

2 Integreret miljøplanlægning

2.1 Definition af integreret miljøplanlægning

Definition Integreret miljøplanlægning (IM) kan generelt betragtes som en proces, hvor man søger at tilrettelægge samfundets mest optimale reaktion på de ændringer i miljøtilstanden og menneskers levevilkår, som følger af den samfundsmæssige udvikling.

Udviklingen af integrerede planlægningsværktøjer og informationssystemer kan betragtes som det "operationaliserbare" videngrundlag for strategisk miljøplanlægning. Integreret miljøplanlægning kommer herved til at omfatte i hvert fald følgende indsatsområder:

- Identifikation og overvågning af miljøproblemer
- Analyse af miljøproblemernes årsager og virkninger samt deres samfundsmæssige udviklingsperspektiver og miljøkonsekvenser
- Konkretisering af samfundsmæssige og miljømæssige målsætninger på kort og langt sigt
- Identifikation af handlemuligheder og konsekvensvurdering heraf samt forslag til prioritering af miljøindsatsen
- Overvågning og evaluering af de gennemførte miljøforanstaltningers virkninger

Mere kortfattet kaldes denne beslutningsproces "det miljøpolitiske kredsløb" for at understrege betydningen af tilbagekoblingerne og den dynamiske karakter af planlægningen. Som begrebsramme og model for dette kredsløb kan man benytte den såkaldte DPSIR-model, dvs. forestillingen om, at samfundets drivkræfter (DDriving forces) giver anledning til miljøpåvirkninger (PPressures), som afstedkommer ændringer i miljøtilstanden (SStates) og levevilkårene (IImpacts), hvilket afføder reaktioner (RResponses) fra samfundets side. DPSIR-modellen er udførligt beskrevet i kapitel 4.

Konkret har resultatet af den strategiske miljøplanlægning i Danmark hidtil været udmøntet i to rapporter. Den nationale rapport om miljøets tilstand, som opdateres og revurderes hvert fjerde år, har dannet grundlag for den efterfølgende natur- og miljøpolitiske redegørelse. Tilsvarende har tilstandsrapporten taget sit udgangspunkt i den forudgående redegørelse for så vidt angår prioriterede temaer, virkninger af justerede miljøpolitiske tiltag og sektorhandlingsplaner mv.

Integreret og strategisk miljøvurdering, IEA og SEA

Integreret miljøvurdering (Integrated Environmental Assessment, IEA), eller mere generelt *integrerede analyser* (IA), repræsenterer en analytisk metodik, som er specielt rettet mod at kunne analysere komplekse sammenhænge mellem miljø- og samfundsudviklingen. Analysen af relationerne mellem natur- og tilstandsudviklingen og de strukturelle, teknologiske og økonomiske udviklingstræk i samfundet, som påvirker tilstanden, samt vurderinger af indsatsbehov og -muligheder, kan betegnes som den integrerede analyses strategiske niveau. Man omtaler da analysen som Strategic Environmental Assessment, SEA. SEA kan nok bedst oversættes til strategisk miljøplanlægning.

Sammenlignet med mere enstrengede eller disciplinorienterede analysemetoder repræsenterer IEA en teknik, som forsøger at øge "dækningsgraden" af årsags-virkningskædens relationer (vertikal integration) for et givet problem, samtidig med at der fokuseres på koblinger og interaktioner på tværs af forskellige temaer, sektorer, regioner eller i øvrigt mellem forskellige rumlige og tidslige skalaer (horisontal integration).

Begrebet integreret miljøvurdering (IEA) indebærer i sig selv, som termen antyder, at der fokuseres på omfattende eller komplekse problemstillinger med flere typer af integration (fx horisontal- og vertikal kausalitet). Er der tale om enkle problemstillinger med simple sammenhænge mellem årsag og effekt, er det naturligvis ikke nødvendigt at gennemføre integrerede analyser.

Miljøeffektvurdering, IEA Som en delmængde af IEA har der med tiden udviklet sig en selvstændig analytisk procedure med tilhørende begrebsapparat og terminologi til håndtering og analyse af *miljøeffekter og samfundsmæssige konsekvenser*. Proceduren, som går under betegnelsen "Environmental Impact Assessment" (EIA) - og den beslægtede Cumulative Impact Analysis, CIA, jf. boks 2.1 - blev først udviklet i forbindelse med USA's miljølovgivning.

Vurdering af virkning på miljøet, VVM IEA er også blevet taget op i europæisk sammenhæng, jf. Briggs m.fl (1995), hvor den i starten i mange lande alene blev benyttet som en obligatorisk procedure til vurdering af 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. Projekterings- og anlægslove skal fx følge særlige regler om miljøkonsekvensvurderinger. Konkrete projekter samt anlægslove, som omfatter sådanne projekter, er i Danmark underkastet reglerne om "Vurdering af Virkninger på Miljøet" (VVM vurderinger).

Globalisering og lange tidshorisonter Når den integrerede analyse i stigende omfang er blevet aktuel, skyldes det ikke mindst, at en fokusering på enkelte af de aktuelle nationale miljøproblemer ofte er utilstrækkelig til at forstå miljøproblemerne karakter og omfang. Ikke blot kan mange processer i miljøet karakteriseres som grænseoverskridende og globale, 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 tredje aspekt er, at en række forandringer af miljøtilstanden er af en sådan karakter, at det kun er meningsfuldt at betragte dem over en lang tidshorison, ligesom indsatsen over for problemerne nødvendigvis må være langsigtede.

Den stigende internationalisering af økonomien indebærer for et land som Danmark, at en voksende del af vort forbrug består af varer produceret uden for landets grænser, hvor den hertil knyttede miljøpåvirkning også lokaliseres. Omvendt er en stor del af miljøpåvirkningen i Danmark knyttet til varer, der forbruges andre steder på kloden. Markedet for produktion, distribution, salg og forbrug er generelt blevet mere globalt og mindre knyttet til stedbundne enkeltlokaliteter og virksomheder. Det har som konsekvens, at de omkostninger og miljøpåvirkninger, der er forbundet med trækket på råstoffer og andre naturressourcer, i mange tilfælde er blevet geografisk adskilt fra de gevinster, der er forbundet med forbruget i importlandene, Miljøomkostningerne usynliggøres, og cost-benefit afvejninger vanskeliggøres. En ren national fokusering på miljøtilstand, miljøpåvirkninger og miljøindsats er således ikke fyldestgørende, og en bredere international perspektivering er derfor et centralt aspekt, når et begreb som fx bæredygtig udvikling analyseres og implementeres.

Boks 2.1 Integreret analyse og vurdering i USA

I USA's miljølovgivning og i forbundsmyndighedernes miljøforvaltning skelnes der skarpt mellem en videnskabelig del af analysen af årsager og virkninger (*environmental assessment*) og en efterfølgende mere handlingsorienteret "evaluering" af betydningen af nogle givne miljøeffekter, deres direkte og indirekte konsekvenser for samfundet og de mulige tiltag, samfundet kan iværksætte (*environmental impact statement*). Ved "*Cumulative Impact Analysis*" (CIA) forstås integrerede analyser af vekselvirkningerne 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 i omverdenen, hvor vekselvirkningerne finder sted, jf. US EPA (1994) og Preston & Bedford (1988).

CIA, med tilhørende sofistikeret nomenklatur, kan betragtes som en analytisk begrebsramme, der benyttes til implementering af USA's overordnede miljøpolitiske målsætninger. Disse mål og analytiske værktøjer, der blev formuleret tilbage i 1969, ville nok, hvis de var formuleret i dag, begrebsmæssigt og konkret uden tøven blive betegnet som strategier for en bæredygtig udvikling. Ifølge 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, particularly 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 lavet, ses bl.a. af, at de globale aspekter ikke betones eksplicit, og at der lægges specielt vægt på en bekymring for befolkningsudviklingen. At lægge vægt på befolkningsvæksten er i dag af en eller anden grund ikke "politisk korrekt" i en bæredygtighedssammenhæng. Baggrunden for dette er nok, at ifølge alle prognoser er stigningstakten i befolkningsudviklingen trods alt afdæmpet. 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.

Kilde: Christensen og Møller (2001)

2.2 Systemmæssig tilgang til planlægningen

Afgrænsning Som det allerede er antydnet et par gange er "integreret miljøplanlægning" et multidimensionalt begreb, som kan defineres på en lang række måder, alt efter hvilken synsvinkel, baggrund og formål man tager udgangspunkt i. Hvor bredt skal denne planlægning favne? Hvilke problemstillinger skal dækkes? Hvor interaktivt skal systemet være?

Det er således ikke med denne rapport hensigten at udvikle eller beskrive et egentligt interaktivt beslutningsstøttesystem, som under direkte brugerkontrol stiller data, informationer samt modeller mv. til rådighed for beslutninger, diskussioner/prioriteringer vedrørende nogle givne problemstillinger, som kan simuleres i "real time". Det system der tænkes på i denne sammenhæng er en løser informationssystem, som er egnet til at behandle og strukturere information i forbindelse med en række komplekse problemstillinger.

Et informationssystem Et system af denne karakter skal have tre hovedfunktioner, og kan tilsvarende i grove træk opdeles i 3 indbyrdes koblede kategorier:

- *Kommunikationsdelen.* Systemopbygning rettet mod direkte *formidling og præsentation* af miljøinformation i form af fx tilstandsrapporter, indikatorrapporter eller strategiske redegørelser og handlingsplaner mv. Udvikling af State of the Environment (SOE) systemer og rapportformater. Fokus på korrespondance og sammenhæng mellem den detaljerede basale ekspertviden og den forenkede og udvalgte information inden for givne systemsammenhænge eller problemstillinger.
- *Opbygning af data- og indikatorlogistik* som fx nationalregnskaber, indikator-databaser, miljøstatistik, tematiske databaser og GIS mv. Fokus på korrespon-

dance og datakombination/rekombination mellem permanente opdaterbare databaser og temporære sæt af temadata, som stiller krav om rekombinering af miljøstatistikken på baggrund af skiftende temaer og variable politiske dagsordner.

- En "applikationsdel" eller en systemopbygning med fastlagte modeller og analyseværktøjer (modeller til fremskrivninger og konsekvensberegninger, prioriteringsmetoder og -modeller, indikatorsystemer mv.) rettet mod analyser af årsagsvirkningskæder af DPSIR-typen. Ved hjælp af modeller og andre forskrifter benyttes applikationsdelen til en transformation af data til information og viden, der kan befordre den analytiske indsigt i et givet problem.

Forudsætninger for integreret miljøplanlægning

For at gennemføre en velunderbygget integreret miljøplanlægning - herunder udformningen af en bæredygtig strategi - kræves ikke alene et betydeligt datagrundlag vedrørende de faktiske geografisk og tidsmæssigt fordelte samfunds- og miljøforhold, men også en omfattende viden om sammenhængene mellem pressure- og impact-elementer og om de forskellige miljøforanstaltningers konsekvenser for samfundets økonomiske aktiviteter. Dette er afgørende for, at der kan udformes strategier for en prioriteret miljøindsats, der på den ene side resulterer i acceptable miljøforhold og samtidig iagttager en rationel anvendelse af samfundets knappe ressourcer.

Et informations- og analysesystem skal derfor ikke blot omfatte data distribueret geografisk på forskellige medier og økosystemer, men også omfatte samfundsøkonomisk relevante data distribueret på sektorniveau, nationalt niveau og måske globalt niveau. For de fleste miljøproblemer vil den foreliggende viden i form af data og modelmæssige beskrivelser imidlertid være mere eller mindre mangelfuld - i nogle tilfælde endog næsten fraværende. Dette kan bl.a. hænge sammen med den udviklingsfase, hvori problemet befinder sig. Er det fx et problem, der netop er blevet erkendt, eller har der været arbejdet med og indsamlet viden om problemstillingen gennem en længere periode? Miljøproblemernes udviklingsfase er beskrevet mere udførligt i afsnit 2.3.

Faser Den integrerede miljøplanlægnings håndtering af et givet problem må derfor tilrettelægges under hensyntagen til omfanget af den foreliggende viden. Det bliver formentlig på denne baggrund nødvendigt i planlægningen at skelne mellem forskellige tidsbestemte faser med forskellige muligheder, og hvor der er lagt forskellig vægt på formuleringen af målsætninger, formulering og prioritering af miljøindsatsen samt overvågning af indsatsens virkninger mv.

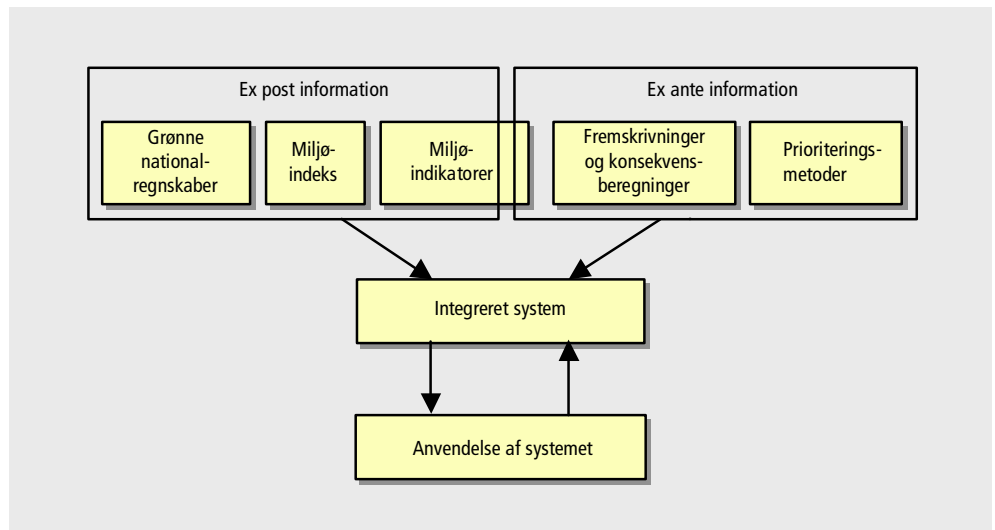
System Figur 2.1 illustrerer forskellige væsentlige elementer i et informationssystem samt dette systemets kobling og vekselvirkning med et brugerniveau. Som nævnt tidligere, skal systemet i sin helhed ikke opfattes som et egentligt interaktivt beslutningsstøttesystem, men nærmere betragtes som et værktøj, der med tiden formes, korrigeres og udvikles gennem systemets støtte til planlægningsprocessen - altså et system, der skal ses i et mangeårigt perspektiv. I konkrete situationer kan de forskellige dele tillægges mere eller mindre vægt, men det er vigtigt, at man i alle tilfælde overvejer, hvilke dele der er nødvendige, og at man sørger for at de enkelte dele hænger sammen og er konsistente, når flere forskellige dele benyttes.

Ex post og ex ante I figur 2.1 er det understreget, at systemet er opdelt efter to tidsdimensioner, som begge forholder sig til det "aktuelle nu" eller den aktuelle situation:

- En fremadrettet proaktiv dimension (*ex ante*) med fokus på modelfremskrivninger (målfastlæggelse, simulering af alternative tiltag, prognoser og prioritering af miljøindsatsen) eller backcasting scenarier, som tager udgangspunkt i givne miljømål og målsatte fremtidsscenarier og optimerer indsatsen herefter.
- En bagudrettet dimension (*ex post*) med fokus på løbende overvågning, analyse af akkumulerede effekter, impact assessment samt vurderinger af den aktuelle politiks faktiske virkninger (subsequent assessment), hvor der fokuseres på respons-

indikatorer og performance-indikatorer. Grønne nationalregnskaber, miljøindikatorer og miljøindeks er elementer, der naturligt indgår i et ex post informationssystem.

Figur 2.1 Skitse til et informationssystem for integreret miljøplanlægning



Systemtankegangen

De matematiske modeller og indikatorsystemer mv. kan således ses som ét integreret værktøj. Modellerne kan benyttes som et proaktivt simuleringsværktøj, mens indikatorsystemerne er retrospektive, forklarende og fungerer reaktivt i forhold til udviklingen. Det udelukker dog ikke, at der i indikatorsystemerne kan indbygges indikatorer, der er rettet mod at kunne registrere fremtidige ændringer i belastninger og tilstande, hvad enten disse ændringer er forventede eller konkret beregnede. Det svarer til, at fremtiden modelleres med udgangspunkt i en fortidig reference. Fx kan en kalibrering af de makroøkonomiske ligevægtsmodeller med historiske data betragtes som en ex post modellering.

Systemet forsøger altså at fange den dynamiske sammenhæng mellem den simulerede fremtid og den overvågede virkelighed og giver dermed den integrerede miljøvurdering (IEA) større bredde end hidtil defineret af mange forfattere. Ifølge Holten-Andersen m.fl. (1995) er formålet med IEA således at understøtte den miljøpolitiske indsats med definition af målsætninger og strategier, samt på basis af en proaktiv analytisk tilgang - dvs. ved brug af scenarier, fremskrivningsmodeller, optimeringsanalyser m.v. - at understøtte planlægningsprocessen i gennemførelsen af denne politik. Herved opfattes IEA primært som en statisk og fremadrettet aktivitet.

2.3 Miljøproblemernes livscyklus og planlægningens faser

Som nævnt ovenfor har den mere dynamiske tilgang til den integrerede analyse to dimensioner, som begge tager udgangspunkt i et givet problem i den aktuelle situation. Analyseres problemet inden for en DPSIR-ramme, kan der være flere politiske målsætninger rettet mod de forskellige DPSIR-positioner med interne relationer mellem disse positioner og målsætningerne. I takt med at responsindsatsen fører til ændringer i DPSIR-kæden, ændres også disse relationer, og ændringerne er tillige ledsaget af konsekvenser i form af omkostninger og gevinster. Et vigtigt mål for den integrerede analyse er som nævnt 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 omkostningseffektive tiltag. Et andet væsentligt mål er retrospektivt eller reaktivt at overvåge ændringerne i DPSIR-kæden som konsekvens af responsindsatsen. I denne sammenhæng opfattes responsindikatorerne primært som et monitoringsværktøj, hvor effektiviteten af en given indsats principielt

kan måles ved hjælp af performance-indikatorer på baggrund af ændringer i relationerne mellem pressure-, state- og response-variable.

Et givet miljøproblem og den politiske respons herpå skifter således karakter under udviklingsforløbet fra et problem bliver erkendt, til det i princippet er løst eller under kontrol. De forskellige faser i denne udvikling er forsøgt anskueliggjort i figur 2.2, hvor fire miljøproblemer også er indplaceret i tidsforløbet.

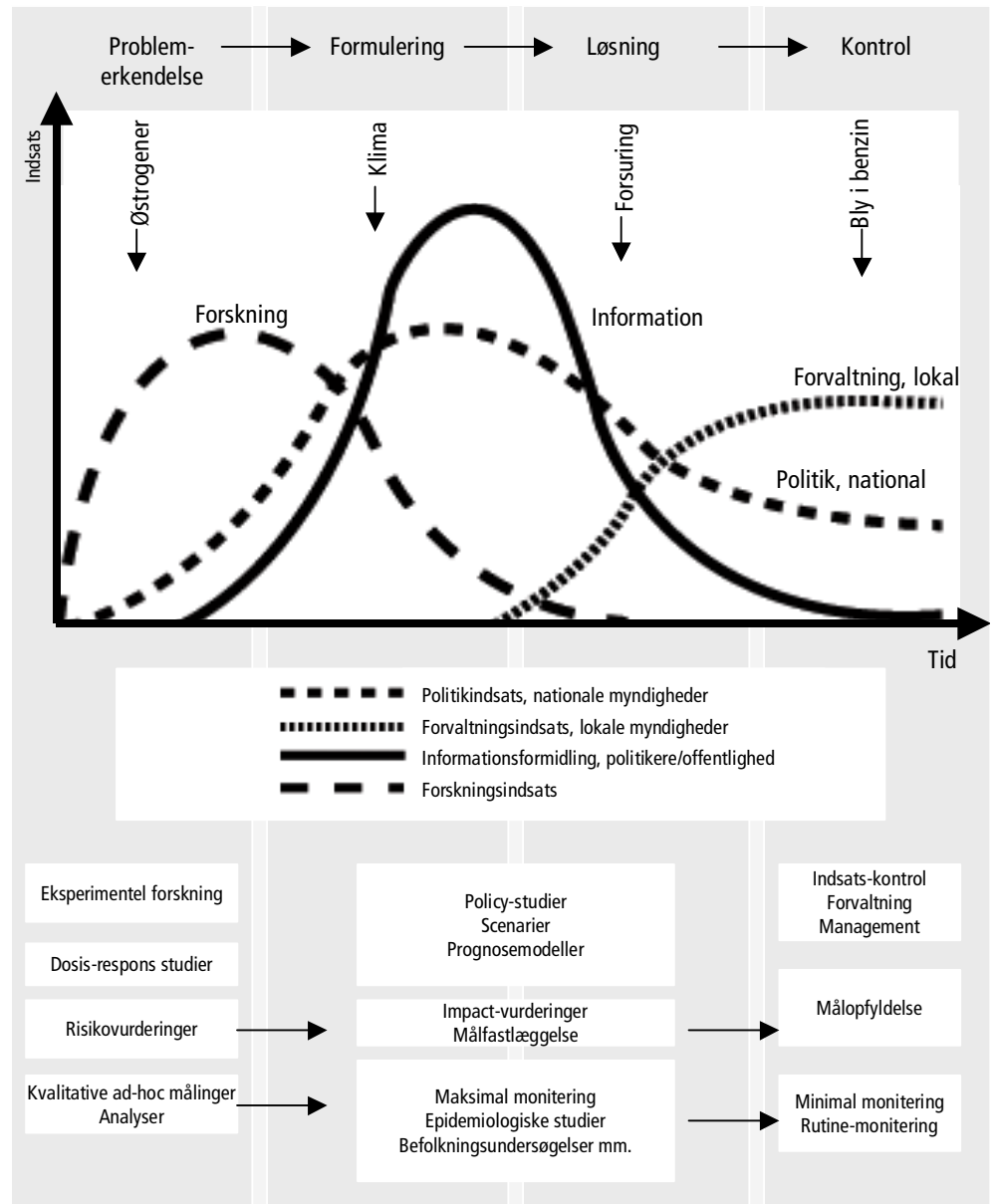
Winsemius (1986) samt Bakkes m.fl. (1994) beskriver, hvordan samfundets fokusering og reaktion på et miljøproblem skifter karakter under udviklingsforløbet fra problemet bliver erkendt til det (i princippet) bliver løst. Denne livscyklus deler Winsemius op i fire faser. Den første kalder han problem-identifikationsfasen, der følges af en fase, hvor den nødvendige politik og tilhørende virkemidler bliver udviklet. Herefter følger en fase med politik-implementering og til sidst eventuelt en indsats-kontrolfase.

- | | |
|---|--|
| <i>1. Erkendelse</i> | Samfundets indsats er i starten præget af eksperimentel forskning samt kampagneundersøgelser og økosystemstudier mv. Årsags-virkningskæder og normer kan ikke etableres, højst dosis-respons relationer. Samfundets respons på problemerne er først og fremmest koblet til forskningsindsatsen og en fænomenologisk tilgang til problemerne. |
| <i>2. og 3. Formulering og løsning</i> | Formulerings- og løsningsfaserne omfatter en dimensionering eller sandsynliggørelse af problemets omfang og udvikling i tid og rum på basis af overvågningsprogrammer og impactanalyser, mål- og normudvikling og simulering af alternative udviklingsforløb ved hjælp af fremskrivningsmodeller. Endelig udvikles dynamiske og normative indikatorsystemer til problemanalyse og - i forenklet format - til kommunikation mellem politiske aktører på alle niveauer, offentligheden og de videnskabelige samfund. |
| <i>4. Kontrol.</i> | Kontrol og overvågning af virkningerne af en gennemført politik er fremherskende i kontrolfasen. Overvågningsprogrammerne er reduceret til rutineovervågning. Kontrolfase-indikatorer fokuserer på tidlige led i årsags-virkningskæden (emissioner, effekt af afværgeforanstaltninger) og er rettet mod kilderne og centrale sektorer, som er mål for indsatsen. "Distance-to-target", "response" og "performance" indikatorer er i stigende grad centrale i dette forløb. |
| <i>Flydende faseovergange</i> | I nederste del af figuren er den oprindelige 4-fase opdeling reduceret til 3, idet det i praksis ikke vil være muligt eller hensigtsmæssigt at skelne skarpt mellem så mange faseovergange. Ikke blot skifter problemet og dets løsning karakter under livsforløbet, men også målgruppen ændrer sig. I perioden, hvor en miljøpolitik er under udvikling, er interessegrupper, offentligheden og medierne i fokus. Dette er i modsætning til slutfasen, hvor det måske i højere grad er det politiske administrative system selv, der ønsker at anvende indikatorer til "performance kontrol". |
| <i>Skiftende relevans og detaljeringsgrad</i> | I øvrigt stiger graden af kompleksitet yderligere, når fokus skifter fra problemanalyse til implementeringsfase. Et globalt problem som klimaændringer opererer fx på et højt aggregeringsniveau (national til global skala) og omfatter mange dimensioner (rumlige, temporale, sektorielle, mv.). Implementeringsfasen foregår derimod mere disaggregeret i forbindelse med iværksættelse af tiltag, kontrol og managementforanstaltninger, hvor problemet håndteres af myndigheder og andre aktører på regional, national og lokal skala - ja i princippet helt ned til individniveau. |

Indikatorsystemer skal således tage højde for, at der til forskellige typer af beslutninger hører forskellige typer af information og informationsniveauer. Disse 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 indikatoreksper-

ter om valg af indikatorer og indikatorsystemer kan henføres til en manglende analyse eller anerkendelse af miljøproblemerne "livscyklus".

Figur 2.2 Miljøproblemerne livscyklus



2.4 Miljømæssige funktioner, værdier, målsætninger og grænseværdier

Normative miljøindikatorer

Samfundets ønsker til naturens og miljøets tilstand er selvsagt et afgørende element i tilrettelæggelsen af miljøplanlægningen og dermed også i udvælgelsen af den herfor fornødne information. Udvalgte miljøforhold og problemstillinger, der skal omfattes af planlægningen, vil og bør derfor i vid udstrækning afspejle befolkningens miljømæssige interesser.

Forskellige slags værdisætning

Denne udvælgelse og prioritering, som tager udgangspunkt i menneskers interesser og præferencer, er reelt normativ. Valg og konstruktion af miljøindikatorer afspejler altid en eller anden form for værdisætning. Værdisætningen omfatter alt lige fra udvælgelsen af konkrete miljømæssige værdier til egentlig prissætning af forskellige miljøkonsekvenser.

Værdisætningen finder derfor sted på flere forskellige niveauer:

- Udvælgelse af miljømæssige værdier ud fra miljøets funktioner
- Angivelse af retningen for fremskridt og tilbageskridt i den miljømæssige udvikling
- Valg af målsætninger for miljøforholdene - critical loads og bæredygtighed
- Sammenligning af aktuelle miljøforhold med målsætningerne herfor
- Sammenvejning af miljøoplysninger eller af indikatorer for både miljø- og samfundsforhold vha. værktøjer som multiple criteria decision making (MCDM) og cost-benefit analyse (CBA)

Økologiske, sociologiske og økonomiske værdier

De konkrete miljømæssige værdier omfatter forhold såsom økologisk værdi, der både omfatter værdien af de levende organismers bidrag til bevaring af levevilkårene på kloden og den etiske samt æstetiske værdi af deres eksistens. Hertil kommer miljøets sociale værdi, der vedrører værdien af at opretholde en vis sundhedstilstand for de levende organismer samt værdien af de potentielle, men endnu ikke opdagede muligheder for livsudfoldelse. Endelig har miljøet også økonomisk værdi omfattende de værdier, som gennem politisk vedtaget regulering og afslørede præferencer implicit eller eksplicit tillægges visse af miljøets funktioner, jf. i øvrigt Gustafsson (1998).

Miljøets funktioner

De miljømæssige værdier afspejler, at miljøet har en række funktioner. Hermed menes en række mekanismer, processer og andre forhold i miljøet, som er en forudsætning for, at dette direkte og indirekte yder klodens levende organismer tjenester.

Miljøets funktioner omfatter reguleringsfunktioner - dvs. opretholdelse af en vis økologisk balance under indflydelse af alle de fysiske, kemiske og biologiske påvirkninger, miljøet udsættes for. Hertil kommer miljøets arealanvendelsesfunktioner, hvorved der gives plads for menneskers og andre levende organismers udfoldelse, og dets produktionsfunktioner, som giver mulighed for udnyttelse af udtømmelige og fornybare ressourcer. Endelig har miljøet også visse informationsfunktioner, gennem hvilke en række kulturelle fænomener såsom kunst, æstetik og religion understøttes, og den historiske arv bevares.

Det er vanskeligt at afgøre, om de angivne funktioner giver et udtømmende billede af alle de mekanismer og forhold i miljøet, som danner baggrund for dets værdier. De repræsenterer imidlertid en række forhold i miljøet, som er bestemmende for kvaliteten af de tjenester, som mennesker gør brug af. Det er disse tjenester, som giver miljøet værdi for mennesker, og hvis kvalitet derfor ønskes beskrevet ved hjælp af indikatorer.

Miljøindikatorernes retningsangivelse

Når det drejer sig om værdineutrale kvantitative beskrivelser af miljøforholdene og indikatorer, der relaterer de aktuelle miljøforhold til normbestemte miljøstandarder, bør indikatorerne være retningsgivende i den forstand, at enhver ændring i en indikator værdi enten kan karakteriseres som et fremskridt eller et tilbageskridt.

Med udgangspunkt i DPSIR-terminologien vil den foretrukne ændringsretning for de impact-indikatorer, der er direkte relateret til udviklingen i de miljømæssige værdier, formentlig altid være indiskutabel. Der kan muligvis opstå uenighed om visse økologiske værdier - fx visse levende organismers æstetiske værdi - men ellers må det være klart, hvilken retning indikatorer for social og økonomisk værdi skal bevæge sig, for at der kan siges at være tale om en miljøforbedring.

Positive og negative aspekter af en given indikatorudvikling

Situationen er lidt mere uklar, hvis indikatorerne udformes for miljøets funktioner. For det første kan det være vanskeligt at pege på oplagte indikatorer for en række af reguleringsfunktionerne - fx for miljøet evne til at regulere atmosfærens og havenes kemiske sammensætning eller til at regulere de biologiske kontrolmekanismer. For

det andet vil der være en række tilfælde, hvor udviklingen i en given funktion kan have positive konsekvenser for nogle miljømæssige værdier og negative konsekvenser for andre - fx kan en udvidelse af de rekreative arealer udmærket have positive konsekvenser for nogle af de økonomiske værdier, men negative konsekvenser for visse af de økologiske.

<i>Substitution</i>	Situationen bliver endnu mere uklar, hvis man betragter forskellige enkelt-indikatorer. En given ændring i den enkelte D-, P- eller S-indikator kan udmærket være godt for nogle miljømæssige værdier og skidt for andre. Som eksempel på en sådan konfliktfyldt situation kan nævnes en indikator for næringsstofbelastningen. Reduceres denne, kan det være til gunst for både økologiske og visse økonomiske værdier - sportsfiskeri - men til ugunst for især jordens produktivitet - en økonomisk værdi.
<i>Implicit værdisætning</i>	En lignende konflikt gør sig gældende i relation til mange indikatorer for miljøindsatsen (R-indikatorer). En stigning i en given miljøafgift - fx en afgift på et miljøskadeligt plastikprodukt - vil således normalt blive anset for en gevinst for miljøet. Der gøres en indsats for at begrænse brugen af det skadelige produkt. Problemet er blot, at den opnåede forbrugsbegrænsning i mange tilfælde opnås ved, at der substitueres over mod andre produkter med en tilsvarende funktion. I visse tilfælde kan dette give anledning til en forøgelse af miljøpåvirkningen på andre områder - ved at afhjælpe et miljøproblem, skabes undertiden et andet. En bestemt udvikling i en R-indikator, kan altså ikke altid utvetydigt fortolkes som en miljømæssig fordel.
<i>Integreret analyse</i>	<p>De anførte eksempler viser, at det undertiden kan være vanskeligt at fastslå om en given udvikling i især en D-, P- S- eller R-indikator samlet set er et udtryk for en positiv eller negativ udvikling i miljøforholdene. Hvis man derfor i forbindelse med valget af indikatorer samtidig fastlægger - hvad man oftest gør - i hvilken retning indikatoren skal udvikle sig, for at der er tale om en positiv miljømæssig udvikling, foretager man faktisk hermed implicit en værdisætning med hensyn til hvilke miljøværdier, man lægger mest vægt på.</p> <p>En del af disse problemer vil dog kunne undgås, hvis man gennemfører en egentlig integreret analyse af samspillet mellem de forskellige samfundsmæssige aktiviteter og ændringerne i miljøforholdene i stedet for alene at fokusere på udviklingen i de enkelte indikatorer.</p>
<i>Målsætninger for miljøet</i>	<p>I forhold til udvælgelsen af de miljømæssige værdier og fastsættelsen af den foretrukne ændringsretning på de valgte miljøindikatorer udgør selve fastlæggelsen af målsætninger for miljøet en mere eksplicit værdisætning. Miljømålsætningerne fastsættes ofte som ønskede værdier på en række indikatorer.</p> <p>Formelt set er det muligt at adskille to typer af miljømålsætninger:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Subjektivt politisk fastsatte målsætninger eller grænseværdier (target values) • Objektivt videnskabeligt fastsatte målsætninger eller grænseværdier (quality objectives)
<i>Politiske målsætninger</i>	De politisk fastsatte målsætninger (target values) er i mange tilfælde resultatet af en mere eller mindre eksplicit værdisætning af en række forskellige samfundsmæssige hensyn, men de er i langt de fleste tilfælde grundlæggende bestemt i forhold til en videnskabeligt fastsat referenceværdi (kritisk grænseværdi, upåvirket referenceværdi, acceptabel risiko, no-effect level mv.). Ud over hensynet til den eller de miljø- og sundhedsmæssige værdier, som målsætningen vedrører, kan der være taget højde for målsætningens konsekvenser for aktiviteterne i samfundet, indkomstfordelingen og risikoen ved ikke at overholde målsætningen (forsigtighed). Hertil kommer et eventuelt ønske om at fastsætte målsætningen på et bestemt niveau i forhold til udlandet.
<i>Videnskabelige grænseværdier</i>	En videnskabeligt fastsat grænseværdi (quality objective) til beskyttelse af miljøet eller menneskers sundhed, opfattes ikke i samme grad som resultatet af en værdisæt-

ning. Der kan enten være tale om fastsættelse af grænseværdier for udledningen af stoffer (emissionsgrænseværdier) eller for koncentrationen af skadelige stoffer i miljøet (critical levels), eller om fastsættelse af såkaldte critical loads - belastningsgrænse-niveauer - for bestemte naturtyper. Fastsættelsen af critical load for en given naturtype fastsættes således, at en overholdelse heraf sikrer, at den pågældende naturtype eller det pågældende økosystem ikke skades. Ligesom der principielt kan fastsættes grænseværdier for alle sundhedsfarlige stoffer, kan der principielt for hver naturtype også fastsættes critical loads for alle de belastningstyper, som truer netop denne naturtype.

Værdisætning via videnskabelige grænseværdier

Når en videnskabeligt fastsat grænseværdi benyttes som politisk målsætning er dette imidlertid også - i hvert fald implicit - udtryk for en værdisætning af de relevante miljømæssige værdier i forhold til andre samfundsmæssige hensyn eller værdier. Det, der vindes ved ikke at overskride de fastsatte grænseværdier, antages at være mere værdifuldt end det, der mistes herved. Reelt tillægger man således gennem disse former for målsætningsfastsættelse enten de miljømæssige værdier uendelig høj værdi i forhold til andre værdier - sundhedsmæssige risici og bevaring af en given naturtype i et givet område går forud for alle andre hensyn - eller man vurderer, at målsætningernes konsekvenser for andre hensyn - typisk produktionen af en række forbrugsgoder - vil være så beskedne, at man kan tillade sig at se bort herfra.

Svagheder ved målfastsættelse

Set i et langsigtet miljøperspektiv har den politiske fastsættelse af målsætningerne en åbenlys svaghed ved i høj grad at afspejle, hvad der er "politisk muligt" på kort sigt, hvad pressen har valgt at fokusere på osv. Bestræbelserne på at benytte videnskabeligt baserede grænseværdier som norm for miljøpåvirkningen er imidlertid også behæftet med svagheder. Ved at koncentrere sig om critical loads, svækkes interessen for dosis-respons-sammenhængene mellem belastningen af miljøet og de endelige konsekvenser herfor. Dette skyldes, at sundheden og naturtyperne som udgangspunkt ønskes bevaret, og dermed sættes der bindende grænser for belastningsomfanget. Hvad konsekvenserne af at overskride grænseværdierne og critical loads er, bliver herefter af mindre betydning, hvilket også gælder konsekvenserne af at overholde målsætningerne. Hermed nedprioriteres en afvejning af forskellige miljømæssige og samfundsmæssige hensyn.

Bæredygtighed som målsætning

Skelnen mellem politisk og videnskabeligt fastsatte kriterier for opstilling af miljømålsætninger gælder også fastsættelsen af samfunds- og miljømæssige bæredygtighedskrav. Udformningen af disse krav kompliceres imidlertid yderligere af, at der er forskellige opfattelser af, hvori bæredygtighed består. Der kan således både anlægges en stærk bæredygtighedsopfattelse, ifølge hvilken miljøforholdene skal bevares i en bestemt tilstand - såvel critical loads som target values er eksempler herpå - og en svag bæredygtighedsopfattelse, ifølge hvilken forringede miljøforhold kan opvejes af forbedrede samfundsmæssige forhold. Tankegangen bag ægte opsparring, jf. afsnit 3.2, er et eksempel på sidstnævnte opfattelse.

Bæredygtighedskriterier

Det vil føre for vidt at gå ind i bæredygtighedsproblemstillingen i denne rapport. Bæredygtighedskriterierne opfattes derfor her bredt som eksogent givne restriktioner på hvilke samfunds- og miljømæssige udviklingsforløb, der anses for acceptable. Restriktionerne antages bestemt og prioriteret i andre sammenhænge end den integrerede miljøplanlægning, og det skal ikke nærmere behandles, hvordan dette bør ske. Som et element i denne planlægning bør det imidlertid undersøges, om de opstillede bæredygtighedsrestriktioner er overholdt.

Sammenligning af aktuelle miljøforhold med miljømålsætningerne

Miljømålsætningerne kan formuleres som ønskede værdier på en række miljøindikatorer. Med en sådan formulering kan de aktuelle miljøforhold beskrevet ved hjælp af de samme indikatorer direkte sammenlignes med de opstillede målsætninger. Dette kan fx ske ved enten at beregne afstanden mellem den aktuelle værdi på indikatoren og den fastsatte målsætningsværdi eller ved at beregne forholdet mellem indikatorens aktuelle værdi og målsætningsværdien. Sådanne sammenligninger - distance to target - resulterer herved i forskellige udtryk for graden af målsætningsopfyldelse, jf. i øvrigt afsnit 3.1.6.

Performance-indikatorer De såkaldte performance-indikatorer er udtryk for, hvor langt samfundet befinder sig fra den ønskede kvalitet på de valgte miljømæssige værdier eller temaer. Man vil dog sjældent kunne sammenligne disse afstandsindikatorer på tværs af miljøtemaerne. En 70 procents målsætningsopfyldelse på ét område kan være udtryk for, at der trods alt ikke er langt igen - dvs. de sidste 30 procents forbedring kan opnås uden betydelige konsekvenser for andre miljø- og samfundsmæssige hensyn. På et andet område kan en tilsvarende 70 procents målsætningsopfyldelse være udtryk for, at der er langt igen. Dette afhænger selvsagt af, hvor ambitiøs målsætningen er, eller sagt på en anden måde, af samfundets omstillingsmuligheder i forhold til den betragtede miljøværdi.

Miljøpåvirknings-indikatorer Er målsætningerne formuleret som ønskede værdier på omfanget af miljøpåvirkningen, føjes der yderligere usikkerhedsmomenter til fortolkningen af forskellene mellem de aktuelle værdier på indikatorerne og målsætningsværdierne. En begrænsning af de miljøpåvirkende aktiviteter eller selve miljøpåvirkningen indebærer, at værdierne på de aktuelle D- eller P-indikatorer nærmer sig de målsatte værdier. Dette fortolkes normalt som en forbedring af miljøforholdene. Dette behøver imidlertid ikke altid at være tilfældet, for selv om fx næringsstofpåvirkningen af et givet søområde reduceres, har dette ikke nødvendigvis inden for en overskuelig årrække en målelig effekt på miljøtilstanden i området eller på områdets miljømæssige værdier.

Man kan selvfølgelig hævde, at mindre miljøpåvirkning trods alt altid må være bedre end mere - også selv om det ikke har nogen målelig effekt på de miljømæssige værdier - for gennem påvirkningsreduktionen har man bevæget sig nærmere mod et belastningsniveau, hvorfra en yderligere reduktion vil have en effekt. Dette argument er sikkert korrekt i mange tilfælde, men man må fortsat være opmærksom på usikkerheden omkring de opnåede effekter og ikke overfortolke en given udvikling i belastningen. Hertil kommer muligheden for, at miljøforholdene i visse situationer er så ødelagt, at de er umulige at genoprette - uanset om påvirkningsniveauet reduceres til det målsatte niveau - eller at påvirkningsreduktionen skal suppleres med andre foranstaltninger for overhovedet at have effekt.

Sammenvejning af miljøoplysninger eller af indikatorer for både miljø- og samfundsforhold Der blev ovenfor 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 enten at acceptere muligheden for at afveje forskellige miljøhensyn over for hinanden og over for andre hensyn eller at tage det for givet eller underforstå, at naturen skal være upåvirket/sund. Accepteres muligheden for både at afveje forskellige miljøhensyn over hinanden og over for andre hensyn, åbnes der mulighed for endnu en form for værdisætning, hvor de forskellige miljøforhold - fx beskrevet vha. indikatorer - tillægges forskellige vægte. Hermed bliver det muligt at opstille egentlige aggregerede miljøindeks for udviklingen i de samlede miljøforhold, jf. afsnit 3.1.6, og ikke mindst for at prioritere miljøindsatsen, jf. kapitel 6. To af de oftest anvendte metoder til at operationalisere brugen af aggregerede miljøindeks og til at prioritere miljøindsatsen er velfærdsøkonomisk cost-benefit analyse og multiple criteria decision making, der omtales nærmere i hhv. afsnit 6.2 og 6.4.