbruget og for belastningen af miljøet og økosystemerne. I de fleste tilfælde er en klar teknologisk bestemt sammenhæng mellem disse to aspekter af de menneskelige aktiviteter, hvorfor det med given teknologi strengt kun er relevant at fastsætte grænserne for det ene aspekt.

Rapporten "Mod et bæredygtigt Europa" - jf. *Spangenberg (ed.) (1996)* - repræsenterer nok et af de mest ambitiøse forsøg på at kvantificere det økologiske råderum - i dette tilfælde for Europa. For at give en ide, om hvorledes en sådan bestemmelse kan gennemføres i praksis, gøres der i det følgende overordnet rede for, hvorledes den pågældende rapport forfattere har grebet opgaven an.

### 8.5.1 Økologisk råderum for ressourceforbrug

Den endelige beskrivelse af råderummet er i rapporten beskrevet som mængder af forskellige ressourcer, der er til rådighed for den enkelte person i Europa. Ressourcemængderne er imidlertid i visse tilfælde bestemt af miljøets bæreevne - dvs. af hvor omfattende den med anvendelsen af de pågældende ressourcer forbundne belastning af miljøet vurderes at kunne være. I disse tilfælde kan man altså udmærket tænke sig, at råderummet målt i ressourcemængder kan øges gennem anvendelsen af renere teknologi.

Der arbejdes i rapporten med følgende seks ressourcetyper

- energi

- mineraler - mange forskellige typer
- tømmer
- vand
- marine ressourcer
- arealanvendelse – hhv. jordbrug og beboelse/anlæg

Råderummet for forbruget af fossile brændsler bliver fastsat med udgangspunkt i den mængde CO<sub>2</sub>, som maksimalt må udledes, hvis man skal undgå en samlet temperaturstigning på jorden, der overstiger 2° C.

Forbruget af mineraler opgøres som den mængde materiale, der skal flyttes i forbindelse med udvindingen af mineralerne - det anvendelige såvel som det, der blot skal bortskaffes. Hermed mener man at have fundet frem til en omend grov så brugbar indikator for ressourcelastningen ved at benytte de pågældende mineraler. Det vurderes uden begrundelse af rapportens forfattere, at det samlede materialeforbrug skal reduceres med 50 pct. i forhold til det nuværende, for at belastningen kan siges at være bæredygtig.

Af hensyn til skovøkosystemernes levedygtighed og biodiversiteten i disse fastslås det i rapporten, at mindst 10 pct. af jordens areal bør afsættes til skove, og at mindst 10 pct. af skovarealet bør forblive uberørt naturskov. Råderummet for forbrug af tømmer fastsættes herefter som den årlige vækst i vedmassen i de ikke-uberørte skovarealer - altså som den mængde vedmasse der år for år kan udvindes i skovene, uden at disses samlede vedmasse reduceres.

Der fastsættes ikke et generelt råderum for forbruget af drikkevands- og andre ferskvandsressourcer. Disse ressourcer er så ulige fordelt på jorden og så vanskelige at omfordele mellem forskellige områder, at der bør fastsættes områdespecifikke råderum. Disse bør svare til vandressourcernes naturlige genopbygningsrate, således at den samlede ressourcemængde forbliver intakt.

Der fastsættes ikke i rapporten et råderum for marine ressourcer. Følges imidlertid tankegangen for fastsættelsen af råderummene for de øvrige fornybare ressourcer - skov og vand - kunne et generelt princip for udnyttelsen af de marine ressourcer være, at råderumme herfor også fastsættes svarende til de naturlige genopbygningsrater.

Råderummet for anvendelse af arealer til bygninger og anlæg fastsættes i rapporten som et areal nogenlunde svarende til det nuværende areal udlagt til disse formål. Råderummet for jordbrug fastsættes endelig som det samlede opdyrkelige jordareal fratrukket skovarealet og arealerne til beboelse og anlæg. Samtidig fastslås, at jorden bør opdyrkes i overensstemmelse med økologiske principper, således at jorderosion og belastning af miljøet med næringsstoffer og miljøfremmede stoffer undgås. Herved fastsættes indirekte grænser for det samlede fødevarerforbrug, idet sammensætningen på animalsk og vegetabilsk produktion dog fortsat kan varieres.

### 8.5.2 Økologisk råderum for belastning af miljøet

Fastsættelsen af det økologiske råderum for ressourceudnyttelsen hviler, som det fremgår af det foregående, i flere tilfælde på, at der forinden er fastsat grænser for de menneskelige aktiviteters belastning af miljøet. Fastsættelsen heraf omfatter både grænser for, hvor meget CO<sub>2</sub>, næringsstoffer, tungmetaller, miljøfremmede stoffer osv., der samlet set må udledes, for at den ønskede miljøkvalitet kan bevares, og grænser for hvorledes især landbrugsarealer bør udnyttes for at bevare jordens fertilitet.

Det økologiske råderum bestemmes således i vid udstrækning af, hvor omfattende belastninger mennesker, flora og fauna vurderes at kunne udsættes for uden hermed at blive udsat for sundhedsrisici. Der er altså ved afgrænsningen af råderummet behov for at fastsætte grænseværdier og tålegrænser, fuldstændig som det sker ved fastsættelsen af bæredygtighedsmålsætningerne - jf. i øvrigt afsnit 5.1, hvor der er givet eksempler på behandling af bæreevnebegrebet.

### 8.5.3 Den lige fordeling af det samlede økologiske råderum

De i afsnit 8.5.1 og 8.5.2 omtalte overordnede principper benyttes ved fastsættelsen af det samlede økologiske råderum især på globalt niveau, men også, hvor det er relevant - f.eks. for udnyttelsen af vandressourcen og for visse former for belastning af miljøet - på regionalt og lokalt niveau. I overensstemmelse med råderumstankegangen skal fastsættelsen af det samlede råderum imidlertid suppleres med retningslinier for fordelingen heraf mellem verdens befolkninger.

Som omtalt ovenfor anlægges der et strengt lighedskriterium ved fordelingen af råderummet. Dvs. at hver person tildeles et råderum bestående af en vis mængde af de forskellige udtømmelige og fornybare ressourcer, en række belastningskvoter samt rådighed over et bestemt areal. Råderummet er det samme for alle personer, og det sætter i sidste ende grænser for, hvor meget den enkelte person bør forbruge. Gennem forbruget lægges der således direkte og indirekte beslag på en vis mængde ressourcer, forbruget giver direkte og indirekte anledning til belastning af miljøet, og det lægger direkte og indirekte beslag på et vist areal.

Verdens ressourcer og landarealer er særdeles ulige fordelt mellem verdens befolkningsgrupper; men gennem handel er der principielt mulighed for, at alle får adgang til ressourcerne. Råderummet sætter imidlertid grænser for denne handels omfang. Det enkelte lands import af varer og tjenester må således ikke lægge beslag på flere ressourcer og belaste miljøet mere end svarende til befolkningens samlede råderum fratrukket det råderum, dens forbrug af indenlandsk producerede varer og tjenester lægger beslag på.

Det siger sig selv, at det vil være forbundet med næsten uoverstigelige vanskeligheder at pålægge den internationale handel sådanne begrænsninger. Eventuelle opgørelser af de enkelte befolkningers råderum og udnyttelse heraf må derfor antages snarere at kunne tjene til illustration af uligheden i verden end som retningsgivende for aktiviteten i de enkelte samfund.

#### 8.5.4 Styrker og svagheder i råderumstankgangen

Fastsættelsen af det samlede råderum følger i vid udstrækning samme fremgangsmåde - i hvert fald for belastningsomfangets vedkommende - som bliver benyttet ved fastsættelsen af bæredygtighedsmål-sætningerne til brug for opstillingen af "distance to target" miljøin-dekset - jf. afsnit 8.4. De metodiske og praktiske problemer, der er forbundet hermed, er omtalt tidligere og skal ikke forfølges videre her. Derimod skal nogle enkelte styrker og svagheder ved råde-rumstankgangen i forhold til de øvrige aggregerede bæredygtig-hedsindikatorer kort omtales.

Som en væsentlig styrke ved det økologiske råderum bør fremhæves dets direkte fokusering på menneskehedens materielle levegrundlag. Forestillingen om, at dette sætter visse grænser for menneskehedens udfoldelsesmuligheder, er i bund og grund vanskelig at komme udenom. Det er imidlertid væsentligt ikke at opfatte disse grænser som et sæt "absolutter", der under ingen omstændigheder kan eller bør overskrides. Den teknologiske udvikling, befolkningsudviklin-gen, evolutionen og befolkningernes skiftende holdninger til miljø- og naturkvalitet giver trods alt et betydeligt spillerum for variationer i råderummets størrelse.

Den direkte fokusering på menneskets levegrundlag er et godt udgangspunkt for afdækningen af den lange række af miljøforhold, der på den ene eller anden måde har betydning herfor. Fokuseringen vil både være styrende for adskillelsen af relevant og irrelevant infor-mation og ikke mindst for udpegningen af områder, hvor vor viden må anses for begrænset til at kunne bestemme råderummet.

Fastsættelsen af det økologiske råderum må anses for at være et sær-deles omfattende opgave, idet "rummet" ideelt set bør beskrives i et betydeligt antal dimensioner - både hvad angår de mange forskellige typer af ressourcer, og hvad angår de formentlig endnu flere belast-ningsformer. Den omtalte rapport "Towards Sustainable Europe" beskriver råderummet på et endog særdeles aggregeret niveau, og det må anses for tvivlsomt, om en så aggregeret beskrivelse kan være til megen gavn i bestræbelserne på at sikre et hensigtsmæssigt sam-spil mellem de menneskelige aktiviteter og naturen - jf. i øvrigt om-talen af råderumstankgangens svagheder nedenfor.

I modsætning til de andre hidtil omtalte aggregerede bæredygtig-hedsindikatorer lægges der ved opgørelsen af det økologiske råde-rum betydelig vægt på fordelingsaspektet. Ved at fastsætte et råde-rum for hver person i verden og samtidig for hver befolkningsgruppe opgøre, hvor meget denne i gennemsnit trækker på jordens ressourcer og belaster miljøet, bliver det åbenlyst, hvor ulige det aktuelle levegrundlag er fordelt mellem jordens befolkninger. Dette er der reelt intet nyt i; men gennem fastlæggelsen af råderummet bliver det også klart beskrevet, hvor omfattende miljø- og ressourcemæssige problemer menneskeheden står over for, hvis alle med den nuværen-de udsigt til vækst i jordens befolkning og de nuværende teknologi-ske muligheder skal have en levestandard, der blot er nogenlunde på højde med den vestlige verdens.

En sådan illustration af problemernes omfang kan i lighed med de fleste andre aggregerede indikatorer være nyttig som katalysator for arbejdet med skabe en mere bæredygtig udvikling. Det økologiske råderum fastsættes imidlertid fortsat på et temmelig spinkelt grundlag, og det er derfor vigtigt ikke at drage alt for håndfaste konklusioner med hensyn til fordelingen af det fremtidige råderum. Når der er tale om globale miljøproblemer såsom de menneskeskabte klimaændringer, giver det god mening at tale om en ligelig fordeling af mulighederne for at udlede drivhusgasser; men de fleste andre miljø- og ressourceproblemer er trods alt regionale og lokale og bør derfor løses på dette niveau. Det er hverken realistisk eller meningsfuldt - hvert fald ikke så længe verden er opdelt i nationalstater - at forestille sig en ligelig fordeling af verdens ressourcer og af mulighederne for at belaste miljøet.

Det anlagte lighedsideal må derfor anses for at være overforsimplet og urealistisk, og det er dybest set også uøkologisk. Den skæve arealfordelingen mellem verdens lande er et resultat af den historiske udvikling, og nogle lande er som følge heraf også bedre udrustet med naturgivne ressourcer end andre. Dette kan der formentlig ikke inden for en overskuelig tidshorisont ændres på. Det forekommer derfor uhensigtsmæssigt som i rapporten "Towards Sustainable Europe" at lægge op til en form for selvforsyning i Europa, hvor det med regionens samlede forbrug forbundne direkte og indirekte arealforbrug ikke må overstige det europæiske areal. Udvides dette krav til også at gælde for det enkelte land, fås direkte absurde resultater, hvor lande med høj befolkningstæthed arealmæssigt vil blive meget dårligt stillet i forhold til andre.

Den i rapporten anvendte fortolkning af råderumstankegangen for arealforbrug må da også anses for misforstået. Det afgørende må fra et bæredygtighedsperspektiv være, at de opdyrkede arealer overalt på jorden udnyttes på en sådan måde, at jordens frugtbarhed bevares på et acceptabelt niveau - dvs. at jorderosion og andre irreversible skader skal undgås. Hvorvidt den internationale handel med varer og tjenester resulterer i en forbrugssammensætning, hvor nogle lande direkte og indirekte lægger beslag på større landarealer end andre er derimod ikke afgørende. Problemet med den ulige velstandsfordeling i verden løses ikke ved at lægge bånd på den internationale handel, der bl.a. som følge af komparative fordele i de fleste tilfælde er til alles fordel. Jf. i øvrigt *Nielsen (1998)* for en grundig diskussion det økologiske råderum i forhold til arealanvendelse og fødevarerforbrug.

Den anførte kritik vedrørende fastsættelsen af råderummet for arealforbruget gælder selvsagt også de ligeledes ulige fordelte mineralforekomster. Hertil kommer imidlertid også, at råderummet for forbruget af mineraler ikke som i rapporten "Towards Sustainable Europe" blot kan bestemmes under ét som et samlet "material input" udtrykt i ton. Råderummet for forbruget af mineraler bør selvsagt nuanceres ud fra knaphed og muligheder for genanvendelse samt eventuelt naturlig gendannelse på meget langt sigt - jf. *Miljøstyrelsen (1997)*.

Med hensyn til fastsættelsen af økologiske råderum for belastningen af miljøet på regionalt og lokalt niveau er det formentlig som foreslå-

et hensigtsmæssigt at tage udgangspunkt i grænseværdier og tålegrænser - altså grænser inden for hvilke risikoen for skader på sundhed og miljø antages at være forsvindende lille. I visse tilfælde kan det imidlertid også være relevant at have kendskab til konsekvenserne af at overskride disse grænser. Herved skabes der mulighed for såvel regionalt som lokalt at prioritere mellem forskellige former for miljøkvalitet og materielt forbrug. En sådan prioritering synes således ikke fuldstændig uforenelig med råderumstankegangen - omend der nok i så fald vil være tale om en svag fortolkning heraf svarende til en svag bæredygtighedsopfattelse. Under alle omstændigheder vil viden om konsekvenserne af at overskride grænseværdier og tålegrænser være nyttig i forbindelse med prioritering af indsatsen for at bringe udviklingen ind på et bæredygtigt spor.

Det blev ovenfor anført, at det gav god mening at tale om en ligelig fordeling af råderummet, når der er tale om globale miljøproblemer såsom emissionerne af drivhusgasser. I praksis vil der imidlertid være en række problemer forbundet med at fastsætte rimelige belastningsråderum/kvoter for de enkelte lande. Det er således ved fordelingen af CO<sub>2</sub>-kvoter uafklaret, i hvor høj grad der skal tages hensyn til den forventede fremtidige befolkningstilvækst i de enkelte lande. Disse har trods alt selv en vis indflydelse på væksten. Det er også uafklaret, om der skal tages hensyn til tidligere CO<sub>2</sub>-emissioner, således at de lande, der i de forløbne år har givet anledning til relativt store CO<sub>2</sub>-emissioner, skal begrænses forholdsvis meget i deres fremtidige muligheder. Endelig er det uafklaret, om der på en eller anden måde skal tages hensyn til, at landene formentlig vil blive meget forskelligt ramt af de forventede klimaændringer. Selv for et globalt miljøproblem er fordelingen af råderummet ikke nogen let sag.

Det økologiske råderum fastsættes i høj grad under hensyntagen til, at fremtidige generationer skal have et levegrundlag, der fuldt ud svarer til de nuværende generationers; men en nærmere præcisering af, hvad der må anses for en rimelig fordeling af velstanden mellem generationer foretages ikke. Som tidligere omtalt må den teknologiske udvikling forventes at forbedre levegrundlaget for de fremtidige generationer betydeligt. Det er derfor parallelt med diskussionen af de nuværende generationers pligt til at tage hensyn til de fremtidige generationer også relevant at diskutere, hvor omfattende begrænsninger de nulevende generationer bør pålægge sig selv af hensyn til mere velhavende fremtidige generationer.

Som det er fremgået af fremstillingen, fører afgrænsningen af den enkelte befolkningsgruppes økologiske råderum ikke til en egentlig aggregeret bæredygtighedsindikator. Tværtimod er der tale om et "rum" afgrænset i et meget stor antal dimensioner. Der gøres heller ikke noget egentligt forsøg på at sammenveje de registrerede overskridelser af råderummets grænser med henblik på at nå frem til et samlet udtryk for udviklingens aktuelle grad af bæredygtighed. I forlængelse af arbejdet med det økologiske råderum er der imidlertid gjort sådanne forsøg. Et eksempel herpå er de i afsnit 8.4 omtalte distance to target indeks, og et andet eksempel er forsøget på at angive, hvad der benævnes som de samfundsmæssige aktiviteters økologiske fodspor, som omtales i det følgende afsnit.



## 8.6 Økologiske Fodspor

Opgørelsen af de menneskelige aktiviteters økologiske fodspor repræsenterer en noget anderledes tilgang til opstillingen af en aggregeret bæredygtighedsindikator end de hidtil omtalte indikatorer. Helt tilbage i 1960-erne gjorde økonomen N. Georgescu-Roegen - jf. *Georgescu-Roegen (1971)* - opmærksom på, at mængden af energi, der bliver tilført jordkloden fra solen, sætter en grænse for omfanget af menneskehedens aktiviteter. En tilsvarende tankegang kommer til udtryk gennem forestillingen om, at jordkloden har en vis bærekapacitet forstået som den maksimale mængde primærproduktion (netto) der kan skabes på jordkloden - jf. *Vitousek et. al. (1986)*.

Disse to observationer har ført til udviklingen af aggregerede indikatorer for de enkelte nationers og verdens samlede direkte og indirekte energiforbrug og tilsvarende for den samlede netto-primærproduktion. Hensigten med disse indikatorer er at angive, i hvilken udstrækning menneskets aktiviteter holder sig inden for de grænser, naturen på langt sigt sætter herfor.

Udviklingen af Det økologiske fodspor - ecological footprint (EF) - som økologisk bæredygtighedsindikator må siges at ligge i forlængelse af denne tradition. EF for en given befolkning - nation, region, verdensdel etc. - defineres således som: "Det samlede landareal omfattende hhv. produktionsjord og vandøkosystemer, der er nødvendigt for at producere de ressourcer, befolkningen forbruger, samt er nødvendigt for optage den mængde affald befolkningen producerer, uanset hvor på jordkloden arealforbruget finder sted" - jf. *Wackernagel & Rees (1996)*.

EF kan efterfølgende sammenlignes med størrelsen af det for befolkningen til rådighed værende land- og vandområde. I den udstrækning EF er større end dette område, indikeres i følge *Wackernagel & Rees (1996)*, at befolkningens aktiviteter ikke er bæredygtige inden for dens arealmæssige grænser. Dette er muligvis en uheldig sammenstilling og overfortolkning - jf. nedenfor - men det gælder under alle omstændigheder, at befolkningens aktiviteter trækker på andre befolkningsgruppers områder. Dette er selvsagt ikke muligt - i hvert fald ikke på længere sigt - for alle befolkningsgrupper på kloden. På globalt plan sætter de til rådighed værende land- og vandområder naturlige grænser for menneskehedens udfoldelsesmuligheder.

Filosofien bag udviklingen af EF som bæredygtighedsindikator er altså at sammenligne det faktiske træk på miljøets ressourcer - "fodsporet" - med miljøets bærekapacitet - "det økologiske råderum" - for at vurdere udviklingens grad af bæredygtighed. Der er altså en klar metodisk sammenhæng mellem opgørelsen af Det økologiske fodspor og Det økologiske råderum. EF repræsenterer reelt en sammenfatning af råderumstankegangen i en aggregeret bæredygtighedsindikator. I det følgende skal denne indikator beskrives nærmere, og dens styrker og svagheder vil blive diskuteret.

EF-indikatoren har både en deskriptiv og en normativ dimension. Den deskriptive dimension vedrører selve beskrivelsen af, hvor stort land- og vandområde befolkningens aktiviteter direkte og indirekte

beslaglægger. Den normative dimension vedrører spørgsmålet om, hvorvidt dette område repræsenterer et bæredygtigt arealforbrug, og om det samlede arealforbruget er retfærdigt fordelt mellem befolkningsgrupper.

### 8.6.1 Den deskriptive dimension

Opgørelsen af EF bygger på en relativt simpel tankegang, i følge hvilken en befolknings påvirkning af miljøet  $I$  er en funktion af befolkningens størrelse  $P$ , befolkningens rigdom eller samlede forbrug  $A$  og den benyttede produktions- og forbrugsteknologi  $T$  - jf. *Rees (2000)*. Man har således

$$I = P \cdot A \cdot T.$$

I praksis beregnes EF i store træk som summen af de landområder, der direkte og indirekte er nødvendige for at producere befolkningens fødevarer- og energiforbrug samt for at optage dens affaldsproduktion. Hertil kommer de landområder, som optages af befolkningens infrastruktur - beboelse, trafik anlæg etc.

For fødevarerforbrugets vedkommende beregnes landområdets størrelse for det samlede forbrug, dvs. såvel indenlandsk producerede som importerede fødevarer. Givet ha-udbyttet for den vegetabiliske og den animalske produktion kan fødevarerforbrugets EF med tilnærmelse beregnes som det faktisk benyttede landbrugsareal.

For energiforbrugets og affaldsbortskaffelsens vedkommende er der derimod tale om at beregne et hypotetisk landområde - nemlig det område, som er nødvendigt for at opretholde et CO<sub>2</sub>-neutralt energiforbrug. I praksis beregnes størrelsen af området som det areal, der varigt skal være tilplantet med skov, for at de med befolkningens energiforbrug forbundne CO<sub>2</sub>-emissioner kan omsættes i vedmasse. I de beregninger, der hidtil er gennemført af EF, har dette areal vist sig at være meget stort, og reelt særdeles afgørende for EF's størrelse; men det vil selvsagt kunne reduceres, hvis anvendelsen af vedvarende energikilder forøges.

Opgørelsen af det med affaldsbortskaffelsen forbundne arealforbrug har hidtil primært koncentreret sig om de energiforbrugsrelaterede CO<sub>2</sub>-emissioner; men reelt bør også alle andre former for emissioner og affald være omfattet af arealforbrugsberegningerne. Spørgsmålet er imidlertid, i hvor høj grad en sådan omsætning af emissions- og affaldsmængder til arealforbrug giver mening - jf. nedenfor. Der vil under alle omstændigheder ligesom for fastsættelsen af det nødvendige skovareals størrelse være tale om hypotetiske arealforbrug. Det samlede opgjorte EF for en befolkningsgruppe er altså en indikator, der både rummer faktiske arealforbrug - fødevarerproduktion og infrastruktur - og hypotetiske arealforbrug - CO<sub>2</sub>-neutralisering og anden affaldsbortskaffelse.

*Rees (2000)* og *Mofatt (2000)* opregner en række styrker ved EF som indikator for de menneskelige aktiviteterets udnyttelse af jordklodens bærekapacitet og grad af bæredygtighed: EF hviler på en klar erken-

delse af, at menneskeheden reelt udgør et biologisk subsystem på en ikke voksende jordklode, og af at naturkapitalen derfor har kritisk betydning for den økonomiske udvikling - jf. råderumstankegangen afsnit 8.5. EF tager højde for, at en befolkningsgruppes aktiviteter gennem den internationale handel også belaster andre arealer end det, som befolkningen direkte råder over, og det tydeliggøres, i hvor høj grad meget store byer - megapoler - trækker på sårbare økosystemer på hele kloden. EF bør derfor indtage en helt central rolle i forbindelse med udformningen af bæredygtige udviklingsstrategier. Endelig EF er begrebsmæssigt simpel at forstå og kan også beregnes uden de helt store vanskeligheder.

Hvorvidt disse anførte styrker så også er egentlige styrker, som kan opveje EF-indikatorens helt klare svagheder - jf. nedenfor - kan i høj grad betvivles. Det er således tvivlsomt, om det overhovedet giver mening at udtrykke de grænser, som jordklodens økosystemer sætter for menneskenes aktivitetsmuligheder, i en arealbaseret måleenhed. Når hertil lægges indikatorns svagheder, som skal omtales i det følgende, efterlades man med indtrykket af en ganske vist simpel indikator, der er nogenlunde let at beregne, men hvis evne til at indikere det, den tilsigter, er tvivlsom.

EF kan udmærket, hvis det kombineres med en tilsvarende opgørelse af jordens samlede bærekapacitet, fortolkes som et miljø- eller bæredygtighedsindeks. Der er således tale om en totalt aggregeret indikator, hvor al belastning af miljøet og naturen omsættes til og udtrykkes i én arealtilknyttet måleenhed. Dette betyder, at de mange belastningstyper reelt sammenevjes med vægte, der udtrykker belastningernes relative arealforbrug. En belastning anses altså for mere alvorlig jo større areal, den direkte og indirekte lægger beslag på - eller udtrykt på en anden måde én ha anvendt til motorvej antages at afsætte lige så store EF som én ha anvendt til økologisk jordbrugsproduktion.

Det siger næsten sig selv, at en så aggregeret og i nogen grad hypotetisk miljøindikator, der hviler på en relativt særpræget aggregeringsprocedure, må have en lang række svagheder. Dette skal ikke forstås således, at de menneskelige aktiviteters faktiske arealforbrug er uinteressant i en bæredygtighedssammenhæng - det er det i allerhøjeste grad - men således, at EF som indeks for graden af bæredygtighed, lader meget tilbage at ønske. I *van den Bergh & Verbruggen (1999)*, *Mofatt (2000)* og *Kooten & Bulte (2000)* omtales en lang række svagheder ved EF som bæredygtighedsindikator. Svaghederne er mange, og de væsentligste skal derfor kun præsenteres ganske kort.

EF vedrører primært bæredygtighedsbegrebets økologiske dimension - dvs. der er ikke tale om en samlet bæredygtighedsindikator. Det er også med EF vanskeligt at dække de belastningsformer, som ikke kan omsættes til et arealmål - altså areal, der skal afsættes til fødevarerproduktion for at dække vort fødevarerforbrug og areal, der optages af vor infrastruktur, bygninger og anlæg. En lang række andre belastningsformer lader sig ikke meningsfuldt udtrykke i arealmæssige enheder - f.eks. udledning af miljøfarlige stoffer, næringsstofbelastning, jorderosion, støj, udtømmning af råstofressourcer, overudnyttelse af fiskebestande, grundvandsforbrug osv. osv.

Den gennemførte omregning af CO<sub>2</sub>-belastningen til et skovareal må også anses for tvivlsom. Det synes således helt urealistisk, som det antages ved opgørelsen af EF, at alle CO<sub>2</sub>-emissioner i et bæredygtigt udviklingsforløb vil blive neutraliseret gennem skovrejsning. Dette er den mest arealkrævende form for reduktion af CO<sub>2</sub>-belastningen, og der findes langt mindre arealkrævende og ressourcemæssigt set mere effektive løsninger på dette belastningsproblem.

Ved opgørelsen af de økonomiske aktiviteters samlede arealforbrug skelnes der ikke mellem en bæredygtig og en ikke-bæredygtig udnyttelse af jorden - f.eks. om den nødvendige fødevareproduktion skabes gennem konventionel eller økologisk jordbrugsproduktion. Hermed er der risiko for, at EF kan give anledning til misfortolkninger af udviklingens grad af bæredygtighed. Et reduceret arealforbrug - et mindre EF - vil nemlig umiddelbart blive fortolket som en forbedring; men er reduktionen opnået gennem en overudnyttelse af jorden, vil en sådan fortolkning være misvisende.

Ud over at det ikke er muligt at indarbejde en lang række belastningsformer i EF, er det heller ikke muligt at lade EF afspejle økosystemernes karakter af adaptive systemer. Dette kan bedre lade sig gøre i forbindelse med indikatorer, som forsøger at indrage belastningernes miljømæssige konsekvenser. EF kan således på ingen måde benyttes som indikator for miljøkvaliteten eller økosystemernes sundhedsmæssige tilstand.

Ved beregningen af EF tages der hverken højde for vore utallige muligheder for at ændre den nuværende sammensætning af vort forbrug af produktionsfaktorer og råvarer i produktionen eller for at ændre vor forbrugssammensætning. EF afspejler således alene de nuværende substitutionsforhold, som igen er bestemt af de eksisterende teknologiske muligheder og de gældende relative priser. EF bliver hermed en meget statisk bæredygtighedsindikator, hvilket den i øvrigt deler med de andre i dette kapitel omtalte bæredygtighedsindikatorer. Dette stemmer ikke særligt godt overens med bæredygtighedstankegangens fremhævelse af udviklingens dynamiske aspekter - herunder ikke mindst udviklingen i de teknologiske muligheder. Reelt er opgørelsen af EF for et givet år ikke særligt interessant, idet der her alene fokuseres på forholdene i dette isolerede år. Det er den akkumulerede reale arealanvendelse, som er interessant, og i et dynamisk perspektiv er det langt mere vigtigt at beskrive det hidtidige udviklingsforløb og de fremtidige muligheder for at dreje udviklingen i en mere bæredygtig retning.

Som omtalt benyttes jordomsætningsfaktorer som implicite vægte ved sammenvejningen af de samfundsmæssige aktiviteters forskellige former for miljøbelastning. Der tages altså ved sammenvejningen hverken hensyn til, at disse belastningsformer har forskellig alvorlighed, at de miljømæssige ressourcer har forskellig knaphed, eller at befolkningen har forskellige præferencer over for de forskellige miljøkvaliteter. Et mere eller mindre hypotetisk arealforbrug, som dette opgøres i EF, kan selvsagt ikke afspejle disse forhold, og det er heller ikke muligt gennem den benyttede sammenvejningsmetode at tage højde for, at bæredygtighed kan opnås ved mange forskellige arealanvendelser.

I lyset af disse svagheder er det særdeles tvivlsomt, om EF isoleret set bør benyttes som bæredygtighedsindikator. Der er alt for mange relevante forhold, som lades ude af betragtning, hvilket i høj grad bidrager til at vanskeliggøre fortolkningen af udviklingen i EF.

### 8.6.2 Den normative dimension

Udgangspunktet for udviklingen af EF som bæredygtighedsindikator er ligesom interessen for Det økologiske råderum en bekymring for, om menneskehedens aktiviteter direkte og indirekte optager for megen plads. Jordklodens samlede areal er en knap ressource. Derfor må en udvikling, hvor der lægges beslag på et stadigt større areal, anses for i stadigt større omfang at være i fare for at bryde bæredygtighedsgrænsen. Hvor denne grænse ligger, er dog uklart.

For at imødegå dette problem, lægges der ved opgørelsen af EF særligt vægt på at sammenstille det for en befolkning opgjorte direkte og indirekte arealforbrug med det for befolkningen til rådighed værende areal. Hvis arealforbruget overstiger dette areal, anses udviklingen ikke for bæredygtig - befolkningen lægger beslag på flere ressourcer end den reelt råder over. En sådan fortolkning er selvsagt stærkt problematisk i lyset af, at menneskene har en tendens til at bosætte sig inden for relativt begrænsede områder, og at dette kun kan lade sig gøre på grund af en udbredt arbejdsdeling mellem jordklodens forskellige samfund og befolkningsgrupper - jf. nedenfor.

Pointen er imidlertid, at ikke alle befolkningsgruppers EF - opgjort som forholdet mellem det forbrugte og det til rådighed værende landareal - på længere sigt kan overstige én. Derfor lægger fortalene for EF som bæredygtighedsindikator vægt på, at EF for de enkelte befolkningsgrupper eller samfund ikke må være større end én. Heri ligger muligvis også et forsøg på ved brug af EF at belyse bæredygtighedsbegrebets sociale lighedsaspekt.

Der knytter sig imidlertid en række svagheder til den normative brug af EF. Når der registreres et såkaldt økologisk underskud for en given befolkningsgruppe eller et samfund - dvs. EF overstiger det til rådighed værende areal - kan det være svært at vurdere baggrunden herfor. Skal underskuddet fortolkes som udtryk for, at befolkningens forbrug er for stort, at der er bosat for mange mennesker på det til rådighed værende areal, eller at jorden er ulige fordelt mellem befolkningsgrupper? Den valgte fortolkning er afgørende for, hvorvidt underskuddet kan fortolkes som udtryk for manglende bæredygtighed - i forbrugsmæssig eller demografisk henseende - eller for manglende social lighed.

Det giver derfor heller ikke megen information at sammenligne EF eller økologiske underskud mellem samfund. Et underskud i ét samfund kan være udtryk for, at der, til trods for at alle har et særdeles lavt materielt forbrug, er alt for mange mennesker presset sammen inden for det givne landområde. Omvendt kan et overskud i et andet samfund blot være udtryk for, at der er store landområder til rådighed. For at kunne fortolke de opgjorte EF og økologiske underskud på forsvarlig vis er det altså nødvendigt at analysere baggrunden herfor nærmere. Måske vil en sammenligning af det enkelte sam-

funds samlede EF pr. person med det gennemsnitlige EF pr. person for hele verden være mere informativt.

Ved at fortolke et økologisk underskud for det enkelte samfund som udtryk for manglende bæredygtighed lægges der reelt stor vægt på selvforsyning. Arbejdsdelingen i verden bør i følge denne fortolkning ikke antage større omfang, end at det enkelte samfunds direkte og indirekte arealforbrug holdes inden for det areal, der er til rådighed for samfundet. Heri ligger en betydelig begrænsning af mulighederne for til fælles bedste og på økologisk vis at udnytte de ressourcemæssige komparative fordele samfundene imellem - f.eks. at mange mennesker på et lille landområde udvikler bæredygtige landbrugsproduktionsmetoder, som sælges til en mindre befolkningsgruppe, der på et stort landområde producerer fødevarer til begge samfund.

Den snævre fortolkning af EF og det økologiske underskud risikerer derfor også, hvis den gennemføres konsekvent ved udformningen af bæredygtige strategier, at skævvride udviklingen til fordel for selvforsyning frem for handel. Det er selvsagt væsentligt, at udformningen af bæredygtighedsstrategierne både tager hensyn til den nationale og internationale handels mange skadelige miljøeffekter - specielt knyttet til transporten af varer og personer - og til konsekvenserne for økosystemerne i andre lande af at opretholde en import af produkter, hvis produktion er stærkt miljøbelastende. Men disse hensyn tages bedst gennem analyser af de konkrete problemstillinger, og ikke gennem anvendelse af en så unuanceret bæredygtighedsindikator som EF. Faktisk kan der være et perspektiv i at forsøge at lægge de forskellige former for produktion i de områder, hvor de belaster miljøet mindst muligt og dernæst handle mellem områderne.

Sammenfattende må det konstateres, at EF som bæredygtighedsindikator lader meget tilbage at ønske. Dette skal imidlertid ikke forstås som en afvisning af arealforbrugets relevans i en bæredygtigheds-sammenhæng. Tværtimod er arealanvendelsen særdeles central i denne sammenhæng, men inddrages bedst i analysen af udviklingens bæredygtighed gennem en opgørelse af den faktiske og forventede anvendelse fordelt på forskellige formål. Dette vil være et godt udgangspunkt for en nærmere vurdering af udviklingens konsekvenser for miljøkvaliteten og økosystemernes sundhed - jf. *Deutsch et. al. (2000)* for et lignende synspunkt.

## 8.7 Sammenfatning

Omtalen af de udvalgte aggregerede bæredygtighedsindikatorer har vist, at de alle er behæftet med alvorlige svagheder. Ingen af dem giver den tilsigtede dækkende beskrivelse af udviklingens økonomiske og økologiske grad af bæredygtighed - ingen af indikatorerne tilsigter reelt at udtrykke det sociale bæredygtighedsaspekt.

I *van den Bergh & Verbruggen (1999)* er der opstillet en række kriterier, som en operationel aggregeret bæredygtighedsindikator bør opfylde. Indikatoren skal

- hvile på en objektiv og videnskabelig sand beregningsprocedure

- være relateret til klare policymålsætninger
- kunne gives en klar fortolkning og være forståelig for ikke-videnskabsfolk
- dække alle økosystemernes funktioner
- være baseret på parameterverdier, der er stabile over tid.

Kriterierne vedrører primært bæredygtighedsbegrebets økologiske aspekt, idet det økonomiske kun dækkes, i den udstrækning økosystemernes funktioner har betydning herfor.

Ved at opstille sådanne kriterier forudsættes det implicit, at det har mening at opstille en aggregeret bæredygtighedsindikator, at det er muligt, og at den vil være et nyttigt redskab i forbindelse med udformningen af egentlige bæredygtige strategier for samfundsudviklingen. Alle tre forudsætninger kan betvivles, idet der henvises til diskussionen i afsnit 5.2.5 af fordelene og ulemperne ved at konstruere aggregerede miljøindeks. De i dette kapitel omtalte bæredygtighedsindeks vedrører alle centrale aspekter af bæredygtighedsproblemstillingen; men om disse med mening og fordel kan forenes i et enkelt indeks, vil kun videre analyser kunne afgøre. Indtil videre forekommer det mest perspektivrigt at belyse de forskellige bæredygtighedsrelevante forhold hver for sig og undlade at opstille egentlige aggregerede indeks.

## Litteraturliste

Adriaanse A., Jeltens R., & Reiling R. (1989): "Information Requirements of Integrated Environmental Policy Experiences in the Netherlands", *Environmental Management* Vol. 13, No. 3, s. 309-315.

Adriaanse A. (1993): "Environmental policy performance indicators", The Hague 1993.

Adriaanse A. (1994): "In search of Balance: A conceptual framework for sustainable development indicators", paper presented at the Network Seminar on Sustainable Development Indicators, London October 1994.

Ahmad Y. J., El Serafy S. & Lutz E. (ed.) (1989): "Environmental Accounting for Sustainable Development - UNEP-World Bank Symposium", The World Bank 1989.

Alfsen K.H., Brekke K.A., Brúnvoll F., Lúras H., Nyborg K. & Saebo H.V. (1992): "Environmental Indicators", Discussion Paper No. 71, Norwegian Central Bureau of Statistics 1992.

Anselin A., Meire P.M. & Anselin L. (1989): "Multicriteria Techniques in Ecological Evaluation: An Example Using the Analytical Hierarchy Process", *Biological Conservation* 1989, s. 215 - 229.

Armstrong S.J. & Botzler R.G. (ed.) (1993): "Environmental Ethics: divergence and convergence", New York 1993.

Atkinson G., Dubourg R., Hamilton K., Munasinghe M., Pearce D. & Young C. (1997): "Measuring Sustainable Development: Macroeconomics and the Environment", Cheltenham 1997.

Bakkes J.A., van den Born G.J., Helder J.C., Swart R.J., Hope C.W. & Parker J.D.E. (1994): "An Overview of Environmental Indicators: State of the art and perspectives", Environment Assessment Technical Reports, UNEP/EATR 9401, RIVM/402001001, June 1994.

van den Bergh J.C.J.M. & Verbruggen H. (1999): "Spatial sustainability, trade and indicators: an evaluation of the "ecological footprint"", *Ecological Economics* vol. 29 1999, s. 61 - 72.

Braat L. (1991): "The predictive meaning of sustainability indicators", i Kuik, O. & Verbruggen, H. (eds.): "In search of Indicators of sustainable Development", Dordrecht 1991.

Briggs D., Húnter C., Tantram D. & Wills J. (1995): "Integrated Environmental Assessment of Economic Sectors and Activities. A Scoping Study", Institute of Environmental and Policy Analysis, University of Huddersfield May 1995.

Brink B.T. (1991): "The AMOEBA approach as a useful tool for establishing sustainable development?", i Kuik, O. & Verbruggen, H.



- (eds.): "In search of Indicators of sustainable Development, Dordrecht 1991.
- Brundtlandkommissionen (1988): "Vor fælles fremtid: Brundtlandkommissionens rapport om miljø og udvikling", FN-forbundet og Mellemfolkeligt Samvirke 1988.
- Brunnvoll F., Christensen N., Vesselbo E., Byholm P., Hermannsdottir E., Høie H., Chytraeús B. & Widell A. (eds.) (1997): "Indicators of the State of the Environment in the Nordic Countries", Tema Nord 1997:537, Nordic Council of Ministers 1997.
- Chevalier S., Choiniere R. & Bernier L. (1992): "User Guide to 40 Community Health Indicators", Community Health Division, Health and Welfare, Ottawa, Canada 1992.
- Chichilnisky G. (1997): "What is Sustainable Development", Land Economics vol. 73 no. 4 1997, s. 467 - 491.
- Christensen N. (1992): "Miljøindikatorer. Definition, karakteristik og anvendelse. Et diskussionsoplæg", Danmarks Miljøundersøgelser, Afd. for Systemanalyse 1992.
- Christensen N., Holten-Andersen J. & Paaby H. (eds.) (1994): "Environment and Society - a Review of Environmental Development in Denmark", Technical Report No. 108, National Environmental Research Institute, Denmark 1994.
- Christensen N., Fenger J. & Tybirk K. (1998): "The Atmospheric Environment", i Holten-Andersen, J. et al. (eds.) (1998): "The State of the Environment in Denmark 1997", Technical Report No. 243, National Environmental Research Institute, Denmark 1998.
- CSD, United Nations Commission on Sustainable Development (1996): "Indicators of Sustainable Development. Framework and Methodologies", United Nations, New York 1996.
- Dahl A.L. (1997): "The Big Picture: Comprehensive Approaches", i Moldan, B. et al. (Eds): "Sustainability Indicators: A Report on the Project on Indicators of Sustainable Development", SCOPE, Report no. 58 1997.
- Daly H.E. & Cobb J.B. (1989): "For the Common Good", Boston 1989.
- Danmarks Statistik (1998): "Miljøstatistik 1998", Danmarks Statistik 1998.
- Dasgupta P. (1995): "Optimal Development and the Idea of Net National Product", in Behrman J. & Srinivasan T. N.: "Handbook of Development Economics" vol. 3, Amsterdam 1995.
- Dasgupta P.S., Sen A.K. & Marglin S. (1972): "Guidelines for Project Evaluation", UNIDO New York 1972.
- Det Økonomiske Råd (1998): "Dansk økonomi", efterår 1998.

Deutsch L., Jansson Å, Troell M., Rönnbäck P., Folke C. & Kautsky N. (2000): "The ecological footprint: communicating human dependence on nature's work", *Ecological Economics* vol. 32 nr. 3 2000, s. 351 - 356.

EEA, European Environment Agency (1995): "A Strategy for Integrated Assessment at the European Environment Agency", EEA/064/95 Discussion paper for the seminar on 22 June 1995.

EEA, European Environment Agency (1998a): "Guidelines for Data Collection and Processing", Final Draft, February 1998. EU State of the Environment Report 1998.

EEA, European Environment Agency (1998b): "Making Sustainability Accountable", EEA organised Workshop on Eco-efficiency, Resource Productivity and Innovation, EEA Newsletter 17 December 1998.

EEA, European Environment Agency (1999a): "Towards a European Menu of Environmental Headline Indicators", A EEA proposal. Draft version 1.02, EEA 1999.

EEA, European Environment Agency (1999b): "EEA list of relevant indicator initiatives", Requested overview document to the NFP/EIONET meeting 9-10 February 1999.

EEA, European Environment Agency (1999c): "Environmental Indicators - typology and overview", Technical Report no. 25, EEA 1999.

EEA, European Environment Agency (1999d): "Towards a transport and environment reporting mechanism", Technical Report no. 18, part 1 & 2, EEA 1999.

EEA, European Environment Agency (1999e): "Emission of Main Ozone Precursors in the EU15", Draft EEA July 1999.

EEA, European Environment Agency (2000): "Environmental signals 2000", Regular Indicator Report. Environmental assessment report no. 6, EEA 2000.

El Serafy S. (1989): "The Proper Calculation of income from Depletable Resources", in Ahmad et al. (1989).

ERM, Environmental Resources Management (1997): "Report to the European Environment Agency, EEA. Towards Guidelines for Response Indicators", ERM 1997.

ETC/AIR QUALITY, Environmental Topic Centre on Air Quality (1999): "Definition of Tropospheric Ozone Precursor Potentials", ETC/AIR QUALITY June 1999.

EU, the European Union (1992): "Towards Sustainability. A European Community Programme of Policy and Action in relation to the Environment and Sustainable Development", EU 1992.

Eurostat (1997a): "Directions for the European Union on Environmental Indicators and Green National Accounting, COM (94)670. Progress report on the integration of Environmental and Economic

- Information systems", Commission Staff Working Paper, Eurostat 1997.
- Eurostat (1997b): "Indicators of Sustainable Development", Eurostat 1997.
- Eurostat (1998): "Towards Environmental Pressure Indices for the EU", Final Draft, Eurostat dec. 1998.
- Freeman III A.M. (1994): "The Measurement of Environmental and Resource Values", Washington 1994.
- Gallopín G.C. (1996): "Environmental and sustainability indicators and the concept of situational indicators. A system approach", *Environmental Modelling & Assessment* Vol. 1, 1996 s. 101-117.
- Gallopín G.C. (1997): "Indicators and Their Use: Information for Decision-making", i Moldan, B. et al. (eds.): "Sustainability Indicators: A Report on the Project on Indicators of Sustainable Development", SCOPE Report no. 58. Chichester 1997.
- Georgescu-Roegen (1971): "The Entropy Law and the Economic Process", Cambridge 1971.
- Gouzee N., Mazijn B. & Billharz S. (1995): "Indicators of Sustainable Development for Decision-Making. Environmental aspects, social aspects, institutional aspects and economic aspects", Report of the Workshop of Ghent, Belgium 9-11 January 1995, submitted to the UN Commission on Sustainable Development. Published by Federal Planning Office of Belgium, 1995.
- de Groot R.S. (1992): "Functions of nature. Evaluation of nature in environment, planning management and decision making", Amsterdam 1992.
- Gustafsson B. (1998): "Scope and limits of the market mechanism in environmental management", *Ecological Economics* 24 (1998) s. 259 - 274.
- Hamilton K.E. (1991): "Organizing Principles for Environment Statistics", *Bulletin of the International Statistical Institute, Proceedings of the 48th Session, Cairo, Book 1* 1991.
- Hammond A., Adriaanse A., Rodenburg E., Bryant D. & Woodward R. (1995): "Environmental Indicators: A systematic approach to measuring and reporting on environmental policy performance in the context of sustainable development", World Resources Institute, Washington, D.C. 1995.
- Hansen A.C. (1997): "Kan bæredygtighed måles", *Økonomi og Politik* 70 (1997) s. 4 - 13.
- Hanley N., Moffatt I., Faichney R. & Wilson M. (1999): "Measuring sustainability: A time series of alternative indicators for Scotland", *Ecological Economics* 28 (1999) s. 55 - 73.

Harms W.B. (1995): "Scenarios for nature development", i Schoute, J.F.T. et al. (eds.): "Scenario Studies for the Rural Environment, Dordrecht 1995.

Hartwick J.M. (1977): "Intergenerational equity and the investing of rents from exhaustible resources", *American Economic Review* 67 (1977) s. 972 - 974.

Hartwick J.M. & Hageman A. (1993): "Economic Depreciation of Mineral Stocks and the Contribution of El Serafy", i Lutz (1993).

Hauschild M. (red.) (1996): "Baggrund for miljøvurdering af produkter", DTU, Miljøstyrelsen og Dansk Industri 1996.

Heal G. (1998): "Valuing the future: Economic theory and sustainability", New York 1998.

Hecq J.W. (1997): "From static to dynamic indicators of sustainable development. Example of economy-energy-environment link", i Moldan, B. et al. (eds.): "Sustainability Indicators: A Report on the Project on Indicators of Sustainable Development", SCOPE, Report no. 58, Chichester 1997.

Hicks J. (1943): "Value and Capital", Cambridge 1943.

Hille J. (1998): "The Concept of Environmental Space", European Environment Agency, Experts' Corner no. 1997/2, Copenhagen 1998.

Holling C.S. (ed.) (1978): "Adaptive Environmental Assessment and Management", Chichester 1978.

Holtén-Andersen J., Paaby H., Christensen N., Wier M. & Andersen F.M. (1995): "Recommendations on Strategies for Integrated Assessment of broad environmental problems", Report submitted to the European Environment Agency by the National Environmental Research Institute (NERI) Denmark EEA/061/95, Copenhagen 1995.

Holtén-Andersen, J., Christensen N., Kristiansen L.W., Kristensen P. & Emborg L. (red) (1998): "Natur og Miljø 1997. Påvirkninger og tilstand", Faglig rapport nr. 224, Danmarks Miljøundersøgelser 1998.

Hueting R. (1989): "Correcting National Income for Environmental Losses: Towards a Practical Solution", in Ahmad et al. (1989).

Hwang C-L. & Masud A.S. (1979): "Multiple Objective Decision Making - Methods and Applications", Berlin 1979.

Janssen R. (1992): "Multiobjective Decision Support for Environmental Management", Dordrecht 1992.

Jensen P.R. (1995): "En velfærdsindikator for Danmark 1970 - 1990", Rockwool Fonden 1995.

Jesinghaus, J. (1998): "A European System of Environmental Pressure Indices", First Volume of the Environmental Pressure Indices Handbook: The Indicators. Part I: Introduction to the political and theoretical background. Draft, October 12, 1998.

Kneese A.V. & Schulze W.D. (1985): "Ethics and Environmental Economics", i Kneese A. V. & Sweeney J. L.: "Handbook of Natural Resource and Energy Economics, vol. I", Amsterdam 1985.

van Kooten G.C. & Bulte E.H. (2000): "The ecological footprint: useful science or politics?", *Ecological Economics* vol. 32 nr. 3 2000, s. 385 - 389.

Kroes H.W. (ed.) (1991): "Essential Environmental Information", The Netherlands. Ministry of Housing, Physical Planning and Environment, Den Haag 1991.

Kuik O. & Verbruggen H. (eds.) (1991): "In search of Indicators of sustainable Development", Dordrecht 1991.

*Land Economics* (1997): "Special Issue: Defining Sustainability", vol. 73. No. 4, November 1997.

Landefeld J.S. & Hines J.R. (1985): "Valuing Non-Renewable Natural Resources - The Mining Industries", *The Review of Income and Wealth* 1985, s. 1 -20.

Lindeneg K. (1993): "Prioritering og styring", København 1993.

Lutz E. (ed.) (1993): "Toward Improved Accounting for the Environment - An UNSTAT-World Bank Symposium", World Bank 1993.

Meadows D. (1998): "Indicators and Information Systems for Sustainable Development. A Report to the Balaton Group", The Sustainability Institute USA 1998.

McQueen D. & Noak H. (1988): "Health Promotion Indicators: Current status, issues and problems", *Health Promotion* Vol. 3, 1988 s. 117-125.

Ministry of the Environment, Sweden (1998): "Key indicators for ecologically sustainable development", Swedish Environmental Advisory Council 1998.

Miljøministeriet i Sverige (1998): "Groena nyckeltal foer en ekologiskt hållbar utveckling", Bilaga 5, Miljøministeriet i Sverige 1998.

Miljøstyrelsen (1997): "Økologisk råderum for ikke-fornyelige resourcer - metodeudvikling og eksempler", Miljøstyrelsen 1997.

Mitchell R.C. & Carson R.T. (1989): "Using Surveys to Value Public Goods: The Contingent Valuation Method", Washington 1989.

Mofatt I. (2000): "Ecological footprints and sustainable development", *Ecological Economics* vol. 32 nr. 3 2000, s. 359 - 362.

Moldan B., Billharz S. & Matravers R. (Eds.) (1997): "Sustainability Indicators: A Report on the Project on Indicators of Sustainable Development", SCOPE, Report no. 58, Chichester 1997.

Mortensen L.M. (1997): "The Driving Force - State - Response Framework Used by CSD", i Moldan, B. et al. (eds.): "Sustainability

- Indicators: A Report on the Project on Indicators of Sustainable Development", SCOPE Report no. 58 Chichester 1997.
- Munasinghe M. & Shearer W. (1995): "Defining and Measuring Sustainability: The Biogeophysical Foundations", The United Nations University and The World Bank 1995.
- Mähler K-G. (1991): "National Accounts and Environmental Resources", Environmental and Resource Economics 1991, s. 1 - 15.
- Møller F. (1984): "Social Cost Benefit Analyse - teori og praksis", Licentiatforhandling nr. 19, Københavns Universitets, Økonomiske Institut 1984.
- Møller F. (1996): "Værdisætning af miljøgoder", København 1996.
- Møller F. (1997): "Samfundsøkonomisk analyse på miljøområdet - en oversigt", Arbejdsrapport fra DMU nr. 49, Danmarks Miljøundersøgelser 1997.
- Møller F., Andersen S.P., Grau P., Huusom H., Madsen T., Nielsen J. & Strandmark L. (2000): "Samfundsøkonomisk vurdering af miljøprojekter", Danmarks Miljøundersøgelser, Miljøstyrelsen og Skov- og Naturstyrelsen 2000.
- Nash R.F. (1989): "The Rights of Nature: A History of Environmental Ethics", Wisconsin 1989.
- Naturvårdsverket (1999): "System med indikatorer for nationell uppföljning av miljö kvalitetsmålen", Stockholm 1999.
- Ng Y-K. (1979): "Welfare Economics: Introduction and Development of Basic Concepts", London 1979.
- Nielsen J. (1998): "Det økologiske råderum for areal og fødevarer - et definitions- og metodeprojekt", Arbejdsrapport fra DMU nr. 92, Danmarks Miljøundersøgelser 1998.
- Nielsen L. (1998): "Prognosemodeller på det energi- og miljøpolitiske område", Nationaløkonomisk Tidsskrift 1998 s. 169 - 185.
- NOAA (1993): "Report of the NOAA Panel on Contingent Valuation", Federal Register vol. 68 no. 10 January 15. 1993.
- NMR, Nordic Council of Ministers (1997): "Indicators of the State of the Environment in the Nordic Countries", TemaNord 1997:537, NMR 1997.
- NMR, Nordic Council of Ministers (1999): "Inventory of Climate Change Indicators for the Nordic Countries", TemaNord 1999:505, NMR 1999.
- Nordhaus W. & Tobin J. (1972): "Is Growth Obsolete", National Bureau of Economic Research Series No. 96 E, New York 1972.
- Notter M. & Liljelund L.E. (1993): "A Swedish System of Environmental Indices", Paper submitted by the Swedish Environmental

Protection Agency to the Joint ECE/Eurostat work session on specific methodological issues in environmental statistics, Working Paper No. 16, Bratislava 1993.

Novem/RIVM (1995): "The Eco-indicator 95, Final Report", NOH report 9523, Netherlands agency for energy and the environment/National Institute of Public Health and Environmental Protection 1995.

OECD, Organisation for Economic Co-operation and Development (1993a): "OECD core set of indicators for environmental performance reviews", Environmental Monographs no. 83, OECD 1993.

OECD, Organisation for Economic Co-operation and Development (1993b): "Indicators for the Integration of Environmental Concerns into Transport Policies", Environmental Monographs no. 80, OECD 1993.

OECD, Organisation for Economic Co-operation and Development (1993c): "Indicators for the Integration of Environmental Concerns into Energy Policies", Environmental Monographs no. 79, OECD 1993.

OECD, Organisation for Economic Co-operation and Development (1994): "Environmental Indicators", OECD 1994.

OECD, Organisation for Economic Co-operation and Development (1997): "Environmental Indicators for Agriculture", OECD 1997.

OECD, Organisation for Economic Co-operation and Development (1998a): "Towards Sustainable Development. Environmental Indicators", OECD 1998.

OECD, Organisation for Economic Co-operation and Development (1998b): "Environmental Outlook and Strategy. Draft Work Plan", Environment Directorate, Environment Policy Committee. ENV/EPOC(98)17, OECD 1998.

OECD, Organisation for Economic Co-operation and Development (1999a): "Towards more Sustainable Household. Consumption Patterns, Indicators to Measure Progress", OECD 1999.

OECD, Organisation for Economic Co-operation and Development (1999b): "Environmental Performance Reviews, Denmark", OECD 1999.

OECD, Organisation for Economic Co-operation and Development (1999c): "Environmental Data-Compendium", OECD 1998.

OECD, Organisation for Economic Co-operation and Development (1999d): "Towards Sustainable Development Indicators to measure Progress", OECD Conference, Rome, 15-17 December 1999.

Ott W.R. (1978): "Environmental Indices: Theory and Practice", Ann. Arbor Science, Michigan 1974.

- Pearce D.W. & Atkinson G. (1993): "Capital theory and the measurement of sustainable development: an indicator of weak sustainability", *Ecological Economics* 8 (1993) s. 103 - 108.
- Pearce D.W. & Nash C.A. (1981): "The Social Appraisal of Projects - A Text in Cost Benefit Analysis", London 1981.
- Pearce D.W. & Turner R.K. (1990): "Economics of Natural Resources and the Environment", New York 1990.
- Pedersen O.G. (1992): "Nationalregnskaber og miljø", Den Kgl. Veterinær- og Landbohøjskole 1992.
- Pedersen O.G. (1998): "Fysiske input-output tabeller for Danmark 1990. Emissionsregnskaber 1990-92", Danmarks Statistik 1998.
- Puolamaa M., Kaplas M. & Reinikainen (1996): "Indeks of Environmental Friendliness. A Methodological Study", Statistics Finland 1996.
- Preston E.H. & Bedford B.L. (1988): "Evaluating Cumulative Effects on Wetland Functions: A Conceptual Overview and Generic Framework", *Environmental Management*, Vol. 12, 1988 s. 565-583.
- Rat (Der) von Sachverstaendigen fur Umweltfragen (1994): "Umweltgutachten 1994 fur eine Dauerhaft-umweltgerechte entwicklung", Stuttgart 1994.
- Rees W.E. (2000): "Eco-footprint analysis: Merits and brickbats", *Ecological Economics* vol. 32 no. 3 2000, s. 371 - 374.
- RIVM (1995): "A General Strategy for Integrated Environmental Assessment at the European Environment Agency", National Institute of Public Health and Environmental Protection, EEA/061/95, Copenhagen 1995.
- Rotmans J. (1998): "Methods for IA: The challenges and opportunities ahead", *Environmental Modeling and Assessment* 3 1998, s. 155-179.
- Rump P. C. (1996): "State of the Environment Reporting: Source Book of Methodes and Approaches", Environment Information and Assessment Technical Report, Environment Canada, RIVM, UNEP. UNEP/DEIA/TR. 96-1 1996.
- Schulze I. & Colby M. (1997): "A conceptual Framework to Support Development and use of Environmental Information in Decision-making. A Proposed Framework", US EPA, Environmental Statistics and Information Division (ESID) 1997.
- Sen A.K. (1970): "Collective Choice and Social Welfare", San Francisco 1970.
- Sjöberg L. (1999): "Risk Perception in Western Europe", *AMBIO* vol. XXVIII September 1999 s.543 - 549.



- Skodvin T. & Fuglestvedt J.S. (1997): "A Comprehensive Approach to Climate Change: Political and Scientific Considerations", *Ambio* Vol. 26 No. 6 1997, s. 351-358.
- Slesnick D.T. (1998): "Empirical Approaches to the Measurement of Welfare", *Journal of Economic Literature* vol. XXXVI December 1998 s. 2108 - 2165.
- Spangenberg J.H. (ed.) (1996): "Mod et bæredygtigt Europa", NOAH, København 1996.
- Stakhiv E.Z. (1988): "An Evaluation Paradigm for Cumulative Impact Analysis", *Environmental Management*, Vol. 12 No. 5 1988, s. 725-748.
- Steen B. & Ryding S-O. (1992): "The EPS enviro-accounting method: An application of environmental accounting principles for evaluation and valuation of environmental impact in product design", IVL. Swedish Environmental Research Institute, Göteborg 1992.
- Strandberg, M. & Mortensen, L. (1996): "Naturens tålegrænser for luftforurening", TEMA-rapport fra DMU, 7/1996, Danmarks Miljøundersøgelser 1996.
- Thyssen O. (1993): "Nutiden, det overfyldte rum", København 1993.
- Turner R.K. (1992): "Speculations on Weak and Strong Sustainability", CSERGE working paper gec 92-26, London 1992.
- United Nations (1993): "System of National Accounts", Department of Economic and Social Information and Policy Analysis, New York 1993.
- US EPA (1994): "Code of federal regulations. Protection of the Environment. Part 790 to end", US National Environmental Protection Agency, Office of the Federal Register National Archives and Records Administration, July 1994.
- Vitousek P., Ehrlich P., Ehrlich A. & Matson P. (1986): "'Human appropriation of the products of photosynthesis", *Bioscience* 36 1986, s. 368 - 373.
- Wackernagel M. & Rees W. E. (1996): "Our Ecological Footprint: Reducing Human Impact on the Earth", Gabriola Island 1996.
- Wieringa K. (1997): "Towards Integrated Environmental Assessment in a European context", Discussion paper, EEA, European Environmental Agency 1997.
- Winsemius P. (1986): "Guest at home, reflections on environmental management. Gast in eigen huis, beschouwingen over milieumanagement", Samson H.D. Tjeenk Wilink, Alphen aan den Rijn 1986.
- World Bank (1995): "Monitoring Environmental Progress", The World Bank, Washington D.C. 1995.

World Bank (1997): "Expanding the Measure of Wealth: Indicators of Environmental Sustainable Development", World Bank Environment Department 1997.

World Bank (1998): "World Development Indicators", World Bank Development Data Group 1998.

Wyatt B.K., Kristensen P., Anderson L.S. & Denisov N. (1998): "State of the Environment Reporting. Institutional and Legal Arrangement in Europe", ITE, Report to the European Environment Agency, December 1998.

# Danmarks Miljøundersøgelser

Danmarks Miljøundersøgelser - DMU - er en forskningsinstitution i Miljø- og Energiministeriet. DMU's opgaver omfatter forskning, overvågning og faglig rådgivning indenfor natur og miljø.

Henvendelser kan rettes til:

URL: <http://www.dmu.dk>

Danmarks Miljøundersøgelser  
Frederiksborgvej 399  
Postboks 358  
4000 Roskilde  
Tlf.: 46 30 12 00  
Fax: 46 30 11 14

*Direktion og Sekretariat*  
*Forsknings- og Udviklingssektion*  
*Afd. for Atmosfærisk Miljø*  
*Afd. for Havmiljø*  
*Afd. for Mikrobiel Økologi og Bioteknologi*  
*Afd. for Miljøkemi*  
*Afd. for Systemanalyse*  
*Afd. for Arktisk Miljø*

Danmarks Miljøundersøgelser  
Vejløvej 25  
Postboks 314  
8600 Silkeborg  
Tlf.: 89 20 14 00  
Fax: 89 20 14 14

*Overvågningssektionen*  
*Afd. for Sø- og Fjordøkologi*  
*Afd. for Terrestrisk Økologi*  
*Afd. for Vandløbsøkologi*

Danmarks Miljøundersøgelser  
Grenåvej 12-14, Kalø  
8410 Rønde  
Tlf.: 89 20 17 00  
Fax: 89 20 15 15

*Afd. for Landskabsøkologi*  
*Afd. for Kystzoneøkologi*

## Publikationer:

DMU udgiver faglige rapporter, tekniske anvisninger, temarapporter, samt årsberetninger. Et katalog over DMU's aktuelle forsknings- og udviklingsprojekter er tilgængeligt via World Wide Web.

I årsberetningen findes en oversigt over det pågældende års publikationer.

## Faglige rapporter fra DMU/NERI Technical Reports

### 2000

- Nr. 317: Overvågning af bæver *Castor fiber* efter reintroduktion på Klosterheden Statsskovdistrikt 1999. Red. Berthelsen, J.P. 37 s., 40,00 kr.
- Nr. 318: Order Theoretical Tools in Environmental Sciences. Proceedings of the Second Workshop October 21st, 1999 in Roskilde, Denmark. By Sørensen, P.B. et al. 170 pp., 150,00 DKK.
- Nr. 319: Forbrug af økologiske fødevarer. Del 2: Modellering af efterspørgsel. Af Wier, M. & Smed, S. 184 s., 150,00 kr.
- Nr. 320: Transportvaner og kollektiv trafikforsyning. ALTRANS. Af Christensen, L. 154 s., 110,00 kr.
- Nr. 321: The DMU-ATMI THOR Air Pollution Forecast System. System Description. By Brandt, J., Christensen, J.H., Frohn, L.M., Berkowicz, R., Kemp, K. & Palmgren, F. 60 pp., 80,00 DKK.
- Nr. 322: Bevaringsstatus for naturtyper og arter omfattet af EF-habitatdirektivet. Af Pihl, S., Søgaard, B., Ejrnæs, R., Aude, E., Nielsen, K.E., Dahl, K. & Laursen, J.S. 219 s., 120,00 kr.
- Nr. 323: Tests af metoder til marine vegetationsundersøgelser. Af Krause-Jensen, D., Laursen, J.S., Middelboe, A.L., Dahl, K., Hansen, J. Larsen, S.E. 120 s., 140,00 kr.
- Nr. 324: Vingeindsamling fra jagtsæsonen 1999/2000 i Danmark. Wing Survey from the Huntig Season 1999/2000 in Denmark. Af Clausager, I. 50 s., 45,00 kr.
- Nr. 325: Safety-Factors in Pesticide Risk Assessment. Differences in Species Sensitivity and Acute-Chronic Relations. By Elmegaard, N. & Jagers op Akkerhuis, G.A.J.M. 57 pp., 50,00 DKK.
- Nr. 326: Integrering af landbrugsdata og pesticidmiljømodeller. Integrerede MiljøinformationsSystemer (IMIS). Af Schou, J.S., Andersen, J.M. & Sørensen, P.B. 61 s., 75,00 kr.
- Nr. 327: Konsekvenser af ny beregningsmetode for skorstenshøjder ved lugtemission. Af Løfstrøm, L. (Findes kun i elektronisk udgave)
- Nr. 328: Control of Pesticides 1999. Chemical Substances and Chemical Preparations. By Krøngaard, T., Petersen, K.K. & Christoffersen, C. 28 pp., 50,00 DKK.
- Nr. 329: Interkalibrering af metode til undersøgelser af bundvegetation i marine områder. Krause-Jensen, D., Laursen, J.S. & Larsen, S.E. - (online) <http://faglige-rapporter.dmu.dk>
- Nr. 330: Digitale kort og administrative registre. Integration mellem administrative registre og miljø-/naturdata. Energi- og Miljøministeriets Areal Informations System. Af Hansen, H.S. & Skov-Petersen, H. (i trykken)
- Nr. 331: Tungmetalledfald i Danmark 1999. Af Hovmand, M.F. Kemp, K. (i trykken)
- Nr. 332: Atmosfærisk deposition 1999. NOVA 2003. Af Ellermann, T., Hertel, O. & Skjødt, C.A. 125 s., 125,00 kr.
- Nr. 333: Marine områder – Status over miljøtilstanden i 1999. NOVA 2003. Hansen, J.L.S. et al. 230 s., 240,00 kr.
- Nr. 334: Landovervågningsoplände 1999. NOVA 2003. Af Grant, R. et al. 150 s., 150,00 kr.
- Nr. 335: Søer 1999. NOVA 2003. Af Jensen, J.P. et al. 108 s., 125,00 kr.
- Nr. 336: Vandløb og kilder 1999. NOVA 2003. Af Bøgestrand J. (red.) 126 s., 150,00 kr.
- Nr. 337: Vandmiljø 2000. Tilstand og udvikling. Faglig sammenfatning. Af Svendsen, L.M. et al. 64 s., 75,00 kr.
- Nr. 338: NEXT I 1998-2003 Halogenerede Hydrocarboner. Samlet rapport over 3 præstationsprøvnings-runder . Af Nyeland, B. & Kvamm, B.L. (i trykken)
- Nr. 339: Phthalates and Nonylphenols in Roskilde Fjord. A Field Study and Mathematical Modelling of Transport and Fate in Water and Sediment. The Aquatic Environment. By Vikelsøe, J., Fauser, P., Sørensen, P.B. & Carlsen, L. (in press)
- Nr 440: Afstrømningsforhold i danske vandløb. Af Ovesen, N.B. et al. 238 s., 225,00 kr.
- Nr. 341: The Background Air Quality in Denmark 1978-1997. By Heidam, N.Z. (in press)
- Nr. 342: Methyl t-Buthylether (MTBE) i spildevand. Metodeafprøvning. Af Nyeland, B. & Kvamm, B.L. (i trykken)
- Nr. 343: Vildtudbyttet i Danmark i jagtsæsonen 1999/2000. Af Asferg, T. (i trykken)

### 2001

- Nr. 344: En model for godstransportens udvikling. Af Kveiborg, O. (i trykken)

Rapporten gør status over det metodiske grundlag for det nationale og internationale arbejde med miljøindikatorssystemer. Forskellige klassifikations- og informationssystemer gennemgås, og mulighederne for at opstille og udvikle forskellige typer af aggregerede miljøindeks analyseres, herunder også aggregerede bæredygtighedsindikatorer. Som et særligt udviklingsaspekt fokuseres der på DPSIR modellen og mulighederne for at gøre dette begreb mere "dynamisk" ved i højere grad at lægge vægt på det tidsmæssige aspekt i relationerne mellem indikatorer for driving force, pressure, state, impact og response.

Miljø- og Energiministeriet  
Danmarks Miljøundersøgelser

ISBN 87-7772-597-2  
ISSN (trykt) 0905-815x  
ISSN (elektronisk) 1600-0048